

FLUORANTHÈNE

Dernière mise à jour : 09/03/2005

RESPONSABLE DU PROGRAMME

A. PICHARD : annick.pichard@ineris.fr

EXPERTS AYANT PARTICIPÉ A LA RÉDACTION

M. BISSON - J. BUREAU - C. HULOT - B. DOORNAERT - G. LACROIX -
J.P. LEFEVRE - L. MALLERET

DOCUMENTATION

C. GILLET

Afin d'avoir une meilleure compréhension de cette fiche, les lecteurs sont invités à se référer à la méthodologie de renseignements.

FLUORANTHÈNE

SOMMAIRE

1. GÉNÉRALITÉS	4
1.1 Identification/caractérisation	4
1.2 Principes de production	4
1.3 Utilisations	4
1.4 Principales sources d'exposition	5
2. PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION	6
2.1 Paramètres physico-chimiques	6
2.2 Comportement	8
2.3 Persistance	8
2.3.1 Dégradation abiotique	8
2.3.2 Biodégradation	8
2.4 Bio-accumulation et métabolisme	9
3. DONNÉES TOXICOLOGIQUES	10
3.1 Devenir dans l'organisme	10
3.2 Toxicologie aiguë	10
3.3 Toxicologie chronique	11
3.3.1 Effets systémiques	11
3.3.2 Effets cancérigènes	12
3.3.3 Effets sur la reproduction et le développement	14
3.4 Valeurs toxicologiques de référence	14
3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS	14
3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA	16
4. DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES	16

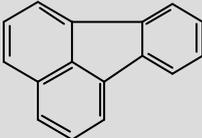
FLUORANTHÈNE

4.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë	17
4.1.1 Organismes aquatiques	17
4.1.2 Organismes terrestres	17
4.2 Paramètres d'écotoxicité chronique	17
4.2.1 Organismes aquatiques	17
4.2.2 Organismes terrestres	18
5. VALEURS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTALES	19
5.1 Étiquetage - Milieu de travail	19
5.2 Nomenclature Installations classées (IC)	19
5.3 Valeurs utilisées en milieu de travail - France	19
5.4 Valeurs utilisées pour la population générale	19
5.4.1 Qualité des eaux de consommation	19
5.4.2 Qualité de l'air	20
5.4.3 Valeurs moyennes dans les milieux biologiques	20
5.5 Concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC).	20
Propositions de l'INERIS	20
5.5.1 Compartiment aquatique	20
5.5.2 Compartiment sédimentaire	20
6. MÉTHODES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION DANS L'ENVIRONNEMENT	21
6.1 Familles de substances	21
6.2 Principes généraux	21
6.2.1 Eau	21
6.2.2 Air	22
6.2.3 Sols	23
6.3 Principales méthodes	24
6.3.1 Présentation des méthodes	24
6.3.2 Tableau de synthèse	34
7. BIBLIOGRAPHIE	34

FLUORANTHÈNE

1. GÉNÉRALITÉS

1.1 Identification/caractérisation

Substance chimique	N° CAS	N° EINECS	Synonymes	Forme physique (*)
FLUORANTHENE $C_{16}H_{10}$ 	206-44-0	205-912-4	Benzacénaphène 1,2-benzacénaphène 1,2-[1,8-naphtylène]benzène 1,2-[1,8-naphtalenedyl]benzène benzo[j,k]fluorene idryl	solide cristallisé sous forme d'aiguilles ou de cristaux plats

(*) dans les conditions ambiantes habituelles

1.2 Principes de production

Quelques HAP, dont le fluoranthène, sont produits à des fins industrielles.

Le fluoranthène fait partie des principaux constituants des goudrons lourds issus du charbon. Il est obtenu par distillation à haute température (353 à 385 °C) d'huile d'anthracène ou de brai.

Il est également formé lors de la combustion incomplète du bois et du fioul.

1.3 Utilisations

Le fluoranthène est utilisé en revêtement de protection pour l'intérieur des cuves et des tuyaux en acier servant au stockage et à la distribution d'eau potable.

Il est utilisé comme intermédiaire dans la fabrication de teintures, notamment de teintures fluorescentes.

Il est également employé dans la fabrication des huiles diélectriques et comme stabilisant pour les colles époxy.

En pharmacie, il sert à synthétiser des agents antiviraux.

FLUORANTHÈNE

1.4 Principales sources d'exposition

Les principales sources naturelles de HAP dans l'environnement sont les feux de forêts et les éruptions volcaniques.

Les émissions des cheminées et des fours à bois domestiques, des incinérateurs d'ordures ménagères, des unités de production de goudron et d'asphalte, des unités de craquage du pétrole, constituent les principales sources anthropiques. Ces sources stationnaires représentent environ 80 % des émissions. Les sources mobiles sont constituées par les échappements des véhicules essence et Diesel.

Les rejets dans l'environnement sont principalement atmosphériques. Les HAP sont généralement associés à des particules, surtout les plus fines, mais peuvent également être présents dans la phase gazeuse.

La présence de HAP dans les eaux de surface provient du dépôt de particules en suspension dans l'atmosphère, des rejets de lixiviation des aires de stockage de charbon, des effluents des usines de traitement du bois et autres industries, de l'utilisation de composts et de fertilisants.

Le fluoranthène fait partie des HAP prédominants dans les émissions des incinérateurs d'ordures ménagères.

Concentrations ubiquitaires

Milieu	Concentration
Air	? 1 ng/m ³ ⁽¹⁾
Eau	
- eaux de surface	? 50 ng/L ⁽²⁾
- eaux de pluie	? 200 ng/L ⁽³⁾
Sols	? 40 ?g/kg ⁽⁴⁾
Sédiments	
- de rivière	? 1 mg/kg ⁽⁵⁾

(1) Estimé sur la base de données fournies par HSDB (2001), OMS IPCS (1998) pour des pays d'Europe.

(2) OMS IPCS (1998).

(3) Estimé sur la base de données fournies par OMS IPCS (1998) pour des pays d'Europe.

(4) ATSDR (1995).

(5) Estimé sur la base de données fournies par ATSDR (1995) concernant une rivière américaine considérée comme référence de "site propre " et par OMS IPCS (1998) pour des rivières européennes.

FLUORANTHÈNE

2. PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

2.1 Paramètres physico-chimiques

Paramètre	Valeur	Étendue	Référence
Facteur de conversion (dans l'air à 20 °C)	1 ppm = 8,4 mg/m ³ 1 mg/m ³ = 0,12 ppm		
Seuil olfactif (ppm)	Non disponible		
Masse molaire (g/mol)	202,26 ⁽¹⁾	202 - 202,3	ATSDR (1995), Guide de la chimie (1999), HSDB (2001), Ullmann (1989)
Point d'ébullition (°C) (à pression normale)		375 - 384	ATSDR (1995), Guide de la chimie (1999), HSDB (2001), OMS IPCS (1998), Ullmann (1989)
Pression de vapeur (Pa)	0,8.10 ⁻³ à 20 °C 1,2. 10 ⁻³ à 25 °C		Verschuieren (2001) ATSDR (1995), HSDB (2001), OMS IPCS (1998)
Densité -vapeur (par rapport à l'air)	6,98		
-solide	d ₄ ⁰ = 1,252 d ₄ ²⁰ = 1,252		ATSDR (1995), Guide de la chimie (1999), HSDB (2001) Ullmann (1989)
Tension superficielle (N/m)	Non concerné		
Viscosité dynamique (Pa.s)	Non concerné		
Solubilité (mg/L) dans l'eau	0,26 à 25 °C		OMS IPCS (1998), Verschuieren (2001)
Log Kow	5,1 ⁽²⁾ ⁽⁶⁾	4,9 à 5,3	Maagd <i>et al.</i> (1998), US EPA (1996), HSDB (2002), CHEMFATE (2002), Verschuieren (2001), STF (1991), Hansen <i>et al.</i> (1993), ATSDR (1995), EPRI (1998)
Koc (L/kg)	7,2 10 ⁴ ⁽³⁾	2,9 10 ⁴ à 2,0 10 ⁵	US EPA (1996), CHEMFATE (2002),

FLUORANTHÈNE

			Verschueren (2001), ATSDR (1995), HSDB (2001), Sims <i>et al.</i> (1988), Hempfling <i>et al.</i> (1997)
Coefficient de partage sol-eau : K_d (L/kg)	(4)		
Coefficient de partage sédiments-eau : K_d (L/kg)	(4)		
Coefficient de partage Matière en Suspension-eau : K_d (L/kg)	(4)		
Constante de Henry (Pa.m³/mol)	0,8 ⁽²⁾ à 20 °C	0,64 à 1,09 à 20 °C	Ten Hulscher (1991), Maagd <i>et al.</i> (1998), HSDB (2002), EPRI (1988) US EPA (1996), Hempfling <i>et al.</i> (1997)
	1,5 ⁽²⁾ à 25 °C	1,17 à 1,63 à 25 °C	US EPA (1996), CHEMFATE (2002), ATSDR (1995), Hempfling <i>et al.</i> (1997)
Coefficient de diffusion dans l'air (cm²/s)	3,9.10 ⁻² ⁽²⁾	3,02 - 4,9.10 ⁻²	US EPA (1996), EPRI (1988)
Coefficient de diffusion dans l'eau (cm²/s)	5,8.10 ⁻⁶ ⁽²⁾	5,3 - 6,35.10 ⁻⁶	EPRI (1988), US EPA (1996)
Coefficient de diffusion à travers le PEHD (m²/j)	2.10 ⁻⁷		Veerkamp et ten Berge (1994)
Perméabilité cutanée à une solution aqueuse (cm/h)	0,36 ⁽⁵⁾ par défaut		US EPA (1992)

Choix des valeurs :

(1) Valeur la plus fréquemment citée.

(2) Moyenne arithmétique des valeurs.

(3) La valeur proposée est la moyenne géométrique d'une douzaine de valeurs déterminées expérimentalement sur des sols.

(4) 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).

FLUORANTHÈNE

La valeur de foc est issue de mesure de terrain ou par défaut une valeur issue de la littérature, par exemple celle du TGD (CE, 1996), de 0,02 pour foc_sol, de 0,05 pour foc_sed, de 0,1 pour foc_mes.

- (5) Aucune valeur expérimentale n'est disponible, il est donc proposé, par défaut, la valeur de 0,36 cm/h, rapportée dans le document de l'US EPA (1992), correspondant à la valeur calculée à partir du log Kow du fluoranthène (4,95).
- (6) Concernant le LogKow, les valeurs mesurées varient de 4,90 à 5,39 tandis que les valeurs estimées varient de 4,9 à 5,33. Une étude de reproductibilité sur différentes méthodes de mesure du Kow a permis de proposer la valeur de 5,09, moyenne des valeurs obtenues par la méthode d'agitation lente en flacon (Hansen et al., 1993).

2.2 Comportement

2.3 Persistance

Aucune donnée expérimentale sur l'hydrolyse du fluoranthène n'a été trouvée. Cependant, compte tenu de sa structure moléculaire, l'hydrolyse du fluoranthène est probablement négligeable.

2.3.1 Dégradation abiotique

Aucune donnée spécifiquement reliée à la dégradation abiotique du fluoranthène n'a été trouvée. Par contre des données génériques sur les HAP indiquent que l'oxydation induite par l'ozone, et l'hydroxylation sont les deux mécanismes de dégradation intervenant de manière prédominante dans l'atmosphère. Ces deux réactions sont activées par la lumière naturelle. Les demi-vies dans l'air accompagnant ces mécanismes de photooxydation varient de 0,4 à 68,1 heures (US EPA, 1990 ; Slooff *et al.*, 1989). Cependant, ces mécanismes sont largement dépendants des conditions environnementales, notamment la nature et la taille des particules présentes dans l'air ambiant et sur lesquelles les HAP sont attachés (Korfmacher *et al.*, 1980 ; NRCC, 1983 ; Behymer et Rites, 1988). Les HAP sont plus persistants lorsqu'ils sont liés à des particules de nature organique. Des transformations mineures peuvent également mener à une dégradation des HAP notamment par réaction avec des oxydes d'azote (NO_x) et le dioxyde de soufre (SO₂) ; de telles réactions ne se produisent toutefois qu'aux points d'émission où la température oscille entre 100°C et 200°C (Atkinson *et al.*, 1979).

2.3.2 Biodégradation

Les rares données expérimentales qui ont pu être trouvées sur des essais en milieux aqueux montrent que le fluoranthène est peu biodégradable : Des demi-vies de 560 à 1760 jours en milieu aqueux sur des souches non adaptées ont été estimées par (Howard, *et al.*, 1991). En première approche, une demi-vie de 1 500 jours peut être proposée. Même des essais de dégradation par une culture enrichie de bactéries du sol ont montré que la dégradation n'était jamais totale et qu'elle pouvait s'apparenter à un processus d'humification (Ressler, *et al.*, 1999).

Dans les sols, les HAP sont éliminés principalement par volatilisation et par activité microbienne. Plusieurs facteurs tels que la température, le type de sol, et la présence d'autres substances conditionnent les processus de dégradation (Beak 1981 ; Bulman *et al.*, 1985 ;

FLUORANTHÈNE

PACE 1988 ; ATSDR 1990 ; Cooper 1991 ; Wild *et al.*, 1991). Les HAP de faible poids moléculaire se volatilisent plus rapidement (Slooff *et al.*, 1989 ; Wild et Jones, 1993).

2.4 Bio-accumulation et métabolisme

De nombreux résultats d'essais sur organismes aquatiques sont disponibles dans la littérature :

Crustacés : *Crangon septemspinosa* (marin) : BCF (4 j) = 180. La contamination effectuée en continu sur 4 jours à 2,4 µg/L a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese et Burridge, 1987).

Daphnia magna : BCF (1 j) = 1 742. La contamination effectuée en statique à une concentration dans l'eau de 9 µg/L. Dosages HPLC (Landrum, 1988).

Polychètes : *Neiris viorens* : BCF (4 j) = 720. La contamination a été effectuée en continu sur 4 jours à 2,4 µg/L a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese et Burridge, 1987).

Mollusques : *Mya arenaria* (marin) : BCF (4 j) = 4 120

Mytilus edulis (marin) : BCF (4 j) = 5 920

Pour ces 2 essais, la contamination effectuée en continu sur 4 jours à une concentration de 2,4 µg/L a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese et Burridge, 1987)

Amphibiens : *Rana pipiens* : BCF (48 h) = 1 660. L'essai a été réalisé sur des larves de 96 à 118 heures exposées en continu à une concentration de 0,892 µg/L. Pour des concentrations supérieures, le BCF est plus faible (611 à 30,6 µg/L) (Monson, *et al.*, 1999).

Poissons : *Oncorhynchus mykiss* : BCF (21 j) = 378. La contamination a été effectuée en continu sur 21 jours à 3,3 µg/L. Dosages HPLC (Gerhart et Carlson, 1978).

Compte tenu de ces données, un facteur de bioconcentration de 5 920 semble correspondre à une valeur conservatrice pour le fluoranthène lorsqu'il est présent dans le milieu aquatique (Payne *et al.*, 1988).

Le devenir du fluoranthène dans l'environnement mène le plus souvent au compartiment sédimentaire (Payne *et al.*, 1988). L'étude d'adsorption menée par Aarnoutse *et al.*, sur un sédiment à 4 % de carbone organique total a permis d'obtenir un Koc de 398 110 L.kg⁻¹ (Log Koc = 5,6) (Aarnoutse *et al.*,). Comme l'expliquent les auteurs, cette valeur est plus élevée que celles trouvées dans la littérature (4,8 < Log Koc < 5,0) car les méthodes de mesure utilisées peuvent conduire à surestimer les concentrations dans l'eau interstitielle. D'autres valeurs de Koc sont disponibles à partir d'essais de toxicité effectués sur des sédiments marins à différents taux de carbone organique (Swartz *et al.*, 1990). La moyenne de ces valeurs est de 112 200 L.kg⁻¹.

FLUORANTHÈNE

3. DONNÉES TOXICOLOGIQUES

L'ensemble des informations cité ci-dessous provient de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (ATSDR, 1995 ; IARC, 1983, 1987 ; 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.

Nous invitons le lecteur à lire le rapport INERIS 'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) : Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélange ; évaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)' (Doornaert et Pichard, 2003). Ce rapport est disponible sur le site Internet de l'INERIS (<http://www.ineris.fr>) et sur le portail substances chimiques (<http://chimie.ineris.fr>).

3.1 Devenir dans l'organisme

Études chez l'homme

Très peu de données sur le devenir dans l'organisme du fluoranthène sont disponibles chez l'homme. En ce qui concerne l'absorption du fluoranthène, chez l'homme seule l'absorption cutanée a été étudiée. Après application de 2 % de goudron sur la peau de volontaires sains, 2 jours consécutifs pendant 8 heures, la présence de phénanthrène, d'anthracène, de pyrène et de fluoranthène a été détectée dans le sang des sujets étudiés, alors qu'aucune trace de benzo[a]pyrène n'a été mesurée dans le sang de ces individus (Storer *et al.*, 1984). Aucune autre donnée ne traite spécifiquement de l'absorption, de la distribution, du métabolisme et de l'excrétion du fluoranthène chez l'homme.

Études chez l'animal

Une seule étude traite de l'absorption par voie orale du fluoranthène chez les animaux. Vingt mg/kg de fluoranthène dilué dans un mélange de Tween 80 et de solution saline isotonique ont été administrés par voie orale aux rats. Dans les échantillons de sang analysés, le pic de concentration de fluoranthène (30 mg/cm³) est atteint 1 à 2 heures après l'administration (Lipniak et Brandys, 1993). La distribution, le métabolisme et l'excrétion du fluoranthène n'ont pas été étudiés chez l'animal.

3.2 Toxicologie aiguë

Études chez l'homme

Quelle que soit la voie d'exposition, aucune étude ne traite de l'effet du fluoranthène après une exposition aiguë chez l'homme.

FLUORANTHÈNE

Études chez l'animal

Chez l'animal, peu d'études concernant l'effet d'une exposition aiguë au fluoranthène sont disponibles et ceci quelle que soit la voie d'exposition.

Pour la voie orale, une DL₅₀ de 2 000 mg/kg/poids corporel a été calculée chez le rat (Smyth, 1962) et une DL₅₀ de 100 mg/kg chez la souris (RTECS, 1993). Pour la voie cutanée, une DL₅₀ de 3 180 mg/kg/poids corporel a été déterminée chez les lapins (Smyth, 1962). Enfin, une étude réalisée chez les souris a montré que l'administration intra péritonéale de 500 mg/kg/poids corporel de fluoranthène tous les jours pendant 7 jours n'induisait pas la mort des animaux (Gerarde, 1960).

Des rats F-344 mâles et femelles ont été exposés par gavage à 0, 100, 200 et 400 mg/kg de fluoranthène présent dans de l'huile de cacahuète (exposition unique). L'activité locomotrice nocturne de ces animaux a été observée toutes les 2 heures pendant 12 heures et pendant 5 jours consécutif après le traitement. Une diminution significative de l'activité horizontale et verticale a été constatée chez les rats traités par rapport aux rats témoins. Une série de tests comportementaux a été également réalisée chez les rats 0, 2, 4, 6, 12, 24, 48, 72 et 96 heures après l'exposition au fluoranthène. Les rats traités mâles et femelles présentaient une modification significative du comportement incluant une ataxie et une diminution de la réponse à un stimulant sensoriel (Saunders *et al.*, 2003).

Une seule injection intrapéritonéale de 30 mg de fluoranthène n'a pas d'effet sur le poids corporel des rats (Haddow *et al.*, 1937).

3.3 Toxicologie chronique

3.3.1 Effets systémiques

Études chez l'homme

Aucune étude spécifique au fluoranthène n'est disponible chez l'homme.

Études chez l'animal

Chez l'animal, aucune étude concernant les effets pouvant être induits par une exposition chronique par voie pulmonaire au fluoranthène n'est disponible.

Les études principales mettant en évidence l'effet du fluoranthène administré par voie orale sont les études de l'US EPA (1988a, b, c), dans lesquelles des souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 13 semaines. Ces études ont montré que le fluoranthène à 500 mg/kg/j n'induisait pas de détresses respiratoires ou cardiaques, ni de dommages (micro ou macroscopiques) ni de nécroses pulmonaires ou cardiaques. De même, aucune atteinte musculo-squelettique n'a été observée. Toutes les souris exposées présentent une augmentation de la salivation, une néphropathie et une augmentation dose-dépendante du taux des enzymes hépatiques. Cependant ces signes ne sont pas statistiquement significatifs dans le groupe exposé à

FLUORANTHÈNE

125 mg/kg/j de fluoranthène et ne sont pas considérés comme néfastes. Dans les groupes exposés à 250 et à 500 mg/kg/j de fluoranthène, une augmentation statistiquement significative du taux de la GGT et une augmentation du poids relatif et absolu du foie ont été constatées. Des lésions histologiques du foie sont associées dans les groupes exposés à 250 et à 500 mg/kg/j de fluoranthène dans respectivement 65 et 87,5 % des cas. Sur la base de ces résultats un NOAEL de 125 mg/kg/j et un LOAEL de 250 mg/kg/j ont été calculés pour une augmentation du taux de la GGT et une augmentation du poids relatif et absolu du foie.

L'étude de Lee *et al.*, (1993) n'a pas mis en évidence le caractère immunotoxique du fluoranthène. Chez des souris BALBc exposées par voie orale, 2 fois par semaine pendant 8 semaines à 0,5 ou à 5 mg/kg de benzo[a]anthracène, de benzo[a]pyrène, de chrysène, de dibenzo[a]anthracène ou de fluoranthène, le taux d'anticorps spécifiques des différents HAPs ont été mesuré. Alors qu'une augmentation des anticorps anti-benzo[a]anthracène et anti-benzo[b]fluoranthène a été observée, aucun anticorps anti-fluoranthène n'a pu être détecté.

Effets systémiques

Substance Chimique	Voies d'exposition	Taux d'absorption		Organe cible	
		Homme	Animal	Principal	Secondaire
Fluoranthène	Inhalation	ND*	ND*	Reins	
	Ingestion	ND*	ND*	Foie, reins	
	Cutanée	ND*	ND*		

ND* = Non Disponible

3.3.2 Effets cancérigènes

☞ - Classification

L'Union Européenne

Non déterminé.

CIRC - IARC

Groupe 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme (IARC, 1987).

US EPA (IRIS)

Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (US EPA (IRIS) 1990).

FLUORANTHÈNE

✍ - Études principales

Études chez l'homme

Aucune donnée concernant l'effet cancérigène du fluoranthène n'est disponible chez l'homme, quelle que soit la voie d'exposition.

Études chez l'animal

Seuls les résultats obtenus après une application cutanée sont disponibles.

L'application de façon ponctuelle pendant 1 ou 2 jours consécutifs de différents HAPs dont le fluoranthène sur le dos de souris C57BL/6 a montré que 0,05 mg/cm² de fluoranthène n'augmentait pas le nombre de mélanocytes actifs chez ces souris (Iwata *et al.*, 1981).

Dans l'étude de Greife et Warshawsky (1993), du fluoranthène dilué dans du toluène est appliqué deux fois par semaine pendant 6 mois sur la peau des souris C3H/HeJ mâles (20 souris par lot). L'incidence des tumeurs est déterminée à la fin de l'étude et il apparaît que l'application de fluoranthène seul n'induit aucune tumeur chez les animaux étudiés. Par contre, après co-administration du fluoranthène avec 0,0005 mg de benzo[a]pyrène, 8 % des animaux développent des papillomes en moyenne 95 semaines après le début de l'étude.

Chez les souris C3H (15 souris mâles par lot), l'application de 250 µg/souris de fluoranthène recristallisé présent dans de la décaline, 2 fois par semaine pendant 82 semaines n'induit aucun papillome ni carcinome. Le nombre de souris ayant développé ces tumeurs en présence du solvant seul est de 2 sur 13 (Horton et Christian, 1974). L'application cutanée (3 fois par semaine pendant la vie des souris) de 0,1 % d'une solution du fluoranthène chez des souris Swiss femelles (20 par lot) n'induit pas de papillome ni carcinome. Le sacrifice des souris peut avoir lieu jusqu'au 17^{ème} mois après le début du traitement (Wynder et Hoffmann, 1959).

L'exposition chronique par voie cutanée de souris NMRI à du goudron induit une augmentation de l'incidence des papillomes de la peau et des carcinomes. Le goudron est composé d'un mélange de plusieurs HAPs tels que le pyrène, le fluoranthène, le chrysène, le benzo[a]pyrène, l'indéno[1,2,3-c,d]pyrène et le benzo[g,h,i]pérolène. Il est par conséquent difficile d'attribuer l'effet cancérigène du goudron à un HAP en particulier (Habs *et al.*, 1984).

Caractère génotoxique : Le fluoranthène n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne. Du fait de la non cohérence des résultats obtenus dans les différentes études, aucune conclusion ne peut être émise concernant la génotoxicité du fluoranthène (US EPA (IRIS), 1990).

FLUORANTHÈNE

3.3.3 Effets sur la reproduction et le développement

Études chez l'homme

Aucune donnée concernant l'effet du fluoranthène sur la reproduction et le développement n'est disponible chez l'homme et ceci quelle que soit la voie d'exposition au fluoranthène.

Études chez l'animal

Peu de données sont disponibles.

Des souris mâles et femelles ont été gavées pendant 13 semaines avec de l'acénaphthène, de l'anthracène, du fluoranthène et du fluorène. En présence d'acénaphthène, les souris femelles présentent une diminution du poids des ovaires, corrélée à une augmentation de l'inactivité des ovaires et de l'utérus, alors qu'aucun effet sur les organes reproducteurs n'a été observé chez les rats mâles et femelles après exposition par voie orale à 500 mg/kg/j de fluoranthène (US EPA, 1988a, b, c).

Une injection intrapéritonéale de fluoranthène (dose non reportée) à des souris C57/B6 en gestation aux jours 6, 7, 8 ou 9 entraîne une augmentation de la résorption des embryons (Ivrin et Martin, 1987).

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 dangereuse et la survenue d'un effet néfaste. Les valeurs toxicologiques de référence proviennent de différents organismes dont la notoriété internationale est variable.

L'INERIS présente en première approche les VTR publiées par l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS. En seconde approche, les VTR publiées par d'autres organismes, notamment Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA, peuvent être retenues pour la discussion si des valeurs existent.

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
Fluoranthène	ATSDR	Orale	300	MRL = 0,4 mg/kg/j	1995
	US EPA	Orale	3 000	RFD = 4.10 ⁻² mg/kg/j	1993

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Non déterminées.

FLUORANTHÈNE

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

L'ATSDR propose un MRL de 0,4 mg/kg/j pour une exposition de durée intermédiaire par voie orale au fluoranthène.

Cette valeur a été établie à partir de l'étude de l'US EPA (1988c), dans laquelle 4 groupes de souris CD-1 (20 souris par lot et par sexe) ont été exposées par voie orale (gavage) à 0, 125, 250 ou 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 90 jours. Le poids des souris, la consommation de nourriture, la mortalité, le poids des organes et les paramètres hématologiques ont été étudiés. Des analyses histopathologiques des organes cibles du fluoranthène ont été également réalisées. A partir de cette étude, un NOAEL de 125 mg/kg/j et un LOAEL de 250 mg/kg/j ont été calculés pour une augmentation significative du taux de la GGT et une augmentation du poids relatif et absolu du foie associés à des lésions histologiques.

Pour établir la MRL, l'ATSDR retient un LOAEL de 125 mg/kg/j car une néphropathie, une augmentation de la salivation et une augmentation du taux des enzymes hépatiques ont été observées à cette dose. Dans son étude, l'US EPA précise que ces signes ne sont pas statistiquement significatifs dans le groupe exposé à 125 mg/kg/j de fluoranthène et qu'ils ne sont pas considérés comme néfastes.

Facteur d'incertitude : un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué au LOAEL de 125 mg/kg/j. Un facteur 3 pour l'utilisation d'un LOAEL, un facteur 10 pour la transposition de l'animal à l'homme et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine.

Calcul : $125 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 0,41 \text{ mg/kg/j}$

L'US EPA (IRIS) propose un RfD de $4 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale au fluoranthène.

Afin d'établir la RfD de $4 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j l'US EPA s'est également appuyé sur sa propre étude (US EPA, 1988c), dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par gavage à 0, 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 90 jours. Sur la base de cette étude, l'US EPA retient un NOAEL de 125 mg/kg/j pour une augmentation significative du taux de la GGT et une augmentation du poids relatif et absolu du foie associés à des lésions histologiques du foie.

Facteur d'incertitude : un facteur d'incertitude de 3 000 est appliqué. Un facteur 10 pour la transposition de l'animal à l'homme, un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine, et un facteur 30 pour l'utilisation d'une étude sub-chronique et pour le manque de données concernant la reproduction et le développement et concernant la toxicologie chez une seconde espèce.

Calcul : $125 \text{ mg/kg/j} \times 1/3\ 000 = 3,75 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$ (arrondi à $4 \cdot 10^{-2}$)

FLUORANTHÈNE

3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Non disponibles.

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Fluoranthène	RIVM	Orale	CR _{oral} = 5.10 ⁻² mg/kg/j	2001

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

Le RIVM propose un CR_{oral} de 5.10⁻² mg/kg/j pour une exposition par voie orale (Baars et al., 2001).

Cette concentration correspond à un excès de risque cancérogène de 1:10⁴ pour une exposition continue durant toute la vie. Elle est issue des données d'une étude expérimentale par gavage au benzo[a]pyrène chez le rat (0, 3, 10 et 30 mg/kg/j durant 2 ans, 5 j/sem) (Kroese *et al.*, 1999). Une augmentation dose-dépendante de l'incidence de tumeurs a été observée dans de nombreux organes et tissus, notamment le foie et l'estomac et également l'œsophage, la peau, la glande mammaire, le canal auditif, la cavité orale, l'intestin grêle et les reins. Les auteurs ont conclu à un excès de risque cancérogène 1:10⁴ vie entière de 5 ng benzo[a]pyrène/kg/j. Le RIVM considère une valeur de 0,01 pour le potentiel cancérogène relatif du fluoranthène par rapport au B[a]P. Le CR_{oral} pour cette substance est donc de 5.10⁻² mg/kg/j.

Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

4. DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES

L'objectif de ce document est d'estimer les effets à long terme sur la faune et la flore, les résultats nécessaires à cette évaluation sont présentés. Lorsqu'un nombre suffisant de résultats d'écotoxicité chronique est disponible, les résultats d'écotoxicité aiguë ne sont pas fournis. Lorsque l'écotoxicité chronique n'est pas suffisamment connue, les résultats d'écotoxicité aiguë sont présentés et peuvent servir de base pour l'extrapolation des effets à long terme.

FLUORANTHÈNE

4.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

4.1.1 Organismes aquatiques

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
Algues	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC (72 h)	0,0086	Vindimian, 2000
Micro-crustacés	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (D)	NOEC (7 j)	0,001	Vindimian, 2000
	<i>Daphnia magna</i> (D)	NOEC (21 j)	0,017	(Spehar, <i>et al.</i> , 1999)
	<i>Mysidopsis Bahía</i> (M)	NOEC (31 j)	0,011	(Spehar, <i>et al.</i> , 1999)
Poissons	<i>Pimephales promelas</i> (D)	NOEC (28 j)	0,010	(Spehar, <i>et al.</i> , 1999)
Organismes benthiques	<i>Chironomus riparius</i> (D)	NOEC (28 j)	31	(Stewart et Thompson, 1995)
	<i>Schizopera knabeni</i> (M)	NOEC (14 j)	< 61	(Lotufo, 1997)
Autres				

D : organisme d'eau douce ; M : organisme marin

4.1.2 Organismes terrestres

Les résultats d'essais sur organismes terrestres spécifiques au fluoranthène sont trop peu nombreux dans la littérature pour pouvoir être rapportés et utilisés.

4.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

4.2.1 Organismes aquatiques

	Espèce	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Référence
Algues (mg/L)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (D)	NOEC (72 h)	0,0086	Vindimian, 2000
Micro-crustacés (mg/L)	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (D)	NOEC (7 j)	0,001	Vindimian, 2000
	<i>Daphnia magna</i> (D)	NOEC (21 j)	0,017	Spehar, <i>et al.</i> , 1999
	<i>Mysidopsis Bahía</i> (M)	NOEC (31 j)	0,011	(Spehar, <i>et al.</i> , 1999)
Poissons (mg/L)	<i>Pimephales promelas</i> (D)	NOEC (28 j)	0,010	(Spehar, <i>et al.</i> , 1999)
Invertébrés, essais sur sédiments (mg/kg)	<i>Chironomus riparius</i> (D)	NOEC (28 j)	31	(Stewart et Thompson, 1995)
	<i>Schizopera knabeni</i> (M)	NOEC (14 j)	< 61	(Lotufo, 1997)

D : organisme d'eau douce ; M : organisme marin

FLUORANTHÈNE

Algues :

Les résultats de l'essai réalisé par Vindimian (2000) sont basés sur des concentrations mesurées. Le résultat retenu pour l'évaluation est donc : NOEC (72 h) = 0,0086 mg/L.

Invertébrés :

Tous les résultats présentés ci-dessus sur les invertébrés ont été réalisés avec contrôle analytique des concentrations. Les essais ont été effectués en laboratoire sous lumière fluorescente classique. D'autres résultats (Spehar *et al.*, 1999), résultats cités par Hansen *et al.* (1993), réalisés dans des conditions d'illumination par UV montrent une plus grande sensibilité des organismes dans ces conditions, indépendamment de leurs préférences édaphiques : dans des conditions similaires, les espèces d'eau douce et marines ont des sensibilités comparables. Ces résultats n'ont pas été retenus ici.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (7 j) = 0,001 mg/L.

Poissons :

D'autres essais cités dans OMS IPCS (1998) ont été réalisés dans des conditions d'illumination non standardisées. Ils n'ont donc pas été retenus ici.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (28 j) = 0,010 mg/L.

Sédiments :

Après 28 jours d'essai sur un sédiment naturel à 1,1 % de COT contaminé par du fluoranthène, une NOEC de 31 mg/kg est obtenue sur l'émergence des larves du diptère *Chironomus riparius* (Stewart et Thompson, 1995). Cette valeur a été calculée en utilisant les concentrations mesurées du sédiment testé (5,2 à 170 mg/kg). Alors que de faibles taux de mortalité sont obtenus chez le copépode marin *Schizopera knabeni* pour des concentrations aussi élevées que 2 100 mg/kg de fluoranthène, une toxicité chronique est mise en évidence pour des concentrations bien plus faibles : inhibition de la reproduction : CI 50 = 38 mg/kg, NOEC < 61 mg/kg (Lotufo, 1997). Les essais ont été menés sur un sédiment naturel à 1,5 % de COT contaminé par mélange d'une solution mère dans l'acétone.

4.2.2 Organismes terrestres

Les résultats d'essais sur organismes terrestres spécifiques au fluoranthène sont trop peu nombreux dans la littérature pour pouvoir être rapportés et utilisés.

FLUORANTHÈNE

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 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 Nomenclature Installations classées (IC)

France : Décret n°53-578 du 20 mai 1953 modifié relatif à la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement mise à jour par le Ministère de l'écologie et du développement durable « Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement » (2002).

La liste des rubriques mentionnées est indicative et ne se veut pas exhaustive.

Rubriques : Non concerné

5.3 Valeurs utilisées en milieu de travail - France

Notes documentaires INRS ND 2098 (2004) "Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France" et ND 2190-191-03 "Indices biologiques d'exposition".

✍ **Air** : Non concerné

✍ **Indices biologiques d'exposition** : Non concerné

5.4 Valeurs utilisées pour la population générale

5.4.1 Qualité des eaux de consommation

France : Décret n° 2001 - 1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Non concerné

UE : Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (CE, 1998).

Non concerné

OMS : Directives de qualité pour l'eau de boisson (2004)

Non concerné

FLUORANTHÈNE

5.4.2 Qualité de l'air

OMS : Directives de qualité pour l'air (2000)

L'OMS a établi un Excès de Risque Unitaire par inhalation (ERU_i) pour un mélange de HAPs. Cet ERU_i correspond à la probabilité de développer un cancer du poumon après une exposition vie entière à un mélange de HAPs. Les effets induits sont attribués au seul benzo[a]pyrène retenu alors comme indicateur. L'ERU_i établi par l'OMS est de $8,7 \cdot 10^{-2}$ par µg de benzo[a]pyrène par m³.

5.4.3 Valeurs moyennes dans les milieux biologiques

Aucune valeur moyenne dans les milieux biologique n'est disponible pour le fluoranthène.

5.5 Concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC). Propositions de l'INERIS

5.5.1 Compartiment aquatique

PNEC aquatique aiguë

CE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 100 pour estimer une concentration sans effets aigus. Cependant, comme il est probable que le fluoranthène agit par narcotisme non polaire, un facteur de 10 semble être suffisant.

D'où :

$$\text{PNEC} = 30/10 = 3 \text{ µg/L}$$

PNEC aquatique chronique

Des essais long terme sont disponibles pour des algues, des invertébrés et des poissons. Par conséquent, le facteur de sécurité de 10 peut être appliqué à la plus faible des 3 valeurs.

D'où :

$$\text{PNEC} = 1/10 = 0,1 \text{ µg/L}$$

5.5.2 Compartiment sédimentaire

Seuls des essais de toxicité aiguë sont disponibles. L'application d'un facteur de sécurité de 1 000 permet donc de calculer une PNEC :

$$\text{PNEC}_{\text{SED}} = 2\ 300/1\ 000 = 2,3 \text{ µg/kg p.s.}$$

FLUORANTHÈNE

Parallèlement, la PNEC pour les sédiments peut être estimée avec la méthode du coefficient de partage à partir de la PNEC aquatique. Seuls les effets à long terme sont alors pris en compte. Ainsi : $PNEC_{sed} = 323 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ Cette dernière valeur est supérieure à celle qui est calculée à partir d'essais de toxicité sur sédiments car elle ne prend pas en compte les phénomènes de toxicité dus à l'ingestion de sédiment. Par conséquent, elle peut sous estimer les concentrations réelles susceptibles d'entraîner des effets pour les organismes benthiques. La valeur issue des résultats d'essais est de préférence retenue :

$PNEC_{sed} = 2,3 \mu\text{g}/\text{kg p.s.}$

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Pour le compartiment aquatique, les données disponibles sont adéquates et suffisantes pour dériver des PNECs réalistes. Cependant, pour les sédiments, la PNEC est basée sur des résultats d'essais de toxicité aiguë. Des résultats d'essais de toxicité chronique sur des organismes benthiques permettraient d'affiner la $PNEC_{sed}$.

6. MÉTHODES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION DANS L'ENVIRONNEMENT

6.1 Familles de substances

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

6.2 Principes généraux

6.2.1 Eau

Prélèvement

Les échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons en verre brun munis de bouchons en téflon. Le volume prélevé doit être de 0,5 ou 1 L. Pour les eaux du robinet, il convient de laisser couler l'eau quelques minutes avant de remplir le flacon. Pour les eaux de surface, le flacon doit être immergé dans la masse d'eau et rempli en évitant de prélever la couche d'eau superficielle. Pour les échantillons d'eau chlorée, du thiosulfate doit être ajouté au moment du prélèvement. Les échantillons sont ensuite transportés et/ou stockés à environ +4 °C et à l'abri de la lumière. L'extraction doit être effectuée dans les 24 heures suivant le prélèvement. Si tel n'est pas le cas, il est conseillé d'ajouter le solvant d'extraction directement dans la bouteille de prélèvement et d'agiter les deux phases. Ce prétraitement permet d'allonger la durée de stockage avant extraction à 72 heures.

FLUORANTHÈNE

Extraction

Les HAP contenus dans 100 à 1 000 mL d'eau sont extraits en deux étapes successives par extraction liquide/liquide avec un solvant organique apolaire à peu polaire, tels que l'hexane, le cyclohexane ou le dichlorométhane. Pour des eaux usées (eaux de station d'épuration, eaux de rejet industriel) ou fortement concentrées en HAP, il est conseillé d'effectuer l'extraction sur l'échantillon d'eau dilué avec de l'eau distillée. L'extrait est ensuite séché sur sulfate de sodium anhydre et reconcentré à l'évaporateur rotatif, puis sous flux d'azote. Si nécessaire, pour des eaux de surface ou autres échantillons d'eaux contaminées, l'extrait est purifié sur micro-colonne phase alumine/sulfate de sodium ou gel de silice. Puis, en fonction de la technique choisie pour l'analyse et le dosage des solutés, après reconcentration des extraits, les HAP sont re-dissous dans un solvant approprié.

Remarque : les HAP étant des composés facilement adsorbés sur les matières en suspension (MES), lors de l'analyse d'eaux usées chargées en MES, la totalité de l'échantillon (i.e. eau non filtrée) doit être analysée. Dans le cas d'eaux de surface, une différenciation entre les concentrations en HAP dissous et non dissous peut s'avérer souhaitable. Ainsi pour une charge importante en matière en suspension (à titre indicatif, MES supérieures à 200 mg/L), il est recommandé de filtrer l'eau et d'extraire séparément la fraction dissoute et la fraction particulaire.

Dosage

L'analyse et le dosage des HAP sont effectués :

- ✍ Soit par chromatographie en phase liquide (sur phase inverse, colonne greffée C_{18} , phase mobile méthanol ou acétonitrile/eau en isocratique ou en gradient) couplée une détection par spectrophotométrie ultra-violet ou/et par fluorimétrie (CLHP/UV et/ou fluorimétrie), avec un dosage par étalonnage externe,
- ✍ Soit par chromatographie en phase gazeuse (colonne capillaire, phase stationnaire faiblement polaire) couplée à un détecteur à ionisation de flamme (CPG/FID), avec un dosage par étalonnage externe ou interne ,
- ✍ Soit par chromatographie sur couche mince haute performance couplée à une détection par fluorimétrie (CCMHP/fluorimétrie).

6.2.2 Air

Prélèvement

Air ambiant : Un échantillon d'air est directement prélevé à l'aide d'une pompe en propulsant l'air à un débit maximal de 225 L/min à travers un filtre à particules fines (diamètre 102 mm) puis à travers un piège à sorption constitué par de la mousse polyuréthane (PUF) ou de la résine polymère en polystyrène/divinylbenzène (XAD-2). Le volume d'air prélevé ne doit pas dépasser 350 m³.

FLUORANTHÈNE

Air des lieux de travail : L'atmosphère à étudier est aspirée au moyen d'une pompe à travers un dispositif de collecte constitué par un porte filtre et un filtre (de diamètre 25 ou 37 mm). Le prélèvement est effectué sur une durée de 4 heures ou plus à un débit généralement de 1 à 1,09 L/min.

Émission de sources fixes : Un échantillon d'air est prélevé de manière iso cinétique (avec ou sans division de débit) ; la fraction particulaire est collecté sur un filtre (choisi en fonction de la température et de la nature physico-chimique des gaz échantillonnés), la fraction gazeuse est piégée dans un piège à vapeur par condensation et adsorption sur support solide constitué de résine polymère de polystyrène/divinylbenzène (XAD-2) ou tout autre support de performance équivalente.

Extraction

Les filtres et les cartouches d'adsorbant sont extraits par un solvant organique, généralement le dichlorométhane, dans un extracteur de type Soxhlet ou bien dans des cuves à ultrasons. L'extrait est ensuite concentré soit par Kuderna-Danish, soit à l'évaporateur rotatif, puis sous flux d'azote. Avant l'analyse, l'extrait est éventuellement purifié sur micro-colonne de silice ou bien par lavage à l'eau suivi d'une ré-extraction des analytes par un solvant.

Dosage

L'analyse et le dosage des HAP sont effectués :

- ✍ Soit par chromatographie en phase liquide (sur phase inverse, colonne greffée C_{18} , phase mobile méthanol ou acétonitrile/eau, en isocratique ou en gradient) couplée une détection par spectrophotométrie ultra-violet ou/et par fluorimétrie (CLHP/UV et/ou fluorimétrie), avec un dosage par étalonnage externe,
- ✍ Soit par chromatographie en phase gazeuse (colonne capillaire, phase stationnaire faiblement polaire) couplée à un détecteur à ionisation de flamme (CPG/FID) ou à un spectromètre de masse (CPG/SM), avec un dosage par étalonnage externe ou interne (utilisation de HAP deutériés ou d'hydrocarbures paraffiniques ou polyaromatiques comme étalons internes).

6.2.3 Sols

Prélèvement

Les échantillons de sols doivent être prélevés dans des bocaux hermétiques en verre, puis transportés et conservés à l'obscurité et au froid (4 ± 2 °C).

Extraction

Selon la technique d'analyse utilisée par la suite et selon le degré de pollution de l'échantillon étudié, les HAP contenus dans un sol sont extraits :

FLUORANTHÈNE

- ✂ Par un solvant d'extraction polaire (solution à base de méthanol ou acétone puis éther de pétrole) sous l'effet d'une agitation mécanique. Après filtration ou décantation, l'extrait est analysé. Ce type d'extraction convient pour des dosages immunoenzymatiques ou pour des sols faiblement pollués analysés ensuite par chromatographie en phase liquide. Dans ce dernier cas, préalablement à l'analyse, l'extrait est purifié (lavage à l'eau, séchage et reconcentration de la phase organique avant une éventuelle purification complémentaire sur micro-colonne) ;
- ✂ Par un solvant d'extraction faiblement polaire (toluène) dans un extracteur de type soxhlet pendant 4 à 8 heures, pour des sols fortement pollués analysés par la suite en chromatographie en phase liquide ;
- ✂ Par extraction thermique directe opérée par chauffage de l'échantillon à 340 °C pendant 3 min dans une chambre d'extraction thermique, les composés étant ensuite piégés par cryogénie en tête de colonne analytique puis analysés par chromatographie en phase gazeuse.

Dosage

L'analyse et le dosage des HAP sont effectués :

- ✂ Soit par chromatographie en phase liquide (sur phase inverse, colonne greffée C_{18} , phase mobile méthanol ou acétonitrile/eau en isocratique ou en gradient) couplée une détection par spectrophotométrie ultra-violet ou/et par fluorimétrie (CLHP/UV et/ou fluorimétrie), avec un dosage par étalonnage externe,
- ✂ Soit par chromatographie en phase gazeuse (colonne capillaire, phase stationnaire faiblement polaire) couplée à un spectromètre de masse (CPG/SM), avec un dosage par étalonnage interne,
- ✂ Soit par dosage immunoenzymatique.

6.3 Principales méthodes

6.3.1 Présentation des méthodes

A/ ISO/DIS 12884 (avril 2000) : Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques en phase gazeuse et particulaire dans l'air ambiant - prélèvement sur filtres à sorption et analyse par chromatographie gazeuse / spectrométrie de masse.

Domaine d'application

La présente norme internationale spécifie les procédures de prélèvement, d'extraction et d'analyse permettant de déterminer la concentration, dans l'air ambiant, de 22 HAP, dont le fluoranthène. Elle décrit le prélèvement des phases gazeuse et particulaire de manière séparée, puis leur analyse simultanée. Elle s'applique à l'étude de volumes importants d'échantillon (100 à 250 L/min) et permet d'atteindre des limites de détection de l'ordre de

FLUORANTHÈNE

0,5 ng/m³ pour un volume de prélèvement de 350 m³. Des tests de validation ont été conduits pour des périodes d'échantillonnage de 24 h (fidélité ? 25 %, incertitude globale ? 50 %).

Principe

Un échantillon d'air est directement prélevé à l'aide d'une pompe, la phase particulaire étant retenue sur des filtres et la phase gazeuse piégée sur des supports solides. Le filtre et la cartouche d'adsorbant sont extraits simultanément dans un extracteur de type Soxhlet. Après reconcentration, l'extrait est analysé par CPG/SM. Le dosage est effectué par étalonnage interne (étalons internes : 5 composés deutériés). La concentration combinée de HAP dans l'air répartis en phase gazeuse et en phase particulaire est ainsi mesurée.

Interférences

Les interférences susceptibles de perturber les performances de la méthode peuvent être liées aux réactifs, aux solvants ou à la verrerie et également à la matrice étudiée (co-extraction d'impuretés). Certains composés, tels que les HAP alkylés (notamment problème de coélution de l'acénaphène méthylé avec le fluorène) ou les HAP hétéroatomiques (quinoléine par exemple), peuvent plus particulièrement être gênants. L'exposition des échantillons à la chaleur, à l'ozone, au dioxyde d'azote ou aux rayonnements ultraviolets, à une étape quelconque du prélèvement, du stockage et de l'analyse, peut entraîner une dégradation des HAP recherchés. La fumée de tabac dans le laboratoire ou dans des parties contiguës peut être la cause d'une contamination des échantillons.

B/ US EPA Method TO-13A (janvier 1999) - Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ambient air using gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS).

Domaine d'application

Cette méthode spécifie les procédures de prélèvement, d'extraction et d'analyse permettant de déterminer la concentration, dans l'air ambiant, de 19 HAP, dont le fluoranthène. Elle décrit le prélèvement des phases gazeuse et particulaire de manière séparée puis leur analyse simultanée. L'utilisation de techniques de prélèvement de grand volume (0,22 m³/min) est préconisée. Classiquement, le volume et la durée de prélèvement sont respectivement de 300 m³ et 24 heures.

Principe

Un échantillon d'air est directement prélevé à l'aide d'une pompe, la phase particulaire étant retenue sur un filtre et la phase gazeuse piégée sur un support solide (cartouche en mousse de polyuréthane). Le filtre et la cartouche d'adsorbant sont extraits simultanément dans un extracteur de type Soxhlet. Après reconcentration et purification sur micro-colonne de gel de silice, l'extrait est à nouveau reconcentré puis analysé par CPG/SM. Le dosage est

FLUORANTHÈNE

effectué par étalonnage interne (utilisation de HAP deutériés comme étalons internes). La concentration combinée de HAP dans l'air répartis en phase gazeuse et en phase particulaire est ainsi mesurée.

Interférences

Les interférences susceptibles de perturber les performances de la méthode peuvent être liées aux réactifs, aux solvants ou à la verrerie et également à la matrice étudiée (co-extraction d'impuretés pouvant rendre nécessaire la purification supplémentaire de l'extrait). L'exposition des échantillons à la chaleur, à l'ozone, au dioxyde d'azote ou aux rayonnements ultraviolets, à une étape quelconque du prélèvement, du stockage et de l'analyse, peut entraîner une dégradation des HAP recherchés.

C/ XP X 43-329 (avril 1995) : Émission des sources fixes - Prélèvement et mesure d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et des goudrons à l'émission.

Domaine d'application

Cette méthode permet la détermination des HAP, dont le fluoranthène, émis par les sources canalisées. Elle s'applique aux effluents gazeux plus ou moins chargés en poussières et en goudrons et peut être employée pour des niveaux de concentrations supérieurs à 0,1 µg/m³.

Principe

L'échantillon d'air est prélevé de manière isocinétique (avec ou sans division de débit) ; la fraction particulaire est collectée sur un filtre et la fraction gazeuse est piégée sur un support solide. Le filtre et la cartouche d'adsorbant sont extraits simultanément dans un extracteur de type Soxhlet ou aux ultrasons. L'extrait est concentré, puis éventuellement purifié et repris dans un solvant adapté à la technique d'analyse choisie, qui peut être soit la CLHP/fluorimétrie, soit la CPG/FID.

Interférences

Non mentionnées

D/ NF T 90-115 (septembre 1988) : Essais des eaux - dosage de 6 hydrocarbures aromatiques polycycliques - Méthode par chromatographie liquide haute pression (CLHP).

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à la détermination de 6 HAP dans les eaux potables et les eaux de surface. La limite de détection mentionnée pour le fluoranthène est de 10 ng/L.

FLUORANTHÈNE

Principe

Les HAP sont extraits de l'eau par extraction liquide/liquide au cyclohexane. Après séchage, reconcentration et éventuellement purification sur micro-colonne alumine/sulfate de sodium, l'extrait est évaporé à sec et repris dans du méthanol ou de l'acétonitrile. L'analyse est effectuée par CLHP/fluorimétrie. Pour des eaux ayant des niveaux de MES supérieurs à 200 mg/L, l'eau est filtrée, la fraction dissoute et la fraction particulaire sont extraites séparément en plusieurs extractions successives.

Interférences

Tout composé donnant lieu à ou atténuant la fluorescence et ayant des propriétés chromatographiques similaires à celles des HAP recherchés peut interférer. En particulier, la présence dans l'échantillon d'autres HAP que les 6 analysés par cette méthode peut donner lieu à des interférences. Afin d'y remédier, il convient soit de procéder à une purification sur micro-colonne, soit de travailler aux longueurs d'onde d'excitation et d'émission spécifiques des composés recherchés, soit encore de procéder par addition d'étalon (méthode des ajouts dosés).

E/ NF ISO DIS 17993 (version de février 2000) : Qualité de l'eau - Détermination des 15 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau par CLHP avec détection de fluorescence.

Domaine d'application

Cette norme s'applique à l'analyse de 15 HAP, dont le fluoranthène, dans les eaux potables et les eaux de surface. Elle peut être étendue à l'analyse d'autres HAP si des essais au laboratoire permettent de démontrer son applicabilité à ces composés supplémentaires. Les limites de détection mentionnées sont de 0,005 µg/L et de 0,01 µg/L, respectivement pour les eaux potables et pour les eaux de surface.

Principe

Les HAP sont extraits de l'eau par extraction liquide/liquide à l'hexane. Après séchage, reconcentration et éventuellement purification sur micro-colonne de silice, le solvant est échangé par du méthanol ou de l'acétonitrile et l'extrait est analysé par CLHP/fluorimétrie. Pour des eaux usées (STEP, eaux de rejet industriel) ou fortement concentrées en HAP, l'extraction est effectuée sur l'échantillon dilué au 1/2 avec de l'eau distillée.

Interférences

Les interférences peuvent être liées à l'échantillonnage et à l'extraction. Les récipients d'échantillonnage et de stockage doivent être constitués de matériaux inertes tels que verre ou acier. Il est recommandé de ne pas utiliser de matières plastiques ou toute autre matière organique à cause de leur capacité d'adsorption générant des pertes en HAP. De même pour

FLUORANTHÈNE

les échantillonneurs automatiques, il convient d'éviter l'emploi de tubes en silicone ou en caoutchouc. L'évaporation à sec des extraits peut générer des pertes sévères en HAP à 2 ou 3 noyaux.

D'autres interférences peuvent résulter de l'analyse par CLHP. Ainsi tout composé donnant lieu à ou atténuant la fluorescence et ayant des propriétés chromatographiques similaires à celles des HAP recherchés peut interférer. En particulier, on signalera des interférences liées à la présence d'autres HAP : problème de séparation pour le naphthalène et le phénanthrène et pour le dibenzo[ah]anthracène et l'indéno[1, 2, 3-cd]pyrène, pics incomplètement résolus. De même, le pérylène est incomplètement résolu du benzo[b]fluoranthène, mais à une longueur d'onde adéquate le pic du pérylène peut être supprimé. Les résidus de solvants employés pour le prétraitement de l'échantillon (hexane, acétone, dichlorométhane) interfèrent sur la qualité de la séparation chromatographique (pic plus large, voire dédoublement de pics) surtout pour les HAP à 2 à 3 noyaux). La présence d'oxygène dissous dans la phase mobile ou éluant peut réduire l'intensité de fluorescence de certains HAP ; il faut donc maintenir la teneur en oxygène dissous la plus faible et la plus constante possible en dégazant l'éluant avec de l'hélium ou sous vide.

Enfin, au cours du prélèvement, de l'extraction et de l'analyse, les échantillons doivent être protégés de l'exposition à la lumière directe du soleil, qui peut entraîner la dégradation des HAP.

F/ ISO/DIS 7981-1 (avril 2002) : Qualité de l'eau - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Partie 1 : Détermination de six HAP par chromatographie de haute performance sur couche mince avec détection fluorimétrique.

Domaine d'application

Cette norme s'applique à l'analyse de 6 HAP, dont le fluoranthène, dans l'eau potable, sur une gamme de concentrations allant de 40 à 240 ng/L.

Principe

Les HAP sont extraits de l'eau par extraction liquide/liquide au cyclohexane. Les extraits sont reconcentrés à sec, le résidu est repris dans un solvant approprié puis est analysé par chromatographie sur couche mince haute performance (CCMHP) couplée à une détection par fluorescence. Si besoin, une purification de l'extrait sur micro-colonne de silice est effectuée avant l'analyse.

Interférences

Lors du prélèvement, du stockage et de l'analyse, tout contact de l'échantillon avec des matériaux plastiques doit être évité. Tout composé donnant lieu à ou atténuant la fluorescence et ayant des propriétés chromatographiques similaires à celles des HAP

FLUORANTHÈNE

recherchés peut interférer. Afin de remédier à cela, il est recommandé de travailler aux longueurs d'onde d'excitation et d'émission spécifiques des composés recherchés.

G/ ISO/DIS 7981-2 (Avril 2002) : Qualité de l'eau - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Partie 2 : Détermination de six HAP par chromatographie en phase liquide à haute performance avec détection fluorimétrique.

Domaine d'application

Cette norme s'applique à l'analyse de 6 HAP, dont le fluoranthène, dans les eaux potables minérales ou du robinet et dans les eaux brutes souterraines ou de surface, à des niveaux de concentrations supérieurs à 5 ng/L.

Principe

Les HAP sont extraits de l'eau par extraction liquide/liquide au cyclohexane, les extraits sont ensuite reconcentrés à sec et le résidu est repris dans un solvant permettant une analyse ultérieure par CLHP/fluorimétrie. Dans le cas d'eaux de surface et autres échantillons d'eau contaminés, il peut être nécessaire d'opérer une purification de l'extrait sur micro-colonne de silice. Les HAP étant des composés facilement adsorbés sur les matières en suspension, la totalité de l'échantillon doit être analysé. Dans le cas d'eau de surface, il est souhaitable de faire une différenciation entre concentrations en HAP dissous et non dissous.

Interférences

Lors du prélèvement, du stockage et de l'analyse, tout contact de l'échantillon avec des matériaux plastiques doit être évité. Tout composé donnant lieu à ou atténuant la fluorescence et ayant des propriétés chromatographiques similaires à celles des HAP recherchés peut interférer. Afin d'y remédier, il est conseillé de travailler aux longueurs d'onde d'excitation et d'émission spécifiques des composés recherchés. La vérification de l'absence d'interférents peut aussi se faire en utilisant la technique des ajouts dosés.

H/ US EPA method 610 - Methods for organic chemical analysis of municipal and industrial wastewater : Polynuclear aromatic hydrocarbons.

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à l'analyse de 16 HAP, dont le fluoranthène, dans les eaux de rejet municipales ou industrielles. Pour le fluoranthène, le rendement de la méthode est de l'ordre de 68 %, la limite de détection est de 210 ng/L.

FLUORANTHÈNE

Principe

Les HAP sont extraits de l'eau par extraction liquide/liquide au dichlorométhane, les extraits sont ensuite séchés puis reconcentrés. L'analyse est effectuée soit par CLHP/UV et fluorimétrie, soit par CPG/FID. En fonction des échantillons étudiés, une procédure de purification des extraits sur gel de silice est également décrite.

Interférences

Des interférences peuvent être liées aux réactifs, aux solvants ou à la verrerie. La matrice étudiée peut également être source d'interférence. De plus, même si les méthodes chromatographiques ont été optimisées pour la détection des HAP, des problèmes d'interférences ou de co-élution peuvent être rencontrés lors de l'analyse de certains échantillons.

I/ US EPA method 8100 (septembre 1986) - Polynuclear aromatic hydrocarbons.

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à l'analyse de 24 HAP, dont le fluoranthène, à des concentrations de l'ordre du µg/L, dans les eaux et les sols.

Principe

La méthode décrit la séparation et l'analyse des HAP par CPG/FID. Cette analyse requiert la mise en œuvre préalable d'une étape d'extraction appropriée (US EPA method 3510 ou 3520 pour les eaux et method 3540 ou 3550 pour les sols). Avant dosage, il est recommandé de confirmer l'identité des composés détectés par CPG/SM.

Interférences

Des problèmes d'interférences peuvent être dus aux solvants, aux réactifs ou à la verrerie. Les réactifs et solvants doivent être de haute pureté. Il peut être nécessaire de distiller les solvants pour les purifier. Il convient de montrer par l'analyse de blanc de verrerie que tout le matériel utilisé est exempt d'interférence.

Des interférences peuvent également provenir de la matrice particulière analysée. Il est alors possible de recourir à une purification complémentaire soit classique soit spécifique en fonction du problème rencontré.

FLUORANTHÈNE

J/ US EPA method 8310 (septembre 1986) - Polynuclear aromatic hydrocarbons.

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à l'analyse, dans les eaux et les sols, de 16 HAP, dont le fluoranthène, à des limites de concentrations variant de la dizaine de ng/L à la dizaine de µg/L selon la matrice (eau de boisson ou souterraine, sol). Des essais interlaboratoires sur des eaux de référence, des eaux potables, des eaux de surface et des eaux de rejet industriel ont montré que la précision et la justesse de la méthode étaient davantage dépendantes du niveau de concentration analysé sur une gamme variant de 0,1 à 500 µg/L que de la matrice testée.

Principe

La méthode décrit la séparation et l'analyse des HAP par CLHP/UV et fluorimétrie. Cette analyse requiert la mise en œuvre préalable d'une étape d'extraction appropriée (US EPA method 3510 ou 3520 pour les eaux et method 3540 ou 3550 pour les sols).

Interférences

Des problèmes d'interférences peuvent être dus aux solvants, aux réactifs ou à la verrerie. Les réactifs et solvants doivent être de haute pureté. Il peut être nécessaire de distiller les solvants pour les purifier. Il convient de montrer par l'analyse de blanc de verrerie que tout le matériel utilisé est exempt d'interférence.

Des interférences peuvent également provenir de la matrice particulière analysée. Il est alors possible de recourir à une purification complémentaire soit classique soit spécifique en fonction du problème rencontré. Les autres HAP présents ainsi que les artéfacts liés à la matrice peuvent interférer sur l'analyse.

K/ FD X 31-610 (novembre 1997) - Qualité du sol : Méthode de détermination semi-quantitative des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols - Guide de sélection et d'utilisation des kits de dosage immunoenzymatiques.

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à la détermination des 16 HAP de la liste US EPA, dont le fluoranthène, dans des échantillons de sols. Il s'agit d'une méthode de criblage rapide sur le terrain afin de positionner les échantillons relativement à un ou plusieurs seuils préétablis (par rapport au bas de gamme qui est 1 mg/kg et en général également par rapport à des concentrations de 10 et 100 mg/kg). Cette technique constitue donc un indicateur rapide de la présence éventuelle de HAP dans un sol. Les résultats obtenus sont semi-quantitatifs et doivent être par la suite confirmés ou précisés par des analyses plus fines en laboratoire.

FLUORANTHÈNE

Principe

La méthode décrit la collecte des échantillons, puis leur extraction par agitation dans une solution d'extraction (solution à base de méthanol) suivie d'une filtration et d'une dilution. La concentration en HAP dans les échantillons est ensuite évaluée par dosage immunoenzymatique (double réaction immunologique et enzymatique). Le dosage se fait en comparant la réponse obtenue pour l'échantillon à celle donnée par des étalons de HAP. Le résultat s'exprime en référence à un intervalle de concentrations défini en fonction des étalons.

Interférences

Parmi les interférences signalées figurent les acides humiques, le fer, le pH, les matières en suspension. La probabilité d'avoir de faux résultats négatifs est non négligeable car l'étape d'extraction est parfois limitante du fait d'une faible efficacité. A l'inverse, de faux résultats positifs peuvent aussi être obtenus en fonction de la plus ou moins grande spécificité des kits et de leurs affinités notamment pour des HAP substitués ou des composés aromatiques chlorés. Aucune information n'est disponible sur l'affinité de ces kits vis à vis des intermédiaires de dégradation biologique des HAP.

L/ US EPA method 4035 (décembre 1996) - Soil screening for polynuclear aromatic hydrocarbons by immunoassay.

Domaine d'application

Cette méthode s'applique à la détermination des 16 HAP de la liste US EPA, dont le fluoranthène, dans des échantillons de sols. Il s'agit d'une méthode de criblage rapide sur le terrain permettant de déterminer rapidement si la concentration en HAP est supérieure ou inférieure à 1 mg/kg.

Principe

La méthode décrit la collecte des échantillons, puis leur extraction et le dosage immunoenzymatique (double réaction immunologique et enzymatique) des HAP par comparaison de la réponse obtenue pour l'échantillon à celle donnée par des étalons de HAP.

Interférences

Tout composé ayant une structure chimique proche de celle des HAP (alkyl HAP, HAP halogénés, HAP substitués) est susceptible d'interférer dans la mesure. Les alkyl HAP, les composés aromatiques chlorés ainsi que d'autres composés aromatiques interagissent aussi sur les anticorps et contribuent donc à générer des faux résultats positifs. Les kits sont optimisés pour réagir avec les HAP à 3 à 4 noyaux. La sensibilité des kits vis à vis des autres HAP est assez variable.

FLUORANTHÈNE

N/ US EPA method 8275A (décembre 1996) - Semivolatile organic compounds (PAHs and PCBs) in soils/sludges and solid wastes using thermal extraction/gas chromatography/mass spectrometry (TE/GC/MS).

Domaine d'application

Il s'agit d'une méthode de détermination quantitative rapide des HAP, dont le fluoranthène, contenus dans un sol. La limite de quantification est estimée à 1 mg/kg et la limite de détection est de l'ordre de 0,01 à 0,5 mg/kg.

Principe

La méthode consiste en une extraction thermique directe des HAP contenus dans le sol suivie d'un piégeage cryogénique et d'une analyse par CPG/SM. Le dosage est effectué par étalonnage interne (utilisation de HAP deutériés ou marqués au ^{13}C comme étalons).

Interférences

Il convient de vérifier l'absence d'interférence dans les blancs, les échantillons, les standards et les étalons internes. L'analyse d'échantillons de haute concentration peut entraîner l'apparition de pics fantômes (contamination du système) par saturation de la colonne analytique. Dans ce cas, il est nécessaire de reconditionner la colonne analytique et d'analyser à nouveau des blancs.

O/ NF ISO 13877 (avril 1999) - Qualité du sol : Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques - Méthode par chromatographie liquide haute performance.

Domaine d'application

Cette norme décrit deux méthodes de détermination quantitative des HAP contenus dans un sol selon que l'échantillon est faiblement ou fortement pollué. La gamme de concentrations couverte est de l'ordre de 1 à 100 voire 1000 mg/kg.

Principe

Pour les échantillons faiblement pollués, l'extraction est effectuée sur sol humide par mise en contact de celui-ci avec un solvant d'extraction polaire (ajout en deux étapes d'acétone puis d'éther de pétrole) sous agitation mécanique. Après décantation, les composés polaires et l'acétone sont éliminés par lavage de l'extrait à l'eau. La phase organique est ensuite séchée sur sulfate de sodium et reconcentrée, éventuellement une purification complémentaire sur phase alumine est opérée. L'éluat est concentré et l'éther de pétrole est totalement échangé avec de l'acétonitrile. Pour les échantillons fortement pollués, l'extraction est effectuée sur sol séché, avec du toluène, dans un extracteur de type Soxhlet pendant 4 à 8 heures. Dans les deux cas, l'analyse et le dosage sont réalisés par CLHP/UV ou fluorimétrie. Le dosage est réalisé par étalonnage externe.

FLUORANTHÈNE

Interférences

Les performances de l'extraction peuvent être diminuées pour des sols contenant une quantité élevée de matières organiques. En fonction de la matrice des interférences chromatographiques peuvent également apparaître. Il convient d'optimiser les conditions de séparation au cas par cas en fonction des échantillons analysés et de ne pas se fier uniquement à la qualité de la séparation obtenue pour l'analyse d'étalons.

6.3.2 Tableau de synthèse

	Air	Eaux	Sols
Prélèvement et pré-traitement	A, B, C	D, E, F, G, H	K, L, M
Extraction	A, B, C	D, E, F, G, H	K, L, M, N
Dosage	A, B, C	D, E, F, G, H, I, J	I, J, K, L, M, N

7. BIBLIOGRAPHIE

Atkinson R., Darnall K.R., Lloyd A.C., Winer A.M. and Pitts J., J.N (1979) - Advances in Photochemistry. New York, Wiley Publ, vol 11, p 375.

ATSDR (1990) - Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, ATSDR/TP-90-20. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR (1995) - Toxicological Profiles for substance - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L. and Zeilmaker M.J. (2001) - Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels RIVM, Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu. report 711 701 025.

Beak (1981) - Landspreading of Sludges at Canadian Petroleum Facilities1981prepared for the Petroleum Association for Conservation of the Canadian Environment, no. 81-SA. Ottawa, p 97 p. +appendices

Behymer T.D. and Hites R.A. (1988) - Photolysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Adsorbed on Fly Ash. *Environ Sci Technol*, **22**, 1311-1319.

Bulman T.L., Lesage S., Fowlie P.J.A. and M.D. Webber (1985) - The Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Soil, prepared for PACE (Petroleum Association for Conservation of the Canadian Environment). Ottawa, Ont, 50 p.

FLUORANTHÈNE

CE (1996) - Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on risk assessment for existing substances. Office for Official Publications of the European Commission. Luxembourg.

CE (1998) - Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998. Communauté Européenne. Bruxelles.

CHEMFATE (2002) - Environmental Fate Data Base: Fluorene.
<http://esc.syrres.com/efdb.htm>.

Cooper P. (1991) - Leaching of Wood Preservatives from Treated Wood in Service, prepared for Public Works. Ottawa.

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

EPRI (1988) - Chemical data for predicting the fate of organic compounds in water. Electric Power Research Institute. Anonymous California: Tetra Techn. vol 2.

Gerarde H.W. (1960) - Toxicology and biochemistry of aromatic hydrocarbons Elsevier Monographs on Toxic Agents. Amsterdam., Elsevier Publishing. E. Browing, pp. 249-321.

Gerhart E. and Carlson R. (1978) - Hepatic mixed-function oxidase activity in rainbow trout exposed to several polycyclic aromatic compounds. *Environ Res*, **17**, 284-295.

Greife A.L. and Warshawsky D. (1993) - Influence of the dose levels of cocarcinogen ferric oxide on the metabolism of benzo[a]pyrene by pulmonary alveolar macrophages in suspension culture. *J Toxicol Environ Health*, **38**, 4, 399-417.

Guide de la chimie (1999) - Fluoranthène. Paris, CHIMEDIT.

Habs M., Jahn S.A. and Schmahl D. (1984) - Carcinogenic activity of condensate from colquint seeds (*Citrullus colocynthis*) after chronic epicutaneous administration to mice. *J Cancer Res Clin Oncol*, **108**, 1, 154-156.

Haddow A., Scott C.M. and Scott J.D. (1937) - The influence of certain carcinogenic and other hydrocarbons on body growth in the rat. *Proc R Soc Ser B*, **122**, 477-507.

Hansen D.J., Berry W.J., Di Toro D.M., Paquin P.R., De Rosa L.D., Stancil F. and Zarba C.S. (1993) - Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : Phenanthrene, 84, EPA.

Hempfling R., Doetsch P., Stubenrauch S., Mahr A., Bauer D., Koschmieder H.J. and Grünhoff D. (1997) - USM-System zur Atlantenbeurteilung - Instrumente für die

FLUORANTHÈNE

Pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von Atlasverdächtigen Flächen. Institut Fresenius, Erlangen & Focon-Ingenieurgesellschaft, Aachen.

Hoffmann D., Rathkamp G., Nesnow S. and Wynder E.L. (1972) - Fluoranthenes: quantitative determination in cigarette smoke, formation by pyrolysis, and tumor-initiating activity. *J Natl Cancer Inst*, **49**, 4, 1165-1175.

Horton A.W. and Christian G.M. (1974) - Cocarcinogenic versus incomplete carcinogenic activity among aromatic hydrocarbons: contrast between chrysene and benzo[b]triphenylene. *J Natl Cancer Inst*, **53**, 4, 1017-1020.

Howard P.H., Boethling R.S., Jarvis W.F., Meylan W.M. and Michalenko E.M. (1991) - Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, Michigan, p 725 p

HSDB (2001) - Fluoranthene. Hazardous Substances Data Bank National Library of Medicine. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.

IARC (1983) - Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data. Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Lyon, International Agency for Research on Cancer.

IARC (1987) - Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. International Agency for Research on Cancer. Lyon. supplement 7.

Irvin T.R. and Martin E. (1987) - *In vitro* and *in vivo* embryotoxicity of fluoranthene, a major prenatal toxic component of diesel soot. *Teratology*, **35**, 65A.

Iwata K., Inui N. and Takeuchi T. (1981) - Induction of active melanocytes in mouse skin by carcinogens: A new method for detection of skin carcinogens. *Mutat Res*, **48**, 337-354.

Korfmacher W.A., Wehry E.L., Mamantov G. and Natush D.F.S. (1980) - Resistance to Photochemical Transformations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Adsorbed on Coal Fly Ash. *Science*, **207**, 1094-1099.

Kroese E.D., Muller J.J.A., Mohn G.R., Dortant P.M. and Wester P.W. (1999) - Tumorigenic effects in Wistar rats orally administered benzo[a]pyrene for two years (gavage studies). Implication for human cancer risks associated with oral exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. National Institute of Public Health and the Environment, RIVM draft report n° 658603010.

Landrum P.F. (1988) - Toxicokinetics of organic xenobiotics in the amphipod *Pontoporeia hoyi* : Role of physiological and environmental variables. *Aquat Toxicol*, **12**, 245-271.

Lee C.K., Brown B.G., Reed E.A., Coggins C.R., Doolittle D.J. and Hayes A.W. (1993) - Ninety-day inhalation study in rats, using aged and diluted sidestream smoke from a reference cigarette: DNA adducts and alveolar macrophage cytogenetics. *Fundam Appl Toxicol*, **20**, 4, 393-401.

FLUORANTHÈNE

Lipniak M. and Brandys J. (1993) - Toxicokinetics of fluoranthene, pyrene and benz[a]anthracene in the rat. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, **3**, 111-119.

Lotufo G.R. (1997) - Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod : Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. *Marine Environ Res*, **4**, 2, 149-166.

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.

McLeese D.W. and Burridge L.E. (1987) - Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates - Oceanic processes in marine pollution. Malabar, Florida, pp. 109-118

Monson P.D., Call D.J., Cox D.A., Liber, K. and Ankley G.T. (1999) - Photoinduced toxicity of fluoranthene to northern leopard frogs (*Rana pipiens*). *Environ Toxicol Chem*, **18**, 2, 308-312.

NRCC (1983) - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment: Formation, Sources, Fate and Effects on Aquatic Biota. National Research Council of Canada. Ottawa 209. NRCC 18981.

OMS (2000) - Air Quality Guidelines for Europe. World Health Organization. Copenhagen, 2nd Ed.

OMS (2004) - Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization. Geneva. 3rd Ed.

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>.

PACE (1988) - Fate of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Refinery Waste Applied to Soil, prepared for PACE by Environment Canada, Conservation and Protection, Wastewater Technology Centre. Petroleum Association for the Conservation of the Canadian Environment. Burlington, Ont, 156 p.

Payne J.F., Kiceniuk, J., Fancey L.L., Williams U., Fletcher G.L., Rahimtula A. and Fowler B. (1988) - "What Is a Safe Level of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Fish: Subchronic Toxicity Study on Winter Flounder (*Pseudopleuronectes americanus*)" -1983-1993. *Can J Fish Aquat Sci*, **45**.

Ressler B.P., Kneifel H. and Winter J. (1999) - Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of humic acid-like residues during bacterial PAH degradation. *Appl Microbiol Biotechnol*, **53**, 1, 85-91.

RTECS (1993) - Fluoranthene. Registry of Toxic Effects of Chemical Substances.

FLUORANTHÈNE

Saunders C.R., Shockley D.C. and Knuckles M.E. (2003) - Fluoranthene-induced neurobehavioral toxicity in F-344 rats. *Int J Toxicol*, **22**, 4, 263-276.

Sims R.C., Doucette W.J., McLean J.E., Grenney W.J. and Ryan Dupont R. (1988) - Treatment Potential for 56 EPA Listed Hazardous Chemicals in Soil - Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada, OK.. US Environmental Protection Agency. EPA/600/6-88-001.

Slooff W., Janus J.A., Matthijsen A.J.C.M., Montizaan G.K. and Ros.J.P.M. (1989) - Integrated Criteria Document PAHs. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). Buthoven, Netherlands, 199 p. Report No. 758474011.

Smyth H.F., Carpenter C.P., Weil C.S., Pozzani U.C. and Striegel J.A. (1962) - Range-finding toxicity data: List VI. *Am Ind Hyg J*, **23**, 95-107.

Spehar R.L., Poucher S., Brooke L.T., Hansen D.J., Champlin D. and Cox D.A. (1999) - Comparative toxicity of fluoranthene to freshwater and saltwater species under fluorescent and ultraviolet light. *Arch Environ Contam Toxicol*, **37**, 4, 496-502.

Stewart K.M. and Thompson R.S. (1995) - Fluoranthene as a model toxicant in sediment studies with *Chironomus riparius*. *J Aquat Ecosyst Health*, **4**, 231-238.

STF (1991) - Database (Soil Transport and Fate Database and Model Management System), Environmental Systems and Technologies. CD.

Storer J.S., DeLeon I., Millikan L.E., Laseter J.L. and Griffing C. (1984) - Human **Suedel B.C. and Rodgers J.H.** (1996) - Toxicity of fluoranthene to *Daphnia magna*, *Hyalella azteca*, *Chironomus tentans*, and *Stylaria lacustris* in water-only and whole sediment exposures. *Bull Environ Contam Toxicol*, **57**, 132-138.

Swartz R.C., Schults D.W., Dewitt T.H., Ditsworth G.R. and Lamberson J.O. (1990) - Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: a test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environ Toxicol Chem*, **9**, 1071-1080.

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.

Ten-Hulscher (1991) - Temperature dependence of Henry's law constants for selected chlorobenzenes polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Toxicol Chem*, **11**, 1595-1603.

Ullmann (1989) - Fluoranthene. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Weinheim (Germany), VCH. B. Elvers, S. Hawkins, M. Ravenscroft and G. Schulz, vol A13, pp. 269-270, 5th Ed.

US EPA (1988a) - Code of Federal Regulation. U.S. Environmental Protection Agency. 40 CFR 261 App. <http://www.epa.gov>.

FLUORANTHÈNE

US EPA (1988b) - Code of Federal Regulation. U.S. Environmental Protection Agency. 40 CFR 268.43. <http://www.epa.gov>.

US EPA (1988c) - Code of Federal Regulation. U.S. Environmental Protection Agency. 40 CFR 372.65. <http://www.epa.gov>.

US EPA (1990) - Chemical Fate Rate Constants for SARA Section 113 Chemicals and Superfund Health Evaluation Manual Chemicals. US Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances, Washington, DC. 6-02-4254. <http://www.epa.gov>.

US EPA (1992) - Dermal exposure assessment: principles and applications. US Environmental Protection Agency - Interim report. EPA/600/8-91/011B. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>.

US EPA (1996) - Soil Screening Guidance: Technical Background Document. US Environmental Protection Agency. Washington, may 1996 167. Publication 9355.4-17A -EPA/540/R-95/128-PB96-963502. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>.

US EPA (IRIS) (1990) - Fluoranthene - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>

US EPA (IRIS) (1993) - Fluoranthene - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD). <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

Veerkamp W. and Ten Berge (1994) - The Concepts of HESP. Reference Manual. Human Exposure to Soil Pollutants. The Hague, The Netherlands, Shell International Petroleum Maatschappij

Verschueren (2001) - Fluoranthene. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New-York, John Wiley and Sons, Inc. 4th Ed, vol 1, pp. 1158-1161.

Vindimian E. (2000) - Complément au SEO-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. INERIS. avril 2000 152.

Wild S.R., Berrow, M.L. and Jones K.C. (1991) - The Persistence of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Sewage Sludge Amended Agricultural Soils. *Environ Pollut*, **72**, 141-157.

Wild S.R. and Jones K.C. (1993) - Biological and Abiotic Losses of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) from Soils Freshly Amended with Sewage Sludge. *Environ Toxicol Chem*, **12**, 5-12.

Wynder E.L. and Hoffmann D. (1959) - A study of tobacco carcinogenesis : VII. The role of higher polycyclic hydrocarbons. *Cancer*, **12**, 1079-1086.