



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

Etude des risques des substances contenues dans le fioul transporté par ERIKA sur les écosystèmes aquatiques

Dossier ERIKA

Rapport 7

Ministère de l'Aménagement du Territoire
et de l'Environnement

R. DIDERICH

*Unité Évaluation des risques écotoxicologiques
Direction des Risques Chroniques*

Mars 2000

1. OBJECTIF	5
2 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES SUBSTANCES	5
2.1 ETENDUE DE L'ÉTUDE	5
2.2 INTERPRÉTATION DES DONNÉES DISPONIBLES À L'HEURE ACTUELLE	7
2.3 EFFETS CHRONIQUES ET EFFETS AIGUS	9
2.4 LA MÉTHODE DES BLOCS D'HYDROCARBURES.....	9
2.5 RÉSULTATS.....	9
BENZÈNE	10
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	10
<i>Persistence</i>	10
<i>Bioaccumulation</i>	10
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	10
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	11
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	11
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	11
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	12
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	12
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	13
RÉFÉRENCES	13
TOLUÈNE	15
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	15
<i>Persistence</i>	15
<i>Bioaccumulation</i>	15
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	15
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	16
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	16
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	16
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	17
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	18
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	18
RÉFÉRENCES	18
ETHYLBENZÈNE	20
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	20
<i>Persistence</i>	20
<i>Bioaccumulation</i>	20
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	21
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	21
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	21
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	22
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	22
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	22
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	22
RÉFÉRENCES	23
M-XYLÈNE	25
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	25
<i>Persistence</i>	25
<i>Bioaccumulation</i>	25
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	25
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	26
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	26
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	26
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	27
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	27

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	28
RÉFÉRENCES	28
O-XYLÈNE	29
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	29
<i>Persistence</i>	29
<i>Bioaccumulation</i>	29
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	29
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	30
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	30
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	30
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	31
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	31
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	31
RÉFÉRENCES	32
INDANE	33
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	33
<i>Persistence</i>	33
<i>Bioaccumulation</i>	33
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	33
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	33
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	33
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	34
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	34
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	34
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	35
RÉFÉRENCES	35
MÉTHYLINDANES	36
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	36
<i>Persistence</i>	36
<i>Bioaccumulation</i>	36
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	36
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	36
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	36
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	37
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	37
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	37
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	38
RÉFÉRENCES	38
NAPHTALÈNE	39
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	39
<i>Persistence</i>	39
<i>Bioaccumulation</i>	39
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	39
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	40
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	40
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	41
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	42
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	42
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	42
RÉFÉRENCES	42
ACÉNAPHTÈNE	45
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	45
<i>Persistence</i>	45
<i>Bioaccumulation</i>	45

<i>Accumulation dans les sédiments</i>	46
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	46
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	46
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	47
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	48
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	48
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	48
RÉFÉRENCES	48
PHÉNANTHRÈNE	51
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	51
<i>Persistance</i>	51
<i>Bioaccumulation</i>	51
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	52
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	52
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	52
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	53
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	54
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	55
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	55
RÉFÉRENCES	55
FLUORANTHÈNE	58
DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	58
<i>Persistance</i>	58
<i>Bioaccumulation</i>	58
<i>Accumulation dans les sédiments</i>	59
PARAMÈTRES D'EXPOSITION.....	59
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË	59
PARAMÈTRES D'ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE.....	60
CONCENTRATION PRÉVISIBLE SANS EFFET DANS L'ENVIRONNEMENT (PNEC).....	61
DONNÉES SUPPLÉMENTAIRES NÉCESSAIRES À L'AMÉLIORATION DE LA PNEC.....	61
EMPOISONNEMENT SECONDAIRE	61
RÉFÉRENCES	62
3 EXPOSITION	64
3.1 LE COMPARTIMENT AQUATIQUE	64
3.2 LES SÉDIMENTS	67
3.3 LES PRÉDATEURS.....	67
4 CARACTÉRISATION DES RISQUES	68
4.1 LE COMPARTIMENT AQUATIQUE	68
<i>Les expositions "locales"</i>	69
<i>Les expositions "régionales"</i>	70
4.2 LES SÉDIMENTS	71
4.3 LES PRÉDATEURS.....	72
5 CONCLUSION	73
PROPOSITION DE FINALISATION DE L'ÉTUDE	73
LES ÉTUDES DE SUIVI.....	74

1. Objectif

L'étude consiste à évaluer l'impact sur les écosystèmes des substances contenues dans le fuel transporté par Erika.

NB : Cette étude ne vise pas à déterminer l'impact des nappes de fuel sur la faune et la flore du littoral et notamment tous les effets physiques (engluement etc.). Les effets potentiels ont été décrits de façon adéquate dans d'autres rapports et des études concernant l'état actuel du littoral et la récupération progressive des écosystèmes du littoral devront être lancées comme proposé par l'IFREMER pour pouvoir évaluer exactement l'impact sur la faune et la flore du littoral.

Dans la présente étude, les risques potentiels pour les écosystèmes aquatiques et benthiques ainsi que les risques potentiels pour les prédateurs seront estimés d'une façon indicative et préliminaire.

Deux aspects seront analysés :

- Les substances susceptibles d'être mises en solution. En effet, lors de la dérive des nappes de fuel, un certain nombre de composants du fuel se sont solubilisés et peuvent affecter la faune et la flore marine à proximité des côtes.
- Les substances insolubles peuvent former des micro-émulsions avec l'eau et s'adsorber sur des matières en suspension et se déposer dans les sédiments. Pour ces substances, il ne sera pas possible à l'heure actuelle d'estimer les concentrations dans les sédiments ou les biota (poissons et crustacés). Cependant les propriétés intrinsèques seront décrites et des propositions quant au suivi des substances dans l'environnement seront formulées.

NB Le présent rapport reprend intégralement la stratégie et la structure du rapport final. Au stade actuel de l'étude, la plupart des substances impliquées ont pu être évaluées. Cependant, comme les substances impliquées agissent toutes simultanément sur les écosystèmes, aucune conclusion définitive n'est encore possible. Le rapport sera complété au fur et à mesure que les substances impliquées seront évaluées.

2 Etude bibliographique sur les substances

2.1 Etendue de l'étude

Une étude de l'institut français du pétrole (IFP), dans un essai de mise en solution a identifié les substances les plus susceptibles de passer en solution (cf. section 3). Celles-ci sont énumérées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1: Liste des composants susceptibles d'être mis en solution

Substance	No-CAS
Benzène	71-43-2
Toluène	108-88-3
Ethylbenzène	100-41-4
m-Xylène	108-38-3

Substance	No-CAS
o-Xylène	95-47-6
1,3,5-Triméthylbenzène	108-67-8
1,2,4-Triméthylbenzène	95-63-6
1,2,3-Triméthylbenzène	526-73-8
1-Méthyl-2-éthylbenzène	611-14-3
1-Méthyl-3-éthylbenzène	620-14-4
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène	95-93-2
1-Méthyl-4-n-propylbenzène	1074-55-1
Indane	496-11-7
1-Méthylindane	767-58-8
5-Méthylindane	?
4-Méthylindane	824-22-6
Naphthalène	91-20-3
Acénaphthylène	208-96-8
Acénaphène	83-32-9
Fluorène	86-73-7
Phénanthrène	85-01-8
Fluoranthène	206-44-0
Pyrène	129-00-0
Benz(a)anthracène	56-55-3
Chrysène	218-01-9
Benzo(k)fluoranthène	207-08-9
Benzo(a)pyrène	50-32-8

En première approche, seules les substances qui sont les plus présentes en phase aqueuse ainsi que les plus toxiques seront étudiées.

Par ailleurs les substances non solubles peuvent s'adsorber sur des matières en suspension et donc contaminer ou même s'accumuler dans les sédiments et les biota. Pour ces substances, une évaluation quantitative des risques n'est pas possible sans mesures dans ces compartiments. D'après les mesures de compositions qui ont été faites, par l'IFP, les substances les plus susceptibles de s'accumuler dans les poissons et mollusques sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présents dans le fuel issu d'Erika notamment:

Substance	No-CAS
Naphthalène	91-20-3
Acénaphthylène	208-96-8
Acénaphène	83-32-9
Fluorène	86-73-7
Phénanthrène	85-01-8
Anthracène	120-12-7
Fluoranthène	206-44-0
Pyrène	129-00-0
Benzo(a)anthracène	56-55-3
Chrysène	218-01-9

Substance	No-CAS
Benzo(b)fluoranthène	205-99-2
Benzo(k)fluoranthène	207-08-9
Benzo(a)pyrène	50-32-8
Dibenzo(a,h)anthracène	53-70-3
Benzo(g,h,i)pérylène	191-24-2
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	193-39-5

De plus certaines familles de substances peu connues, dont une meilleure caractérisation est nécessaire, ont été identifiées :

Substance	No-CAS
Benzothiophène	95-15-8
Dibenzothiophène	132-65-0
Naphthobenzothiophènes	243-46-9 205-43-6

2.2 Interprétation des données disponibles à l'heure actuelle

Les paramètres physico-chimiques servent à évaluer le comportement des substances dans la colonne d'eau. De même ils permettent d'estimer les concentrations dans les sédiments à partir des concentrations dans la colonne d'eau.

Les données manquantes ont été estimées à l'aide de méthodes structure-activité (QSAR).

Les informations sur la biodégradabilité permettent d'identifier les substances persistantes dans l'environnement.

Les informations sur la bioaccumulation permettent d'interpréter les données de toxicité chroniques disponibles et de décider si elles peuvent être utilisées pour l'estimation de concentrations prévisibles sans effets dans l'environnement (PNEC). Les données manquantes ont été estimées à l'aide de méthodes structure-activité (QSAR). Les données de bioaccumulation sont également utilisées pour estimer les concentrations dans les poissons et ainsi l'exposition des prédateurs.

Les données minimums nécessaires pour dériver une concentration sans effets dans l'environnement (PNEC) sont:

- toxicité aiguë sur poissons (CL50 96 h)
- toxicité aiguë sur invertébrés (CE50 48 h)
- toxicité aiguë sur algues (CE50 72 h)

Pour des substances de structures semblables, certains résultats manquants ont été estimés par des méthodes de structure-activité.

En priorité, des essais sur organismes marins ont été recherchés. Cependant, les essais sur organismes d'eau douce ont aussi été recueillis pour compléter la caractérisation des substances et pour pouvoir comparer la sensibilité entre les organismes marins et d'eau douce.

Pour les substances pour lesquelles des données de toxicité (aiguës ou chroniques) sont disponibles pour au moins trois niveaux trophiques (algues, invertébrés, poissons), des PNECs aquatiques ont été estimées.

La méthodologie d'estimation des PNECs aquatiques est celle proposée dans le guide d'évaluation des risques des substances nouvelles et existantes de l'Union Européenne (UE, 1996¹). Les facteurs d'incertitude appliqués aux résultats des essais utilisés sont résumés dans le tableau 2.

Tableau 2: Facteurs d'incertitude pour l'estimation d'une PNEC aquatique

Au moins un résultat de toxicité aiguë CL(E)50 pour chacun des trois niveaux trophiques (poisson, daphnie et algue)	1000
Un résultat de toxicité à long terme (NOEC poisson ou daphnie)	100
Deux NOECs à long terme représentant deux niveaux trophiques (poisson et/ou daphnie et/ou algue)	50
Trois NOECs à long terme représentant trois niveaux trophiques (poisson, daphnie et algue)	10
Résultats d'essais de terrain ou de mésocosme	cas par cas

Pour les substances pour lesquelles des résultats d'essais avec organismes benthiques sont disponibles, des PNECs sont estimées pour le compartiment benthique.

En l'absence de données, le danger pour les sédiments peut être estimé à partir des données pour la colonne d'eau. D'après UE (1996), pour des substances ayant un LogKow (Kow : coefficient de partage octanol / eau) inférieur à 5, l'exposition des organismes benthiques se fait surtout à partir de l'eau interstitielle. Dans ces conditions, il peut donc être considéré que pour des substances ayant un LogKow inférieur à 5, l'évaluation des risques réalisée pour la colonne d'eau est également protectrice du compartiment benthique. Pour les substances ayant une valeur de LogKow supérieur à 5, des précautions supplémentaires quant à l'interprétation de l'exposition des organismes benthiques devront être prises.

Pour l'estimation de la PNEC pour les sédiments à partir des données disponibles pour les organismes aquatiques, les relations suivantes peuvent être utilisées :

$$PNEC_{sed} = K_{susp-water} / RHO_{susp} * PNEC_{aqua} * 1000$$

$$\text{avec } K_{susp-water} = F_{water}_{susp} + F_{solid}_{susp} * (Koc * Foc_{susp} / 1000) * RHO_{solid}$$

¹ 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, Part I, II, III & IV, Office des publications officielles des communautés européennes, CR-48-96-001-EN-C; CR-48-96-002-EN-C; CR-48-96-003-EN-C; CR-48-96-004-EN-C

RHO _{susp}	densité totale des matières en suspension (poids humide)[kg/m ³] (défaut :1150)
K _{susp-water}	coefficient de partage matières en suspension / eau [-]
F _{water_{susp}}	fraction de l'eau dans les matières en suspension [-] (défaut : 0.9)
F _{solid_{susp}}	Fraction solide dans les matières en suspension [-] (défaut : 0.1)
F _{oc_{susp}}	Fraction de carbone organique dans la fraction solide des matières en suspension [-] (défaut : 0.1)
RHO _{solid}	densité de la fraction solide (poids sec) [kg/m ³] (défaut :2500)

2.3 Effets chroniques et effets aigus

Lors de la dérive des plaques de fuel, des concentrations importantes de substances solubles à proximité des nappes ont pu apparaître. Celles-ci ont ensuite diminué par dilution au fur et à mesure de la dérive des plaques. Il est donc utile d'estimer si des effets aigus envers les organismes ont pu apparaître. Ainsi pour la colonne d'eau, en plus des PNECs chroniques, des PNECs pour des effets aigus seront estimés. Pour les sédiments, seules les PNECs à long terme sont pertinentes.

2.4 La méthode des blocs d'hydrocarbures

UE (1996) propose une méthode pour évaluer les risques pour l'environnement des mélanges complexes et en particulier pour les substances pétrolières. Il s'agit de la méthode des blocs d'hydrocarbures (HBM). En effet l'évaluation des risques des substances pétrolières est difficile parce que chaque composant individuel a des propriétés physico-chimiques, écotoxicologiques et de dégradation différentes. En théorie, il est possible d'identifier chaque composant et d'évaluer les risques individuellement. Cependant, certains hydrocarbures ont des structures similaires et on peut donc supposer qu'ils ont des comportements similaires. Il est ainsi possible de les regrouper dans un « bloc ». Une seule PEC et une seule PNEC peut être estimée pour chaque « bloc » ainsi constitué. Dans l'étude ci-dessus des « blocs » seront formés surtout pour les substances de structure similaire pour lesquelles peu de données sont disponibles.

Il est évident qu'un rapport PEC/PNEC pour la substance pétrolière ne peut pas être estimé directement. Le rapport PEC/PNEC est alors dérivé à partir des ratios PEC/PNEC de chaque composant ou « bloc », basé sur la contribution proportionnelle de chaque composant ou « bloc » et en supposant que les effets sont additifs. Ainsi

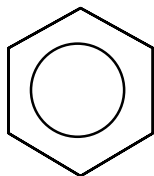
$$PEC/PNEC_{\text{substance entière}} = PEC_a/PNEC_a + PEC_b/PNEC_b + PEC_c/PNEC_c \text{ etc.}$$
où a,b,c etc sont les constituants ou « blocs ».

2.5 Résultats

Les résultats de la recherche bibliographique ainsi que l'interprétation des données trouvées sont résumés sous forme de fiches d'information pour chaque substance. Ces fiches sont rassemblées ci-dessous.

Benzène

n° CAS : 71-43-2
n° EINECS. : 200-753-7
Formule brute: C₆H₆
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont issus du projet d'évaluation des risques dans le cadre du règlement (CE) 793/93.

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse du benzène. Cependant, l'hydrolyse du benzène est probablement négligeable.

Biodégradation:

Le benzène s'est avéré être non facilement biodégradable en aérobie dans des essais standards :

56 % après 28 j (méthode OCDE 301D) (Rott et al., 1982)

39-41 % après 14 j (méthode OCDE 301C) (CITI, 1992)

29 % après 20 j (Price et al., 1974)

Cependant la biodégradabilité inhérente a été prouvée dans un essai Zahn-Wellens :

90 % après 6 j (méthode OCDE 302B) (Wellens, 1990)

Ainsi, d'après UE (1996), une demi-vie de 150 jours dans les eaux de surface peut être supposée.

Bioaccumulation

Plusieurs résultats d'essais sont disponibles:

Poissons : *Leuciscus idus* (3 jours) BCF: < 10 (Freitag et al, 1985)

Mollusques : *Tapes semidecussa* (2-8 jours) BCF : < 1 (Nunes & Benville., 1979)

Un BCF de 10 peut être retenu mais de façon générale, la substance présente un faible potentiel de bioaccumulation (ce qui est confirmé par le faible coefficient de partage octanol-eau).

Accumulation dans les sédiments

De nombreux essais d'adsorption/désorption ont été trouvés dans la littérature. Les Koc mesurés varient de 18.2 à 1023 l/kg (p.ex. Chiou et al., 1983 ; Larsen et al., 1992a ; 1992b ; Uchirin & Mangels, 1987). Avec la méthode d'estimation proposée par UE (1996), une valeur de 134 l/kg peut être calculée. Cette valeur est retenue pour cette évaluation.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	9970	Folkins, 1985
Solubilité à 25°C (mg/l)	1800	Freier, 1976
LogKow	2.13	Sangster, 1989
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	433	Estimation: UE, 1996

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	CE50 (72h)	29	V	Galassi et al., 1988
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	10	V	Janssen & Persoone, 1993
	<i>Artemia salina</i>	M	CL50 (48h)	20	?	Price et al., 1974
	<i>Palaemonetes pugio</i>	M	CL50 (96h)	27	?	Tatem et al., 1978
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	CL50 (96h)	5.3	V	DeGraeve et al., 1982
	<i>Morone saxatilis</i>	M	CL50 (96h)	9.6	V	Meyerhoff, 1975

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai avec *Selenastrum capricornutum* a été réalisé en système clos et les concentrations ont été suivi analytiquement.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (72h) = 29 mg/l.

Invertébrés :

Aucun dosage n'a été effectué au cours de l'essai sur *Daphnia magna* mais l'essai a été réalisé en récipients fermés pour limiter la volatilité de la substance. La validité des essais sur invertébrés marins n'a pas pu être établie, faute d'informations précises. Les résultats sont cependant cohérents avec ceux trouvés pour *Daphnia magna*.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (48h) = 10 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais qui ont été validés pour le respect des critères de validité et pour la prise en compte de la volatilité de la substance par des dosages réguliers ainsi que par la mise en oeuvre d'un renouvellement continu du milieu. De nombreux autres résultats sont disponibles qui confirment les résultats ci-dessus. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 5.3 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)						

Micro-crustacés (mg/l)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	D	NOEC (7j)	3.0	V	Niederlehner et al., 1998
Poissons (mg/l)	<i>Pimephales promelas</i>	D	NOEC (32j)	0.8	V	Russom & Broderius, 1991

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Aucun essai long terme sur algues n'a été réalisé.

Invertébrés :

Les résultats obtenus avec *Ceriodaphnia dubia* sont basés sur des concentrations mesurées.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (7j) = 3 mg/l.

Poissons :

L'essai rapporté ci-dessus a été réalisé en système dynamique avec suivi analytique des concentrations et est donc considéré comme valide.

Dans un essai supplémentaire sur *Oncorhynchus mykiss* (Black et al., 1982) une CL50 de 8.25 mg/l a été observée après 27 jours. Mais cet essai n'a pu être reproduit et est donc considéré comme non valide.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (32j) = 0.8 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : $PNEC = 5300/10 = 530 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

2 résultats d'essais long terme sont disponibles sur des espèces de niveaux trophiques différents : invertébrés et poissons. Par conséquent, un facteur de sécurité de 50 peut être appliqué à la plus faible des 2 valeurs.

D'où : $PNEC = 800 / 50 = 16 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc faible, l'évaluation des risques pour les organismes de la colonne d'eau sera également protectrice des organismes benthiques.

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Un essai à long terme devrait être réalisé sur des algues. Un tel essai est actuellement en cours dans le cadre de l'évaluation des risques pour le règlement (CE) 793/93

Empoisonnement secondaire

L'essai le plus pertinent pour dériver une PNEC orale est un essai sur deux ans sur souris. Une NOAEL de 25 mg/kg/j a été déterminée (NTP, 1986). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 10 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

$$\text{PNEC orale} = 25 * 10 / 10 = 25 \text{ mg/kg (nourriture)}$$

Concernant le PNEC orale, le fait que le benzène est un cancérigène sans niveau seuil n'est pas pris en compte. Or il n'existe pas de méthodologie reconnue pour tenir compte de ces effets dans la protection des prédateurs. La PNEC orale pourrait donc sous-estimer les risques encourus pour les prédateurs. Ces aspects devront être discutés lors de la caractérisation des risques.

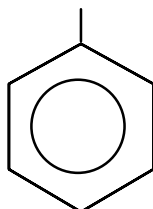
Références

- Black, J.A. *et al.* (1982) The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians. Water Resources Research Institute, University of Kentucky. Research Report No. 133
- Chiou, C.T., Porter, P.E., Schmedding, D.W. (1983): Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. *Environ. Sci. Technol.* 17: 227-231
- DeGraeve, G.M. *et al.* (1982): Effects of Naphtalene and Benzene on Fathead Minnows and Rainbow Trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 487-490
- Folkens, H.O. (1985): Benzene. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. 5th ed., Vol. A§; VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, 475-505
- Freier, R.K. (1976): Aqueous Solutions - Data for Inorganic and Organic Compounds, Vol. 1; Walter de Gruyter Verlag, Berlin/New York
- Freitag, D., Ballhorn, L., Geyer, H., Korte, F. (1985) Environmental Hazard profile of organic chemicals. *Chemosphere*, 14(10), pp1589-1616.
- Galassi, S. *et al.* (1988): Approaches to Modeling Toxic Responses of Aquatic Organisms to Aromatic Hydrocarbons. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 16: 158-169
- Janssen, C.R., Persoone, G. (1993): Rapid Toxicity Screening Tests for Aquatic Biota. 1. Methodology and Experiments with *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 711-717
- Larsen, T., Kjeldsen, P., Christensen, T.H. (1992a): Sorption of hydrophobic hydrocarbons on three aquifer materials in a flow through system. *Chemosphere* 24(4): 439-451
- Larsen, T., Kjeldsen, P., Christensen, T.H. (1992b): Correlation of benzene, 1,1,1-trichloroethane and naphthalene distribution coefficients to the characteristics of aquifer materials with low organic carbon content. *Chemosphere* 24(8): 979-991
- Meyerhoff, R.D. (1975): Acute Toxicity of Benzene, a Component of Crude Oil, to Juvenile Striped Bass (*Morone saxatilis*). *J. Fish. Res. Board. Can.* 32: 1864-1866
- Niederlehner B.R., Cairns J. Smith E.P. (1998): Modelling acute and chronic toxicity of nonpolar narcotic chemicals and mixtures to *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 39, p 136-146

- Nunes, P. & Benville, P.E. (1979) Uptake and depuration of petroleum hydrocarbons in the Manila clam, *Tapes semidecussata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, pp 719-726
- NTP (1986): National Toxicology Program. Toxicology and carcinogenesis studies of benzene (CAS No. 71-43-2) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). Research Triangle Park, North Carolina, U.S. Department of Health and Human Services (NTP-TR 289; NIH Publication 86-2545)
- Price, K.S., Waggy, G.T., Comway, R.A. (1974) Brine shrimp bioassay and seawater BOD of petrochemicals. J. Water Pollution Control Federation, 46 (1), pp 63-77
- Rott, B. et al. (1982) Vergleichende Untersuchung der Anwendbarkeit verschiedener Tests zur Überprüfung der Abbaubarkeit von Umweltchemikalien. Chemosphere, 11(5), pp 531-538
- Russom, C.L., Broderius S.J. (1991): A chronic aquatic toxicity database for development of predictive toxicology models for industrial organic chemicals. US EPA, Environmental Research Laboratory-Duluth. Deliverable No. 8477, PPA: L104/G/2013
- Sangster, J. (1989): Octanol-water partition coefficients of simple organic compounds. J. Phys. Chem. Ref. Data., Vol. 18, No 3
- Tatem, H.E. et al. (1978): The Toxicity of Oils and Petroleum Hydrocarbons to Estuarine Crustaceans. Estuarine and Coastal Marine Science 6: 365-373
- Uchirin, C.G., Mangels, G. (1987): Sorption equilibria of benzene and toluene on two New Jersey coastal plain ground water aquifer solids. J. Environ. Sci. Health A22(8): 743-758
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- Wellens, H. (1990): Zur biologischen Abbaubarkeit mono- und disubstituierter Benzolderivate. Z-Wasser-Abwasser-Forsch. 23: 85-98

Toluène

n° CAS : 108-88-3
n° EINECS. : 203-625-9
Formule brute: C₇H₈
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont issus du projet d'évaluation des risques dans le cadre du règlement (CE) 793/93.

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse du toluène. Cependant, l'hydrolyse du toluène est probablement négligeable.

Biodégradation:

Le toluène s'est avéré être facilement biodégradable en aérobie dans des essais standards (Price et al., 1974).

La dissipation du toluène a été mesurée dans un essai mésocosme. A une concentration initiale de 3.6 µg/l et à des températures de 3 – 7, 8 - 16 et 20 – 22 °C, la demi-vie était respectivement de 13, 16 et 1.5 jours (Wakeham et al., 1983).

Comme ces résultats incluent l'élimination par volatilisation, la demi-vie par biodégradation dans l'eau de surface peut être estimée en première approche à 30 jours.

Bioaccumulation

Plusieurs résultats d'essais sont disponibles:

Poissons : *Leuciscus idus* (3 jours) BCF: 90 (Freitag et al, 1985)

Mollusques : *Mytilus edulis* (8 heures) BCF : 4.2 (Geyer et al., 1982)

Tapes semidecussa (2-8 jours) BCF : 1.7 (Nunes & Benville., 1979)

Un BCF de 90 peut être retenu mais de façon générale, la substance présente un faible potentiel de bioaccumulation (ce qui est confirmé par le faible coefficient de partage octanol-eau).

Accumulation dans les sédiments

Des valeurs de K_{oc} de 37, 46 et 160 l/kg ont été déterminées dans un essai d'adsorption/désorption avec 3 sols différents. Une valeur de 160 l/kg peut être retenue en première approche.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	3000	Klein et al., 1981
Solubilité à 20°C (mg/l)	515	Adema, 1991
LogKow	2.65	Eadsforth & Moser, 1983
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	537	Estimation: UE, 1996

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)						
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	11.5	V	Bobra et al., 1983
	<i>Crangon franciscorum</i>	M	CL50 (96h)	3.5	?	Benville & Korn, 1977
	<i>Chaetogammarus marinus</i>	M	CL50 (48h)	18	?	Adema, 1991
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	D	CL50 (96h)	6.3	V	Moles et al., 1981
	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	M	CL50 (96h)	7	V	Korn et al., 1979

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Aucun résultat valide de CE50 aiguë n'a pu être trouvé. Avec des (Q)SAR (UE, 1996), une CE50 (72-96h) de 8.8 mg/l peut être estimée.

Invertébrés :

Aucun dosage n'a été effectué au cours de l'essai sur *Daphnia magna* mais l'essai a été réalisé en récipients fermés pour limiter la volatilité de la substance (Bobra et al., 1983). La validité des essais sur invertébrés marins n'a pas pu être établie, faute d'informations précises. Les résultats sont cependant cohérents avec ceux trouvés pour *Daphnia magna*.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 3.5 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais qui ont été validés pour le respect des critères de validité et pour la prise en compte de la volatilité de la substance soit par des dosages réguliers (Korn et al., 1979), soit par la mise en oeuvre d'un renouvellement continu du milieu (Moles et al., 1981). Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 6.3 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Skeletonema costatum</i>	M	NOEC (72h)	10	V	Van der Heijden et al., 1988
Micro-crustacés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	NOEC (21j)	1.0	V	Kühn et al., 1989
	<i>Daphnia magna</i>	D	NOEC (16j)	0.53	V	Hermens et al., 1984

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	NOEC (27j)	1.4-4.7	V	WRC (1991)
	<i>Pimephales promelas</i>	D	NOEC (32j)	4	V	Devlin et al., 1982
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	D	NOEC (40j)	1.4	V	Moles et al., 1981
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	M	NOEC (28j)	3.2	V	Ward et al., 1981

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai sur *Skeletonema costatum* a été réalisé en système clos, mais sans suivi analytique des concentrations. Avec des (Q)SAR (US-EPA, 1994), une NOEC (96h) de 1.8 mg/l peut être estimée.

Invertébrés :

Les deux résultats obtenus avec *Daphnia magna* sont basés sur des concentrations mesurées. La moyenne entre les deux NOECs de 0.8 mg/l peut être retenue pour cette évaluation.

Poissons :

Tous les essais rapportés ci-dessus ont été réalisés en système dynamique avec suivi analytique des concentrations et sont donc considérés comme valides. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

Dans un essai supplémentaire sur *Oncorhynchus mykiss* (Black et al., 1982) une CL50 de 0.02 mg/l a été observée après 27 jours. Mais cet essai n'a pu être reproduit et est donc considéré comme non valide.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (40j) = 1.4 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : PNEC = 3500/10 = 350 µg/l

PNEC chronique

3 résultats d'essais long terme sont disponibles sur des espèces de niveaux trophiques différents : algues, invertébrés et poissons. Par conséquent, le facteur de sécurité de 10 peut être appliqué à la plus faible des 3 valeurs.

D'où : PNEC = 800 / 10 = 80 µg/l

Sédiments

A cause d'un Koc faible, l'évaluation des risques pour les organismes de la colonne d'eau sera également protectrice des organismes benthiques.

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Aucune

Empoisonnement secondaire

Seules deux études à long terme sur mammifères exposés par voie orale sont disponibles. Une NOAEL orale de 625 mg/kg/j après 13 semaines d'exposition a été déterminée avec des rats ainsi que des souris (Huff, 1990). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 30 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

$$\text{PNEC orale} = 625 * 10 / 30 = 208 \text{ mg/kg (nourriture)}$$

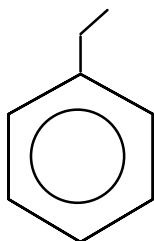
Références

- Adema, D.M.M. (1991) The acute aquatic toxicity of alkylbenzenes. TNO-report R91/198. Delft, The Netherlands.
- Benville, P.E. & Korn, S. (1977) The acute toxicity of six monocyclic aromatic crude oil components to striped bass (*Morone saxatilis*) and bay shrimp (*Crangon franciscorum*). Calif. Fish Game, 63(4), pp 204-209.
- Black, J.A. *et al.* (1982) The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians. Water Resources Research Institute, University of Kentucky. Research Report No. 133
- Bobra, A.M., Shiu, W.Y., Mackay, D. (1983) A predictive correlation for the acute toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to the water flea (*Daphnia magna*). Chemosphere, 12, pp 1121-1129
- Devlin, E.W., Brammer, J.D., Puyear, R.L. (1982) Acute toxicity of toluene to three age groups of Fathead minnows (*Pimephales promelas*). Bull. Environm. Contam. Toxicol., 29, pp 12-17.
- Eadsforth, C.V., Moser, P. (1983) Assessment of reverse-phase chromatographic methods for determining partition coefficients. Chemosphere, 12, pp 1459-1475.
- Freitag, D., Ballhorn, L., Geyer, H., Korte, F. (1985) Environmental Hazard profile of organic chemicals. Chemosphere, 14(10), pp1589-1616.
- van der Heijden, C.A., Mulder, H.C.M., de Vrijer, F., Woutersen, R.A., Davis, P.B., Vink, G.J., Heijna-Merkus, E., Janssen, P.J.C.M., Canton, J.H., van Gestel, C.A.M. (1988) Integrated criteria document toluene effects. Appendix to report 758473010, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Hermens, J., Canton, H., Janssen, P., de Jong, R. (1984) Quantitative structure-activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with anaesthetic potency: acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna*. Aquat. Toxicol., 5, pp 143-154.
- Huff J (1990) Toxicology and carcinogenesis studies of toluene (CAS no. 108-88-3) in F344/N rats and B6C3F1 mice (Inhalation studies). National Toxicology Program. Technical Report Series No. 371. U.S Department of Health and Human Services.

- Klein, A.W., Harnisch, M., Poremski, H.J., Schmidt-Bleek, F. (1981) OECD chemicals testing programme. Physico-chemical tests. Chemosphere, 10, pp 153
- Kühn, R., Pattard, M., Pernak, K.D., Winter (1989) Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. Wat. Res., 23 (4), pp 501-510
- Moles, A., Bates, S., Rice, S.D., Korn, S. (1981) Reduced growth of Coho salmon fry exposed to two petroleum components, Toluene and naphthalene in fresh water. Transactions A. Fish. Soc., 110, pp 430-436
- Nunes, P. & Benville, P.E. (1979) Uptake and depuration of petroleum hydrocarbons in the Manila clam, *Tapes semidecussata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, pp 719-726
- Price, K.S., Waggy, G.T., Conway, R.A. (1974) Brine shrimp bioassay and seawater BOD of petrochemicals. J. Water Pollution Control Federation, 46 (1), pp 63-77
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- US-EPA (1994) ECOSAR ver. 1.01. A computer program for estimating the ecotoxicity of industrial chemicals based on structure activity relationships. US-EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics.
- Wakeham, S.G., Davis, A.C., Karas, J.L. (1983) Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater. Environ. Sci. Technol., 17(10), pp 611-617
- Ward, G.S., Parrish, P.R., Rigby, R.A. (1981) Early life stage toxicity tests with a saltwater fish: effects of eight chemicals on survival, growth and development of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). J. Toxicol. Environ. Health, 8, pp 225-240
- WRC (1991) The effect of toluene on early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). DoE 2943.

Ethylbenzène

n° CAS : 100-41-4
n° EINECS. : 202-849-4
Formule brute: C₈H₁₀
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont issus du rapport BUA correspondant (BUA, 1995)

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse de l'éthylbenzène. Cependant, l'hydrolyse de l'éthylbenzène est probablement négligeable.

Biodégradation:

La biodégradabilité facile de l'éthylbenzène a été testée dans deux essais standard :

- essai respirométrique (méthode CE) : 50% après 28 jours (BOD/ThOD) (BASF, 1988b)
- essai respirométrique (méthode CE) : 68% après 28 jours (BOD/ThOD) (BASF, 1988c)

De plus, un essai de biodégradabilité inhérente a démontré que la substance était dégradable :

- essai MITI II (méthode OCDE 301C) : 81-126 % après 14 jours (CITI, 1992)

Malgré les résultats conflictuels de dégradabilité facile, il peut être supposé que l'éthylbenzène est facilement biodégradable.

La dissipation de l'éthylbenzène a été mesurée dans un essai mésocosme. A une concentration initiale de 3.3 µg/l et à des températures de 3 – 7, 8 - 16 et 20 – 22 °C, la demi-vie était respectivement de 13, 20 et 2.1 jours (Wakeham et al., 1983).

Comme ces résultats incluent l'élimination par volatilisation, la demi-vie par biodégradation dans l'eau de surface peut être estimée en première approche à 40 jours.

Bioaccumulation

Plusieurs résultats d'essais sont disponibles:

Poissons : *Oncorhynchus mykiss* (42 jours) BCF : 1 (Roubal et al., 1978)

Platichthys stellatus (42 jours) BCF : 4 (Roubal et al., 1978)

Mollusques : *Tapes semidecussa* (2-8 jours) BCF : 4-5 (Nunes & Benville., 1979)

Malgré une valeur de LogKow supérieure à celle du toluène, des BCFs plus faibles ont été mesurés, mais dans des espèces différentes. Ainsi en première approche le même BCF de 90 que pour le toluène est retenu pour l'évaluation.

Accumulation dans les sédiments

Plusieurs essais d'adsorption/désorption sont disponibles :

Koc = 165 l/kg (sol argileux) (Chiou et al., 1983)

Koc = 245 l/kg (sédiment) (Vowles & Mantoura, 1987)

Une valeur de 245 l/kg peut être retenue en première approche.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	930	Hoechst, 1976
Solubilité à 20°C (mg/l)	200	BASF, 1988a
LogKow	3.15	Hansch & Leo, 1979
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	480 - 664	Estimation: UE, 1996

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	CE50 (72h)	4.6	V	Galassi et al., 1988
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	CE50 (96h)	3.6	V	Masten et al., 1994
	<i>Skeletonema costatum</i>	M	CE50 (96h)	7.7	V	Masten et al., 1994
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	2.1	V	Bobra et al., 1983
	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	2.2		Galassi et al., 1988
	<i>Crangon franciscorum</i>	M	CL50 (96h)	0.4	?	Benville & Korn, 1977
	<i>Mysidopsis bahia</i>	M	CL50 (96)	2.6	V	Masten et al., 1994
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	CL50 (96h)	4.2	V	Galassi et al., 1988
	<i>Menidia menidia</i>	M	CL50 (96h)	5.1	V	Boeri, 1987

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Les trois essais ci-dessus ont été réalisés en système clos et les concentrations ont été contrôlées analytiquement. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a été observée. La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 3.6 mg/l.

Invertébrés :

Aucun dosage n'a été effectué au cours des essais sur *Daphnia magna* mais les essais ont été réalisés en récipients fermés pour limiter la volatilité de la substance. Dans l'essai avec *Mysidopsis bahia*, les concentrations ont été contrôlées analytiquement. La validité de l'essai sur *Crangon franciscorum* n'a pas pu être établie, faute d'informations précises. Les résultats sont cependant cohérents avec ceux trouvés pour *Daphnia magna* et *Mysidopsis bahia*.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.4 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais qui ont été validés pour le respect des critères de validité et pour la prise en compte de la volatilité de la substance soit par des dosages réguliers, soit par la mise en oeuvre d'un renouvellement continu du milieu. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 4.2 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

Aucun résultat d'essai chronique n'est disponible pour les organismes aquatiques ou benthiques.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

3 résultats d'essais aigus sont disponibles sur des espèces de niveaux trophiques différents : algues, invertébrés et poissons. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 100 pour estimer une concentration sans effets aigus. Cependant, comme il est probable que l'éthylbenzène agit par narcotisme non polaire, un facteur de 10 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 400/10 = 40 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

Seuls des essais aigus sont disponibles. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 1000 pour estimer une concentration sans effets chroniques. Cependant, comme il est probable que l'éthylbenzène agit par narcotisme non polaire, un facteur de 10 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 400 / 100 = 4 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc faible, l'évaluation des risques pour les organismes de la colonne d'eau sera également protectrice des organismes benthiques.

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Aucune

Empoisonnement secondaire

Seules deux études à long terme sur mammifères exposés par voie orale sont disponibles. Dans une étude chronique sur 2 ans sur rats seule une dose a été testée et aucune NOAEL n'a pu être dérivée (Maltoni et al., 1983 ; 1985). Dans une autre étude sur 26 semaines, seule une NOEL de 136 mg/kg/j a pu être dérivée a cause du peu d'informations disponibles (Wolf et al., 1956). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 30 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

$PNEC \text{ orale} = 136 * 10 / 30 = 45 \text{ mg/kg (nourriture)}$

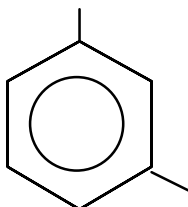
Références

- BASF (1988a) Grunddatensatz für Altstoffe. Ethylbenzol
- BASF (1988b) Interne Untersuchung auf biologische Abbaubarkeit von Ethylbenzol im Respirometrischen Test. Prüfbericht vom 12.10.1988
- BASF (1988c) Interne Untersuchung auf biologische Abbaubarkeit von Ethylbenzol im Respirometrischen Test. Prüfbericht vom 25.4.1988
- Boeri, R.L. (1987) Flow-through, acute toxicity of ethyl benzene to the Atlantic Silverside *Menidia menidia*. Study from 22.12.1987, Project-No. A0187, Enseco Inc., Marblehead, Massachusetts, USA
- Benville, P.E. & Korn, S. (1977) The acute toxicity of six monocyclic aromatic crude oil components to striped bass (*Morone saxatilis*) and bay shrimp (*Crangon franciscorum*). Calif. Fish. Game, 63, pp 204-209
- Bobra, A.M., Shiu, W.Y., Mackay, D. (1983) A predictive correlation for the acute toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to the water flea (*Daphnia magna*). Chemosphere, 12, pp 1121-1129
- BUA (1995) Ethylbenzene. BUA report 178. GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance. October 1995
- Chiou, C.T., Porter, P.E., Schmedding, D.W. (1983) Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. Environ. Sci. Technol., 17, pp 227-231
- CITI (1992) Biodegradation and bioaccumulation. Data of existing chemicals based on the CSCL Japan. Chemicals Inspection and Testing Institute (CITI), Japan
- Galassi, S., Mingazzini, M., Vigano, L., Cesareo, D., Tosato, M.L. (1988) Approaches to modeling toxic responses of aquatic organisms to aromatic hydrocarbons. Ecotoxicol. Environ. Saf., 16, pp 158-169
- Hansch, C. & Leo, A. (1979) Substituent constants for correlation analysis in chemistry and biology. John Wiley & Sons, New York
- Hoechst (1976) Zusammenstellung II, Kennzahlen von Lösungsmitteln. Organische Chemikalien Hoechst, Lösemittel Hoechst, Ein Handbuch für Laboratorium und Betrieb, 6. Auflage
- Maltoni, C., Conti, B., Gotti, G. (1983) Benzene : A multipotential carcinogen. Results of long-term bioassays performed at the Bologna Institute of Oncology. Am. J. Ind. Med., 4, pp 589-630
- Maltoni, C., Conti, B., Gotti, G., Belpoggi, F. (1985) Experimental studies on benzene carcinogenicity at the Bologna Institute of Oncology : current results and ongoing research. Am. J. Ind. Med., 7, pp 415-446
- Masten, L.W., Boeri, R.L., Walker, J.D. (1994) Strategies employed to determine the acute aquatic toxicity of ethyl benzene, a highly volatile, poorly water-soluble chemical. Ecotoxicol. Environ. Saf., 27, pp 335-348

- Nunes, P. & Benville, P.E. (1979) Uptake and depuration of petroleum hydrocarbons in the Manila clam, *Tapes semidecussata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, pp 719-726
- Roubal, W.T., Stranahan, S.I., Malins, D.C. (1978) The accumulation of low molecular weight aromatic hydrocarbons of crude oil by Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and starry flounder (*Platichthys stellatus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol., 7, pp 237-244
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- Vowles, P.D. & Mantoura, R.F.C. (1987) Sediment-water partition coefficients and HPLC retention factors of aromatic hydrocarbons. Chemosphere, 16, pp 109-116
- Wakeham, S.G., Davis, A.C., Karas, J.L. (1983) Mesocosm experiments to determine the fate and persistence of volatile organic compounds in coastal seawater. Environ. Sci. Technol., 17(10), pp 611-617
- Wolf, M.A., Rowe, V.K., McCollister, D.D., Hollingsworth, R.L., Oyen, F. (1956) Toxicological studies of certain alkylated benzenes and benzene : experiments on laboratory animals. AMA Arch. Ind. Health, 14, pp 183-398

m-Xylène

n° CAS : 108-38-3
n° EINECS. : 203-576-3
Formule brute: C₈H₁₀
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont principalement issus du rapport IPCS sur les xylènes (IPCS, 1997)

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse du m-xylène. Cependant, l'hydrolyse du m-xylène est probablement négligeable.

Biodégradation:

Le m-xylène s'est avéré être facilement biodégradable en aérobie dans des essais standards (Tabak et al., 1989).

Des essais de simulation en eau de surface ne sont pas disponibles. En première approche, la même demi-vie par biodégradation en eau de surface que celle dérivée pour le toluène pourra être utilisée dans cette évaluation, c'est-à-dire 30 jours.

Bioaccumulation

Plusieurs résultats d'essais sont disponibles:

Poissons : *Anguilla japonica* : BCF: 23.6 (Ogata & Myake, 1979)

Mollusques : *Tapes semidecussa* (2-8 jours) BCF : 6 (Nunes & Benville., 1979)

Malgré une valeur de LogKow supérieure à celle du toluène, des BCFs plus faibles ont été mesurés, mais dans des espèces différentes. Ainsi en première approche le même BCF de 90 que pour le toluène est retenu pour l'évaluation.

Accumulation dans les sédiments

Des valeurs de Koc de 129, 158 et 289 l/kg ont été déterminées dans un essai d'adsorption/désorption avec 3 sols différents (Seip et al., 1986). Une valeur de 289 l/kg peut être retenue en première approche.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	790	IPCS (1997)
Solubilité à 20°C (mg/l)	146	IPCS (1997)
LogKow	3.2	IPCS (1997)
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	553	Estimation: UE, 1996

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	CE(50)	4.9	V	Galassi et al., 1988
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i> <i>Crangon franciscorum</i>	D	CE50 (48h)	4.7	V	Galassi et al., 1988 Benville & Korn, 1977
		M	CL50 (96h)	3.7	?	
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Morone saxatilis</i>	D	CL50 (96h)	8.4	V	Galassi et al., 1988 Benville & Korn, 1977
		M	CL50 (96h)	9.2	V	

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai cité ci-dessus a été réalisé en système clos et les résultats de sont basés sur des concentrations mesurées analytiquement.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 4.9 mg/l.

Invertébrés :

L'essai sur *Daphnia magna* cité ci-dessus a été réalisé en système clos et les résultats sont basés sur des concentrations mesurées analytiquement. La validité des essais sur invertébrés marins n'a pas pu être établie, faute d'informations précises. Les résultats sont cependant cohérents avec ceux trouvés pour *Daphnia magna*.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 3.7 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais qui ont été validés pour le respect des critères de validité et pour la prise en compte de la volatilité de la substance soit par des dosages réguliers, soit par la mise en oeuvre d'un renouvellement continu du milieu. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 8.4 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	NOEC (8j)	0.7	V	Herman et al., 1990
Micro-crustacés (mg/l)						

Poissons (mg/l)						
-----------------	--	--	--	--	--	--

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai sur *Selenastrum capricornutum* a été réalisé en système clos, avec suivi analytique des concentrations.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.7 mg/l.

Invertébrés :

Aucun résultat disponible

Poissons :

Aucun résultat valide n'est disponible. Dans un essai sur *Oncorhynchus mykiss* (Black et al., 1982) une CL50 de 3.77 mg/l a été observée après 27 jours. Mais cet essai est considéré comme non valide.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : $PNEC = 3700/10 = 370 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

Seuls des résultats à long terme sur algues sont disponibles. Ceci est insuffisant pour dériver une PNEC. Par conséquent les résultats des essais aigus seront utilisés pour dériver une PNEC chronique. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 1000 pour estimer une concentration sans effets. Cependant, comme il est probable que le m-xylène agit par narcotisme non polaire, un facteur de 100 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 3700 / 100 = 37 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc faible, l'évaluation des risques pour les organismes de la colonne d'eau sera également protectrice des organismes benthiques.

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

L'estimation de la PNEC chronique pourrait être améliorée par la réalisation d'essais long-terme sur poissons et invertébrés.

Empoisonnement secondaire

L'essai le plus pertinent pour dériver une PNEC orale est un essai sur deux ans sur rat (essai réalisé sur un mélange d'isomères de xylènes). Une NOAEL de 250 mg/kg/j a été déterminée (NTP, 1986). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 10 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

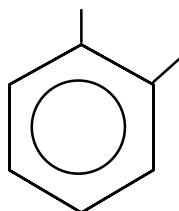
PNEC orale = $250 * 10 / 10 = 250$ mg/kg (nourriture)

Références

- Benville, P.E. & Korn, S. (1977) The acute toxicity of six monocyclic aromatic crude oil components to striped bass (*Morone saxatilis*) and bay shrimp (*Crangon franciscorum*). Calif. Fish Game, 63(4), pp 204-209.
- Black, J.A. *et al.* (1982) The aquatic toxicity of organic compounds to embryo-larval stages of fish and amphibians. Water Resources Research Institute, University of Kentucky. Research Report No. 133
- Galassi, S., Mingazzini, M., Vigano, L., Cesareo, D., Tosato, M.L. (1988) Approaches to modeling toxic responses of aquatic organisms to aromatic hydrocarbons. Ecotoxicol. Environ. Saf., 16, pp 158-169
- Herman DC, Inniss WE, & Mayfield CI (1990) Impact of volatile aromatic hydrocarbons on growth of the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. Aquat Toxicol, 18: 87-100.
- IPCS (1997) Xylenes. Environmental Health Criteria 190. International Programme on Chemical Safety. World Health Organisation, Geneva, Switzerland.
- NTP (1986) Technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of xylenes (mixed) in F344/N rats and B6C3F1 mice. Research Triangle Park, North Carolina, US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program (NIH Publication No. 87-2583).
- Nunes, P. & Benville, P.E. (1979) Uptake and depuration of petroleum hydrocarbons in the Manila clam, *Tapes semidecussata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, pp 719-726
- Ogata M & Miyake Y (1979) Disappearance of aromatic hydrocarbons and organic sulphur compounds from fish reared in crude oil suspensions. Water Res, 13: 75-78.
- Seip HM, Alstad J, Carlberg GE, Martinsen K, & Skaane R (1986) Measurement of mobility of organic compounds in soil. Sci Total Environ, 50: 87-101.
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.

o-Xylène

n° CAS : 95-47-6
n° EINECS. : 202-422-2
Formule brute: C8H10
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont principalement issus du rapport IPCS sur les xylènes (IPCS, 1997)

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse du o-xylène. Cependant, l'hydrolyse de l' o-xylène est probablement négligeable.

Biodégradation:

L' o-xylène s'est avéré être moins biodégradable que le m-xylène ou le p-xylène (IPCS, 1996). Cependant, au vu de la structure de l' o-xylène, il est peu probable que cette substance soit persistante. En première approche, il peut être supposé qu'elle est dégradable de façon inhérente. Des essais de simulation en eau de surface ne sont pas disponibles. UE (1996) propose d'utiliser une demi-vie de 150 jours dans les eaux de surface.

Bioaccumulation

Plusieurs résultats d'essais sont disponibles:

Poissons : *Anguilla japonica* : BCF: 21.4 (Ogata & Myake, 1979)

Mollusques : *Tapes semidecussa* (2-8 jours) BCF : 7.25 (Nunes & Benville., 1979)

Malgré une valeur de LogKow supérieure à celle du toluène, des BCFs plus faibles ont été mesurés, mais dans des espèces différentes. Ainsi en première approche le même BCF de 90 que pour le toluène est retenu pour l'évaluation.

Accumulation dans les sédiments

Une valeur de Koc de 221 l/kg a été déterminée dans un essai d'adsorption/désorption avec du sédiment estuarien (Vowles & Mantoura, 1987). Dans un sol argileux, un Koc de 234 l/kg a été déterminé (Stuart et al., 1991). Une valeur de 234 l/kg peut être retenue en première approche.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	660	IPCS (1997)
Solubilité à 20°C (mg/l)	142	IPCS (1997)
LogKow	3.12	IPCS (1997)
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	493	Estimation: UE, 1996

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	CE(50)	4.7	V	Galassi et al., 1988
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i> <i>Crangon franciscorum</i>	D	CE50 (48h)	1.0	V	Galassi et al., 1988 Benville & Korn, 1977
		M	CL50 (96h)	1.3	?	
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Morone saxatilis</i>	D	CL50 (96h)	7.6	V	Galassi et al., 1988 Benville & Korn, 1977
		M	CL50 (96h)	11	V	

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai cité ci-dessus a été réalisé en système clos et les résultats sont basés sur des concentrations mesurées analytiquement.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 4.7 mg/l.

Invertébrés :

L'essai sur *Daphnia magna* cité ci-dessus a été réalisé en système clos et les résultats sont basés sur des concentrations mesurées analytiquement. La validité des essais sur invertébrés marins n'a pas pu être établie, faute d'informations précises. Les résultats sont cependant cohérents avec ceux trouvés pour *Daphnia magna*.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 1.0 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais qui ont été validés pour le respect des critères de validité et pour la prise en compte de la volatilité de la substance soit par des dosages réguliers, soit par la mise en oeuvre d'un renouvellement continu du milieu. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 7.6 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	NOEC (8j)	1.0	V	Herman et al., 1990
Micro-crustacés (mg/l)						

Poissons (mg/l)						
------------------------	--	--	--	--	--	--

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai sur *Selenastrum capricornutum* a été réalisé en système clos, avec suivi analytique des concentrations.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.7 mg/l.

Invertébrés :

Aucun résultat disponible

Poissons :

Aucun résultat n'est disponible.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : $PNEC = 1000/10 = 100 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

Seuls des résultats à long terme sur algues sont disponibles. Ceci est insuffisant pour dériver une PNEC. Par conséquent les résultats des essais aigus seront utilisés pour dériver une PNEC chronique. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 1000 pour estimer une concentration sans effets. Cependant, comme il est probable que l' o-xylène agit par narcotisme non polaire, un facteur de 100 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 1000 / 100 = 10 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc faible, l'évaluation des risques pour les organismes de la colonne d'eau sera également protectrice des organismes benthiques.

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Aucune

Empoisonnement secondaire

L'essai le plus pertinent pour dériver une PNEC orale est un essai sur deux ans sur rat (essai réalisé sur un mélange d'isomères de xylènes). Une NOAEL de 250 mg/kg/j a été déterminée (NTP, 1986). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 10 peut être utilisé pour estimer

une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

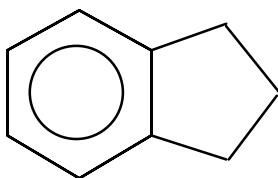
$$\text{PNEC orale} = 250 * 10 / 10 = 250 \text{ mg/kg (nourriture)}$$

Références

- Benville, P.E. & Korn, S. (1977) The acute toxicity of six monocyclic aromatic crude oil components to striped bass (*Morone saxatilis*) and bay shrimp (*Crangon franciscorum*). Calif. Fish Game, 63(4), pp 204-209.
- Galassi, S., Mingazzini, M., Vigano, L., Cesareo, D., Tosato, M.L. (1988) Approaches to modeling toxic responses of aquatic organisms to aromatic hydrocarbons. Ecotoxicol. Environ. Saf., 16, pp 158-169
- Herman DC, Inniss WE, & Mayfield CI (1990) Impact of volatile aromatic hydrocarbons on growth of the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. Aquat Toxicol, 18: 87-100.
- IPCS (1997) Xylenes. Environmental Health Criteria 190. International Programme on Chemical Safety. World Health Organisation, Geneva, Switzerland.
- NTP (1986) Technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of xylenes (mixed) in F344/N rats and B6C3F1 mice. Research Triangle Park, North Carolina, US Department of Health and Human Services, National Toxicology Program (NIH Publication No. 87-2583).
- Nunes, P. & Benville, P.E. (1979) Uptake and depuration of petroleum hydrocarbons in the Manila clam, *Tapes semidecussata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21, pp 719-726
- Ogata M & Miyake Y (1979) Disappearance of aromatic hydrocarbons and organic sulphur compounds from fish reared in crude oil suspensions. Water Res, 13: 75-78.
- Stuart et al. (1991) Environ. Progress, 10, pp 104-109
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- Vowles PD & Mantoura RFC (1987) Sediment-water partition coefficients and HPLC retention factors for aromatic hydrocarbons. Chemosphere, 16, pp 109-116.

Indane

n° CAS : 496-11-7
n° EINECS. : 207-814-7
Formule brute: C₉H₁₀
Formule développée:



Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse de l'indane. Cependant, l'hydrolyse de l'indane est probablement négligeable.

Biodégradation:

Aucun résultat de biodégradation n'a été trouvé dans la littérature. En l'absence de données, il sera supposé que la substance n'est pas biodégradable.

Bioaccumulation

Aucun résultat expérimental n'est disponible. En se basant sur le logKow de 3.18, un BCF de 100 peut être estimé d'après UE (1996).

Accumulation dans les sédiments

Aucun résultat expérimental n'est disponible. En se basant sur le logKow de 3.18, un Koc de 474 l/kg peut être estimé d'après UE (1996).

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	-	
Solubilité à 20°C (mg/l)	-	
LogKow	3.18	Hansch & Leo, 1979
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	-	

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)						
Invertébrés (mg/l)						

Poissons (mg/l)	<i>Pimephales promelas</i>	D	LC50 (96h)	14	?	Mattson et al., 1976
------------------------	----------------------------	---	------------	----	---	-------------------------

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Le résultat sur poissons n'a pas pu être validé faute d'informations précises sur les conditions d'essais. Avec les méthodes (Q)SAR proposées par UE(1996), les résultats suivants peuvent être estimés :

Algues : *Selenastrum capricornutum* CE50 (72-96h) = 4.6 mg/l

Invertébrés : *Daphnia magna* CE50 (48h) = 5.4 mg/l

Poissons : *Pimephales promelas* CL50 (96h) = 9.5 mg/l

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)						
Micro-crustacés (mg/l)						
Poissons (mg/l)						

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Aucun résultat de toxicité chronique n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

Une PNEC très préliminaire peut être estimée avec les résultats (Q)SAR. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 100 pour estimer une concentration sans effets aigus. Cependant, comme il est probable que l'indane agit par narcotisme non polaire, un facteur de 10 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 4600/10 = 460 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

Une PNEC très préliminaire peut être estimée avec les résultats (Q)SAR. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 1000 pour estimer une concentration sans effets. Cependant, comme il est probable que l'indane agit par narcotisme non polaire, un facteur de 100 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 4600 / 100 = 46 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc faible, l'évaluation des risques pour les organismes de la colonne d'eau sera également protectrice des organismes benthiques.

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Pour dériver une PNEC plus réaliste, tous les essais standards aigus et chroniques sur algues, invertébrés et poissons devraient être réalisés.

Empoisonnement secondaire

Aucune étude chronique ou semi-chronique sur mammifères par voie orale à doses répétées n'est disponible. En première approche, à cause des similitudes de structures, la même PNEC orale que pour le naphthalène sera choisie :

PNEC orale = 44 mg/kg (nourriture)

Références

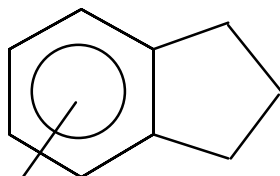
Hansch, C. & Leo, A. (1979) Substituent constants for correlation analysis in chemistry and biology. John Wiley & Sons, New York

Mattson, V.R., Arthur, J.W., Walbridge, C.T. (1976) Acute Toxicity of selected Organic Compounds to Fathead minnows. Ecol. Res. Ser. EPA-600/3-76-097, Environ. Res. Lab., US-EPA, Duluth, MN, 12p.

UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.

Méthylindanes

n° CAS : -
n° EINECS. : -
Formule brute: **C10H13**
Formule développée:



Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse des méthylindanes. Cependant, l'hydrolyse des méthylindanes est probablement négligeable.

Biodégradation:

Aucun résultat de biodégradation n'a été trouvé dans la littérature. En l'absence de données, il sera supposé que la substance n'est pas biodégradable.

Bioaccumulation

Aucun résultat expérimental n'est disponible. En se basant sur le logKow de 4.01, un BCF de 510 peut être estimé d'après UE (1996).

Accumulation dans les sédiments

Aucun résultat expérimental n'est disponible. En se basant sur le logKow de 4.01, un Koc de 2230 l/kg peut être estimé d'après UE (1996).

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	-	
Solubilité à 20°C (mg/l)	-	
LogKow	4.01	Estimation : UE (1996)
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	-	

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)						
Invertébrés (mg/l)						
Poissons (mg/l)						

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Aucun résultat expérimental n'est disponible. Avec les méthodes (Q)SAR proposés par UE(1996), les résultats suivants peuvent être estimés :

Algues : *Selenastrum capricornutum* CE50 (72-96h) = 0.76 mg/l
Invertébrés : *Daphnia magna* CE50 (48h) = 1.0 mg/l
Poissons : *Pimephales promelas* CL50 (96h) = 2.1 mg/l

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)						
Micro-crustacés (mg/l)						
Poissons (mg/l)						

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Aucun résultat de toxicité chronique n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

Une PNEC très préliminaire peut être estimée avec les résultats (Q)SAR. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 100 pour estimer une concentration sans effets aigus. Cependant, comme il est probable que les méthylindanes agissent par narcotisme non polaire, un facteur de 10 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 760/10 = 76 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

Une PNEC très préliminaire peut être estimée avec les résultats (Q)SAR. UE (1996) propose d'utiliser un facteur d'incertitude de 1000 pour estimer une concentration sans effets. Cependant, comme il est probable que les méthylindanes agissent par narcotisme non polaire, un facteur de 100 semble être suffisant.

D'où : $PNEC = 760 / 100 = 7.6 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc relativement élevé, il est nécessaire de proposer une PNEC pour les sédiments. Comme aucun résultat d'essai de toxicité avec des organismes benthiques n'est disponible, une PNEC pour les sédiments doit être estimée avec la méthode du coefficient de partage à partir de la PNEC aquatique. Seuls les effets à long terme seront pris en compte ici.

Ainsi : $PNEC_{\text{sed}} = 374 \mu\text{g/kg}$ (poids humide)

Données supplémentaires nécessaires à l'amélioration de la PNEC

Pour dériver une PNEC plus réaliste, tous les essais standards aigus et chroniques sur algues, invertébrés et poissons devraient être réalisés.

Empoisonnement secondaire

Aucune étude chronique ou semi-chronique sur mammifères par voie orale à doses répétées n'est disponible. En première approche, à cause des similitudes de structures, la même PNEC orale que pour le naphthalène sera choisie :

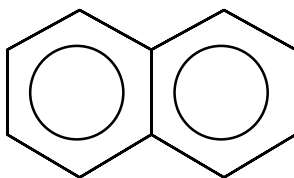
PNEC orale = 44 mg/kg (nourriture)

Références

UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.

Naphtalène

n° CAS : 91-20-3
n° EINECS. : 202-049-5
Formule brute: C₁₀H₈
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont issus du projet d'évaluation des risques dans le cadre du règlement (CE) 793/93.

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

Il n'existe pas de données expérimentales sur l'hydrolyse du naphtalène. Cependant, l'hydrolyse du naphtalène est probablement négligeable.

Biodégradation:

Les résultats du seul essai de dépistage standard pour déterminer la biodégradabilité inhérente ont été négatifs (2% de dégradation après 28 j, méthode OCDE 302 C) (CITI, 1992). Cependant, de nombreux essais non standards suggèrent que la substance est rapidement dégradée dans des conditions aérobies et dénitrifiantes, en particulier lorsque des micro-organismes adaptés sont utilisés, avec les concentrations de naphtalène tombant à des concentrations non mesurables après 8 à 12 jours dans certains essais (Delfino & Miles, 1985 ; Nielsen & Christensen, 1994 ; Bauer & Capone, 1985). Dans l'eau de surface une demi-vie de 150 jours est proposée par UE (1996).

Il n'existe pas de résultat d'essai standard de biodégradation en anaérobie. Cependant certains essais non standard suggèrent que la substance est peu biodégradable en anaérobie (Delfino & Miles, 1985 ; Delaune et al., 1980 ; Bauer & Capone, 1985).

Bioaccumulation

De nombreux résultats d'essais sont disponibles, dont notamment:

Poissons : *Cyprinus carpio* (56 j, Méthode OCDE 305 C) BCF: 168 (CITI, 1992)

Pimephales promelas (28 j) BCF : 427 (Veith et al., 1979)

Mollusques : *Mytilus edulis* (8 heures) BCF : 27 - 38 (Hansen et al., 1978)

Ostrea edulis (72 heures) BCF : 58 - 62 (Riley et al., 1981)

Un BCF de 427 peut être retenu pour cette évaluation.

Accumulation dans les sédiments

De nombreux essais d'adsorption/désorption ont été trouvés dans la littérature. Les Koc mesurés varient de 378 à 3200 l/kg (p.ex. Rippen et al., 1982 ; Bouchard et al., 1990 ; Lokke, 1984). Avec la méthode d'estimation proposée par UE (1996), une valeur de 1320 l/kg peut être calculée. Cette valeur est retenue pour cette évaluation.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 20°C (Pa)	7.2	deKruif et al., 1982
Solubilité à 20°C (mg/l)	30	Wasik et al., 1983
LogKow	3.7	Berthod et al., 1992
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	31	Estimation : UE (1996)

La solubilité dans l'eau a été confirmée par d'autres essais non cités ici. Concernant le LogKow, 24 valeurs variant de 3.01 à 3.73 peuvent être trouvées dans la littérature et. La valeur citée ci-dessus est la plus élevée obtenue par une méthode de chromatographie qui évite l'influence de micro-émulsions.

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues (mg/l)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	D	EC50 (72h)	>4.3	V	INERIS, 1999
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	EC50 (4h)	2.96	?	Milleman et al., 1984
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	3.4	V	Crider et al., 1982
	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	1.5	V	INERIS, 1999
	<i>Daphnia pulex</i>	D	CE50 (96h)	1.0	V	Trucco et al., 1983
	<i>Eualis suckleyi</i>	M	CL50 (96h)	1.4	V	Rice & Thomas, 1989
	<i>Neomysis americana</i>	M	CL50 (96h)	0.8	V	Smith & Hargreaves, 1983
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	CL50 (96h)	1.6	V	DeGraeve et al., 1982
	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	M	CL50 (48h)	0.9/1.0	V	Rice & Thomas, 1989
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	M	CL50 (96h)	2.4	V	Anderson et al., 1974

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Dans l'essai réalisé par INERIS (1999), aucun effet significatif n'a été observé à 4.3 mg/l. Les résultats sont basés sur des concentrations mesurées. Dans l'essai réalisé par Milleman et al. (1984), la réduction d'assimilation de CO₂ a été mesurée. Ce critère d'effet est difficile à interpréter. Avec des (Q)SAR (UE, 1996), une CE50 (72-96h) de 1.5 mg/l peut être estimée. Il est donc difficile de choisir une valeur pour la toxicité aiguë envers les algues.

Invertébrés :

Dans la plupart des essais cités ci-dessus les concentrations ont été suivies analytiquement. D'autres résultats trouvés dans la littérature confirment ceux rapportés ci-dessus. Aucune

différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.8 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais qui ont été validés pour le respect des critères de validité et pour la prise en compte de la volatilité de la substance soit par des dosages réguliers, soit par la mise en oeuvre d'un renouvellement continu du milieu. D'autres résultats trouvés dans la littérature confirment ceux rapportés ci-dessus. Aucune différence significative entre organismes d'eaux douces et organismes marins n'a pu être observée.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.9 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	D	NOEC (72h)	> 4.3	V	INERIS, 1999
Micro-crustacés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	NOEC (21j)	> 0.6	?	Geiger & Buikema, 1982
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	D	NOEC (7j)	0.51	V	INERIS, 1999
Poissons (mg/l)	<i>Pimephales promelas</i>	D	NOEC (30j)	0.45	V	DeGraeve et al., 1982
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	D	NOEC (40j)	0.12	V	Moles et al., 1981

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Dans l'essai réalisé par INERIS (1999), aucun effet significatif n'a été observé à 4.3 mg/l. Les résultats sont basés sur des concentrations mesurées. Cependant avec des (Q)SAR (UE, 1996), une CE50 (72-96h) de 1.5 mg/l peut être estimée. Il est donc difficile de choisir une valeur pour la toxicité envers les algues.

Invertébrés :

Les résultats obtenus avec *Ceriodaphnia dubia* sont basés sur des concentrations mesurées. Ceux avec *Daphnia magna* ne peuvent pas être validés faute d'informations précises sur les conditions d'essais.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (7j) = 0.12 mg/l.

Poissons :

Les deux essais rapportés ci-dessus ont été réalisés en système dynamique avec suivi analytique des concentrations et sont donc considérés comme valides.

Dans un essai supplémentaire sur *Oncorhynchus mykiss* (Black et al., 1983) une LC50 de 0.11 mg/l a été observée après 27 jours. Mais cet essai n'a pu être reproduit et est donc considéré comme non valide.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (40j) = 1.4 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : $PNEC = 800/10 = 80 \mu\text{g/l}$

PNEC chronique

Des essais long terme sont disponibles pour des poissons et des invertébrés. Les résultats sur algues sont difficile à interpréter mais il semble peu probable que celles-ci soient plus sensibles que les autres espèces testées. Par conséquent, le facteur de sécurité de 10 peut être appliqué à la plus faible des 3 valeurs.

D'où : $PNEC = 120 / 10 = 12 \mu\text{g/l}$

Sédiments

A cause d'un Koc relativement élevé, il est nécessaire de proposer une PNEC pour les sédiments. Comme aucun résultat d'essai de toxicité avec des organismes benthiques n'est disponible, une PNEC pour les sédiments doit être estimée avec la méthode du coefficient de partage à partir de la PNEC aquatique. Seuls les effets à long terme seront pris en compte ici.

Ainsi : $PNEC_{\text{sed}} = 354 \mu\text{g/kg}$ (poids humide)

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 valeurs obtenues pour les organismes aquatiques et une PNEC plus réaliste pourrait être estimée si l'on disposait de résultats expérimentaux à long terme sur des organismes benthiques.

Empoisonnement secondaire

Parmi les études sur mammifères réalisées avec le naphthalène, la plus pertinente pour évaluer l'empoisonnement secondaire est une étude à doses répétées sur 90 jours sur souris (Shopp et al., 1984). Une NOAEL de 133 mg/kg/j a été dérivée. D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 30 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

$PNEC_{\text{orale}} = 133 * 10 / 30 = 44 \text{ mg/kg}$ (nourriture)

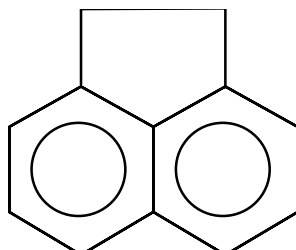
Références

- Anderson J W, Neff J M, Cox B A, Tatem H E and High tower G M (1974). The effects of oil on estuarine animals: Toxicity, uptake and depuration, respiration. In: Pollution and physiology of marine organisms. Eds. Vernberg F J and Vernberg W B. Academic Press, New York, 285-310.
- Bauer, J.E. & Capone, D.G. (1985) Effects of four aromatic organic pollutants on microbial glucose metabolism and thymidine incorporation in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49, pp. 828-835
- Berthod A and Menges R A and Armstrong W (1992). Direct Octanol/Water Partition Coefficient Determination Using Co-Current Chromatography. *J.Liq.Chromatogr*, **15** (15&16), 2769-2785, .
- Bouchard, D.C., Mravik, S.C., Smith, G.B. (1990) Benzene and naphthalene sorption on soil contaminated with high molecular weight residual hydrocarbons from unleaded gasoline. *Chemosphere*, 21, pp 975ff.
- CITI (1992) Biodegradation and bioaccumulation. Data of existing chemicals based on the CSCL Japan. Chemicals Inspection and Testing Institute (CITI), Japan
- Crider J Y, Wilhm J and Harmon H J (1982). Effects of naphthalene on the hemoglobin concentrations and oxygen uptake of *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **28**, 52-57.
- DeGraeve G M, Elder R G, Woods D C and Bergman H L (1982). Effects of naphthalene and benzene on fathead minnows and rainbow trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **11**, 487-490.
- Delaune, R.D., Hambrick, G.A., Patrick, W.H. (1980). Degradation of hydrocarbons in oxidised and reduced sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 11, pp 103-106.
- Delfino, J.J. & Miles, C.J. (1985) Aerobic and anaerobic degradation of organic contaminants in Florida groundwater. *Proc. Soil and Crop Sci. Soc. Fla.*, 44, pp 9-14.
- DeKruif, C.G., Kuipers, T., Van Miltenburg, J. C., Scaake, R. C. F., Stevens, G. (1982) The vapour pressure of solid and liquid naphthalene. *J.Chem. Thermodynamics*, 13, pp 1081-1086.
- Hansen, N., Jensen, V.B., Appelquist, H. Mørch, E. (1978) The uptake and release of petroleum hydrocarbons by the marine mussel *Mytilus Edulis*. *Prog. Wat. Tech.*, 10, pp 351-359
- INERIS (1999) Complément au SEQ-Eau : Méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Projet de rapport final. 16 Mai 1999
- Løkke H (1984). Sorption of selected organic pollutants in Danish soils. *Ecotox. Environm. Safety*, 8, pp 395ff
- Milleman R E, Birge W J, Black J A, Cushman R M, Daniels K L, Franco P J, Giddings J M, McCarthy J F and Stewart A J (1984). Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **113**, 74-85.
- Nielsen, PH & Christensen, T.H. (1994) Variability of biological degradation of aromatic hydrocarbons in an aerobic aquifer determined by laboratory batch experiments. *J. Contaminant Hydrology*, 15, pp 305-320

- Riley, R.T., Mix, M.C., Schaffer, R.L. Bunting, D.L. (1981) Uptake and accumulation of naphthalene by the oyster *Ostrea edulis*, in a flow-through system. *Marine Biology*, 61, pp 267-276
- Veith, G.D., De Foe, D.L., Bergstedt, B.V. (1979) Measuring and estimating the bioconcentration factors of chemicals in fish. *J. Fish. Res. Board Can.*, 36, pp 1040-1048
- Rice S D and Thomas R E (1989). Effect of pre-treatment exposures of toluene or naphthalene on the tolerance of pink salmon (*Onchorynchus gorbuscha*) and kelp shrimp (*Eualis suckleyi*). *Comp. Biochem. Physiol.*, **94C**, 289-293.
- Rippen., G., Ilgenstein, M., Klöpffer, W. Poremski, H. (1982) Screening of the adsorption behaviour of new chemicals: natural soils and model adsorbents. *Ecotox. Environm. Safety*, 6, pp 236-
- Shopp G M, White K L, Holsapple M P, Barnes D W, Duke S S, Anderson A C, Condie L W, Hayes J R and Borzelleca J F (1984). Naphthalene toxicity in CD-1 mice: General toxicology and immunotoxicology. *Fund. Appl. Toxicol.* (1984), 4, pp 406-419.
- Smith R L and Hargreaves B R (1983). A simple toxicity apparatus for continuous flow with small volumes: Demonstration with mysids and naphthalene. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **30**, 406-412.
- Trucco R G , Engelhardt F R and Stacey B (1983). Toxicity, accumulation and clearance of aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. *Environ. Pollut. (Series A)*, **31**, 191-202.
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- Wasik S P, et al (1983). Determination of the Vapour Pressure, Aqueous Solubility, and Octanol/Water Partition Coefficient of Hydrophobic Substances by Coupled Generator Column/Liquid Chromatographic Methods. *Residue Rev.* **85**, 29-42 .

Acénaphthène

n° CAS : 83-32-9
n° EINECS. : 201-469-6
Formule brute: C₁₂H₁₀
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont principalement issus des monographies de l'IPCS (International Programme on Chemical Safety) (IPCS, 1998) et de l'US-EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (Hansen *et al.*, 1993), intitulées « Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons » et « Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : acenaphthene ». Par ailleurs, des données écotoxicologiques issues d'autres références bibliographiques ont été ajoutées.

Devenir dans l'environnement

Persistance

Hydrolyse:

Aucune donnée expérimentale sur l'hydrolyse de l'acénaphthène n'a été trouvée. Cependant, compte tenu de la structure moléculaire de l'acénaphthène, son hydrolyse est probablement négligeable.

Biodégradation:

Les rares données expérimentales qui ont pu être trouvées sur des essais en milieux aqueux montrent que l'acénaphthène est peu biodégradable : 0% de dégradation après 4 semaines (méthode OCDE 301C) (CITI, 1992) et des temps de demi vie de 49 à 408 jours en milieu aqueux non adapté (Howard *et al.*, 1991). Par conséquent, même si l'acénaphthène peut se dégrader partiellement en milieux aqueux dans certaines conditions, il ne peut pas être considéré comme facilement biodégradable. En première approche, de la même manière que pour le naphthalène, un temps de demi-vie de 150 jours peut être proposé UE (1996).

Bioaccumulation

Seul des essais sur poissons ont été trouvés dans la littérature :

Lepomis macrochirus : BCF (28j) = 387.

La contamination a été effectuée en statique sur 28 jours à une concentration de 9 µg/l (Barrows *et al.*, 1980). Les mesures de concentrations ont été effectuées grâce à un traçage de la substance au carbone 14.

Cyprinus carpio : BCF (56j) = 254 – 1270

La contamination a été effectuée en dynamique sur 56 jours à une concentration de 3 ou 30 µg/l. Les concentrations ont été suivies analytiquement (CITI, 1992).

La valeur de 1270 est retenue pour cette évaluation.

Accumulation dans les sédiments

Des mesures du coefficient de partage de particules en suspension permettent de déduire une valeur de Koc de 1778 l/kg (Mihelcic & Luthy, 1988). Cependant ce résultat a tendance à sous-estimer la valeur réelle puisque dans le modèle utilisé, le phénomène d'adsorption est supposé être totalement réversible (Di Toro, 1985). 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, 1991). La moyenne de ces valeurs est de 3800 l/kg, ce qui est cohérent avec la valeur qui serait estimée par la méthode proposée dans le TGD : 1590 l/kg (UE, 1996). Cette valeur de 3800 l/kg est retenue pour cette évaluation.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 25°C (Pa)	0.29	Sonnefeld <i>et al.</i> , 1983
Solubilité à 25°C (mg/l)	3.9	Mackay & Shiu, 1977
LogKow	3.83	Hansen <i>et al.</i> , 1993
Constante de Henry (Pa.m³/mol)	14.8	Mackay <i>et al.</i> , 1979

Concernant le LogKow, les valeurs mesurées varient de 3.83 à 4,17 tandis que les valeurs estimées varient de 3.7 à 4.43. Une étude de reproductibilité sur différentes méthodes de mesure du Kow a permis de proposer la valeur de 3.83, moyenne des valeurs obtenues par la méthode d'agitation lente en flacon (Hansen *et al.*, 1993).

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues et macrophytes (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	EC50 (96h)	0.52	?	US-EPA, 1978
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	0.32	V	EG&G Bionomics, 1982
	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	0.12	V	"
	<i>Mysidopsis bahia</i>	M	CE50	0.16	V	"
	<i>Crangon septemspinosa</i>	M	CE50	0.245	?	Horne <i>et al.</i> , 1983
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	CL50 (96h)	0.67	V	Holcombe <i>et al.</i> , 1983
	<i>Salmo trutta</i>	D	CL50 (96h)	0.58	V	"
Invertébrés, essais sur sédiments (mg/kg)	<i>Eohaustorius estuarius</i>	M	CL50 (10j)	44.4	V	Swartz <i>et al.</i> , 1991
	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	M	CL50 (10j)	193	V	"
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	M	CL50 (10j)	106	?	Swartz <i>et al.</i> , 1997

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

L'essai réalisé par US-EPA (1978) n'a pas pu être validé faute d'information sur les conditions d'essai. Cependant le résultat est confirmé par l'essai réalisé par INERIS (1999) (cf. ci-dessous).

Invertébrés :

Les résultats des essais effectués par EG&G Bionomics (1982), ont été obtenus avec dosage des concentrations d'essai. Dans l'essai réalisé par Horne *et al.* (1982) les concentrations n'ont pas été contrôlées analytiquement, mais les résultats confirment ceux obtenus par ailleurs.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CE50 = 0.12 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais effectués en continu. Les concentrations d'essai ont été mesurées. D'autres résultats trouvés dans la littérature confirment ceux rapportés ci-dessus.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.58 mg/l.

Sédiments :

Plusieurs résultats d'essais sur invertébrés benthiques sont disponibles. Les CL50 varient de 44.4 à 193 mg/kg (poids sec) pour des essais menés sur des sédiments enrichis. D'autres résultats plus faibles obtenus dans le cas de multicontaminations n'ont pas été retenus mais confirment l'hypothèse d'additivité de la toxicité des HAP.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (10j) = 44.4 mg/kg (poids sec).

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	D	NOEC (72h)	0.037	V	INERIS, 1999
Micro-crustacés (mg/l)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	D	NOEC (7j)	0.042	V	INERIS, 1999 Northwestern Aquatic Sciences , 1982
	<i>Paratanytarsus sp.</i>	D	NOEC	0.164	V	
	<i>Mysidopsis Bahia</i>	M	NOEC	0.044	V	Thursby et al., 1989
Poissons (mg/l)	<i>Pimephales promelas</i>	D	NOEC	0.050	V	Academy of Natural Sciences, 1981
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	M	NOEC	0.52	?	Ward et al., 1981

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Les résultats de l'essai réalisé par (INERIS, 1999) sont basés sur des concentrations mesurées.

Le résultat retenu pour l'évaluation est donc : NOEC (72h) = 0.037 mg/l

Invertébrés :

Les 3 résultats présentés dans le tableau correspondent à des essais de toxicité sur la reproduction des microcrustacés. Dans tous les cas, les concentrations d'essai sont mesurées. D'autres références bibliographiques montrent que les résultats sont relativement homogènes puisque les NOEC varient de 42 à 295 µg/l.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (7j) = 0.042 mg/l.

Poissons :

La NOEC rapportée sur *Pimephales promelas* est la plus basse trouvée dans plusieurs essais ELS suite à un essai circulaire. Des résultats de NOEC de 50 à 343 µg/l ont été trouvés (Hansen et al., 1993).

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (23j) = 0.050 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : $PNEC = 120/10 = 12 \mu\text{g/l}$

PNEC 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 : $PNEC = 37 / 10 = 3.7 \mu\text{g/l}$

Sédiments

Seuls des essais de toxicité aiguë sont disponibles. L'application d'un facteur de sécurité de 1000 permet donc de calculer une PNEC :

$PNEC_{\text{sed}} = 44400/1000 = 44.4 \mu\text{g/kg p.s.}$

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 : $PNEC_{\text{sed}} = 795 \mu\text{g/kg p.s.}$ 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 :

$PNEC_{\text{sed}} = 44.4 \mu\text{g/kg p.s.}$

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 $PNEC_{\text{sed}}$.

Empoisonnement secondaire

En dehors des études de cancérogénicité, seule une étude à doses répétées pendant 90 jours a été réalisée sur souris. Une NOAEL de 175 mg/kg/j a été dérivée (US-EPA, 1989). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 30 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

$PNEC_{\text{orale}} = 175 * 10 / 30 = 58.3 \text{ mg/kg (nourriture)}$

Références

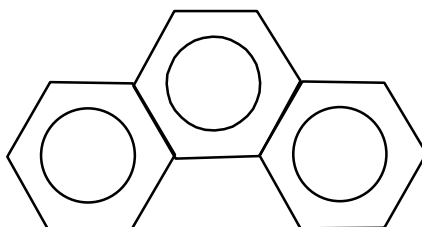
Academy of Natural Sciences (1981) Early life stage studies using the fathead minnow (*Pimephales promelas*) to assess the effects of isophorone and acenaphthene. Final report to U.S. EPA, Cinn., OH. Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, 26p

- Barrows ME, Petrocelli SR, Macek KJ, & Carroll JJ (1980) Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish *Lepomis macrochirus*. In: Dynamic, exposure, hazard assessment of toxic chemicals. Michigan, Ann Arbor Science Publishers, pp 379-392
- CITI (1992). Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the Chemical Substances Control Law (CSCL). Japan, Chemicals Inspection and Testing Institute (CITI) from the Ministry of International Trade and Industry p.
- Di Toro, D. M. (1985). "A particle interaction model of reversible organic chemical sorption." Chemosphere **14** (10) : 1503-1538.
- EG&G Bionomics (1982) Acute toxicity of selected chemicals to fathead minnow, water flea and mysid shrimp under static and flow-through test conditions. Final report to U.S. EPA. EG&G, Bionomics, 790 Main St., Wareham, MA. 13 pp
- Hansen, D. J., *et al.* (1993). Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : Acenaphthene, EPA. **EPA / 822/R-93/013**: 94 p.
- Holcombe, G.W., Phipps, G.L., Fiandt, J.T. (1983) Toxicity of selected priority pollutants to various aquatic organisms. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 7, pp 400-409
- Horne, J.D., Swirsky, M.A., Hollister, T.A., Oblad, B.R., Kennedy, J.H. (1983) Aquatic toxicity studies of five priority pollutants. Report No. 4398. EPA Contract No. 68-01-6201. NUS Corporation, Houston, TX. 93 p.
- Howard, P. H., *et al.* (1991). Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, Michigan, Lewis Publisher.
- INERIS (1999). Complément au SEQ-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Projet de rapport final. Verneuil-en-Halatte, INERIS: 135 p.
- IPCS (1998). Selected non-heterocyclic polycyclic hydrocarbons. Geneva, International Programme on Chemical Safety: 514 p.
- Mackay, D. & Shiu, W.Y. (1977) Aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. *J Chem Eng Data*, 22, pp 399-402.
- Mackay, D., *et al.* (1979). "Determination of air-water Henry's law constants for hydrophobic pollutants." Environmental Science & Technology **13** : 333-337.
- Mihelcic, J.R. & Luthy, R.G. (1988) Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons under denitrification conditions in soil-water suspensions. Final report. Prepared by Carnegie Mellon University, Department of Civil Engineering, for the U.S. Department of Energy. DOE/FC/10619-2724. U.S. Department of Energy, Office of Fossil Energy, Morgantown Energy Technology Center, Morgantown, West Virginia.
- Northwestern Aquatic Sciences Inc. (1982) Round robin testing of the midge (*Tanytarsus*): Acute and chronic toxicity tests of 2,4,6-trichlorophenol and acenaphthene. (Contract No. 68-03-3081) Report to U.S. EPA, ERL-Duluth, MN. Northwestern Aquatic Sciences, Inc., Newport, OR. 66 p.
- Sonnefeld, W. J., *et al.* (1983). "Dynamic coupled-column liquid chromatographic determination of ambient temperature vapor pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons." Anal. Chem. **55** : 275-280.

- Swartz, R. C. (1991). Acenaphthene and phenanthrene files. Memorandum to David J. Hansen: 160 p.
- Swartz, R. C., *et al.* (1997). "Photoactivation and toxicity of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in marine sediment." Environmental Toxicology and Chemistry **16** (10) : 2151-2157.
- Thursby, G.B., Berry, W.J., Champlin, D. (1989) Flow-through acute and chronic tests with acenaphthene using *Mysidopsis bahia*. Memorandum to David J. Hansen, September 19, 1989. 5 p.
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- US-EPA (1978) Ambient water quality criteria: Acenaphthene. Washington DC, p B/7 (PB-296 782).
- US-EPA (1989) Mouse oral subchronic toxicity study with acenaphthene. Washington DC, 89 pp.
- Ward, G.S., Parrish, P.R., Rigby, R.A. (1981) Early life stage toxicity tests with a saltwater fish: Effects of eight chemicals on survival, growth and development of sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). *J. Toxicol. Environ. Health*, 8, pp 225-240

Phénanthrène

n° CAS : 85-01-8
n° EINECS. : 201-581-5
Formule brute: C₁₄H₁₀
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont principalement issus des monographies de l'IPCS (International Programme on Chemical Safety) (IPCS, 1998) et de l'US-EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (Hansen *et al.*, 1993), intitulées « Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons » et « Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : phenanthrene ». Par ailleurs, des données écotoxicologiques issues d'autres références bibliographiques ont été ajoutées.

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

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

Biodégradation:

Les rares données expérimentales qui ont pu être trouvées sur des essais en milieux aqueux montrent une certaine dégradation du phénanthrène : 54 % de dégradation après 4 semaines (méthode OCDE 301C) (CITI, 1992) et des temps de demi vie de 64 à 800 jours en milieu aqueux non adapté (Howard *et al.*, 1991). Par conséquent, même si le phénanthrène peut se dégrader partiellement en milieux aqueux dans certaines conditions, il ne peut pas être considéré comme étant facilement biodégradable. En première approche, de la même manière que pour le naphthalène, un temps de demi-vie de 150 jours peut être proposé UE (1996).

Bioaccumulation

Dans certains essais de bioaccumulation, les mesures de concentrations sont effectuées grâce à un traçage de la substance au carbone 14. L'utilisation de la radioactivité ne permettant pas de distinguer la substance elle-même de ses métabolites, les BCF n'ont été retenus que s'ils s'accompagnaient d'une confirmation par chromatographie.

Crustacés : *Crangon septemspinosa* (marin) : BCF-4j = 210. La contamination effectuée en continu sur 4 jours à 4.3 µg/l a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese & Burridge, 1987)

Pontoporeia hoyi : BCF-6h = 28145. La contamination effectuée en continu sur 6 heures (0.7 à 7.1 µg/l) a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages ¹⁴C couplés à une chromatographie (Landrum, 1988)

Oligochètes : *Stylodrilus heringianus* : BCF-6h = 5055. La contamination effectuée en continu sur 6 heures à des concentrations inférieures à 200 µg/l a été suivie d'une phase de décontamination de 8 jours. Dosages ¹⁴C couplés à une chromatographie (Frank *et al.*, 1986)

Mollusques : *Mya arenaria* (marin) : BCF-4j = 1280

Mytilus edulis (marin) : BCF-4j = 1240

Pour ces 2 essais, la contamination effectuée en continu sur 4 jours à une concentration de 4.3 µg/l a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese and Burrige, 1987)

Compte tenu de la valeur exceptionnellement élevée obtenue sur *Pontoporeia hoyi*, nous proposons de retenir plutôt la valeur de 5055 obtenue sur l'oligochète.

Accumulation dans les sédiments

Des mesures du coefficient de partage de particules en suspension permettent de déduire une valeur de Koc de 11749 l/kg (Hansen *et al.*, 1993). Cependant ce résultat a tendance à sous-estimer la valeur réelle puisque dans le modèle utilisé, le phénomène d'adsorption est supposé être totalement réversible (Di Toro, 1985). 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, 1991). La moyenne de ces valeurs est de 21380 l/kg, ce qui est cohérent avec la valeur qui serait estimée par la méthode proposée dans le TGD : 28840 l/kg (UE, 1996). Cette valeur de 21380 l/kg est retenue pour cette évaluation.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 25°C (Pa)	0.016	(Sonnefeld <i>et al.</i> , 1983)
Solubilité à 25°C (mg/l)	1.18	(Hansen <i>et al.</i> , 1993)
LogKow	4.54	(Hansen <i>et al.</i> , 1993)
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	3.98	(Mackay <i>et al.</i> , 1979)

Les solubilités mesurées varient de 823 µg/l à 1180 µg/l. Concernant le LogKow, les valeurs mesurées varient de 4,28 à 4,63 tandis que les valeurs estimées varient de 4,44 à 4,64. Une étude de reproductibilité sur différentes méthodes de mesure du Kow a permis de proposer la valeur de 4.54, moyenne des valeurs obtenues par la méthode d'agitation lente en flacon (Hansen *et al.*, 1993).

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues et macrophytes (mg/l)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	EC50 (4h)	0.94	?	(Millemann <i>et al.</i> , 1984)
	<i>Lemna gibba</i>	D	EC50	0.5	?	(Huang <i>et al.</i> , 1993)
Invertébrés (mg/l)	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	0.35	?	(Edsall, 1991)
	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	> 0.4	V	(INERIS, 1999)
	<i>Daphnia pulex</i>	D	CE50 (48h)	0.734	?	(Passino & Smith, 1987)

	<i>Mysidopsis bahia</i>	M	CE50	0.0177	V	(Battelle_Ocean_Sciences, 1987)
	<i>Palaemonetes pugio</i>	M	CE50	0.1454	V	(Battelle_Ocean_Sciences, 1987)
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	CL50 (7j)	0.25	?	(Millemann <i>et al.</i> , 1984)
	<i>Gambusia affinis</i>	D	CL50 (24h)	0.15	?	(Neff, 1979)
Invertébrés, essais sur sédiments (mg/kg)	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	D	CL50 (10j)	297.5	?	(Lotufo & Fleeger, 1996)
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	M	CL50 (10j)	3.68	?	(Swartz <i>et al.</i> , 1988)
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	M	CL50 (10j)	66.6	?	(Swartz <i>et al.</i> , 1997)

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Dans l'essai réalisé par (Millemann *et al.*, 1984) l'inhibition de l'activité photosynthétique a été suivie. Ce critère d'effet est difficile à interpréter. Dans l'essai réalisé par (Huang *et al.*, 1993), l'inhibition de la croissance des lentilles d'eau est mesurée. Dans les 2 essais, les concentrations sont mesurées. On peut retenir une valeur de 0.5 mg/l pour la toxicité aiguë vis-à-vis des végétaux aquatiques.

Invertébrés :

Les résultats des essais effectués par (Edsall, 1991) et (Passino and Smith, 1987), ont été obtenus sans dosage des concentrations d'essai. Dans l'essai réalisé par l'INERIS, (1999), aucune toxicité n'a été observée pour des concentrations mesurées inférieures à 0.4 mg/l. Les essais effectués par (Battelle_Ocean_Sciences, 1987) vis-à-vis de 2 invertébrés marins sont des essais en continu au cours desquels les concentrations ont été suivies. Le résultat sur *Mysidopsis bahia* est par ailleurs confirmé par d'autres données non reportées dans le tableau. La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 = 0.0177 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais effectués en continu sur des larves de poissons tout juste écloses. Les concentrations d'essai ont été mesurées. D'autres résultats trouvés dans la littérature confirment ceux rapportés ci-dessus.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (24h) = 0.15 mg/l.

Sédiments :

Plusieurs résultats d'essais sur invertébrés benthiques sont disponibles. Les CL50 varient de 3.7 à 300 mg/kg pour des essais menés sur des sédiments enrichis. Les concentrations dans les sédiments ont été mesurées. L'amphipode *Rhepoxynius abronius* montre une grande sensibilité vis-à-vis des HAP. Sa capacité à métaboliser les HAP en composés parfois plus toxiques pourrait expliquer cette sensibilité importante. D'autres résultats plus faibles obtenus dans le cas de multicontaminations n'ont pas été retenus mais confirment l'hypothèse d'additivité de la toxicité des HAP.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (10j) = 3.68 mg/kg (poids sec).

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	D	NOEC (72h)	0.0264	V	(INERIS, 1999)
	<i>Anabaena flos aquae</i>	?	NOEC (2h)	0.13	?	(Bastian & Toetz, 1985)
Micro-crustacés	<i>Daphnia magna</i>	D	NOEC (21j)	0.021	?	(Hooftman &

(mg/l)	<i>Daphnia pulex</i>	D	NOEC (50j)	0.110	?	Evers-de Rooter, 1992a) (Geiger & Buikema, 1982)
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	D	NOEC (7j)	0.0134	V	(INERIS, 1999)
Poissons (mg/l)	<i>Brachydanio rerio</i>	D	NOEC (28j)	0.028	?	(Hooftman & Evers-de Rooter, 1992b)

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Les résultats de l'essai réalisé par (INERIS, 1999) sont basés sur des concentrations mesurées. Dans l'essai de (Bastian and Toetz, 1985), l'effet mesuré est une inhibition de la fixation d'azote.

Le résultat retenu pour l'évaluation est donc : NOEC (72h) = 0.0264 mg/l

Invertébrés :

Les 3 résultats présentés dans le tableau correspondent à des essais de toxicité sur la reproduction des microcrustacés. Dans tous les cas, les concentrations d'essai sont mesurées. D'autres références bibliographiques montrent que les résultats sont relativement homogènes puisque les NOEC varient de 13 à 110 µg/l.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (7j) = 0.0134 mg/l.

Poissons :

Hooftman & Evers-de Rooter (1992b) ont suivi pendant un mois la croissance de poissons âgés de 48 heures. Les concentrations d'essai ont été mesurées mais un solvant (TBA) a cependant été utilisé pour aider à la solubilisation de la substance.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (23j) = 0.028 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

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

D'où : PNEC = 17.7/10 = 1.77 µg/l

PNEC 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 : PNEC = 13.4 / 10 = 1.34 µg/l

Les PNECs aiguë et chronique sont très proches.

Sédiments

Seuls des essais de toxicité aiguë sont disponibles. L'application d'un facteur de sécurité de 1000 permet donc de calculer une PNEC :

$$\text{PNEC}_{\text{sed}} = 3680/1000 = 3.68 \mu\text{g/kg p.s.}$$

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 : $\text{PNEC}_{\text{sed}} = 1435 \mu\text{g/kg p.s.}$ 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 :

$$\text{PNEC}_{\text{sed}} = 3.68 \mu\text{g/kg p.s.}$$

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} .

Empoisonnement secondaire

En dehors des études de cancérogénicité, aucune étude chronique ou semi-chronique sur mammifères par voie orale à doses répétées n'est disponible. En première approche, la même PNEC orale que pour le naphthalène sera choisie :

$$\text{PNEC orale} = 44 \text{ mg/kg (nourriture)}$$

Références

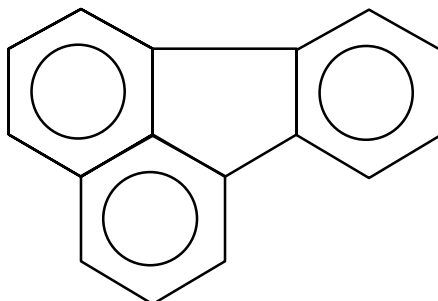
- Bastian, M. V. and D. W. Toetz (1985). "Effect of polynuclear hydrocarbons on algal nitrogen fixation (acetylene reduction)." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **35** : 258-265.
- Battelle_Ocean_Sciences (1987). Acute toxicity of phenanthrene to saltwater animals. Duxbury, MA, Battelle Ocean Sciences, report to US EPA p.
- CITI (1992). Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the Chemical Substances Control Law (CSCL). Japan, Chemicals Inspection and Testing Institute (CITI) from the Ministry of International Trade and Industry p.
- Di Toro, D. M. (1985). "A particle interaction model of reversible organic chemical sorption." Chemosphere **14** (10) : 1503-1538.
- Edsall, C. C. (1991). "Acute toxicities to larval rainbow trout of representative compounds detected in great lakes fish." Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **46** (2) : 173-178.

- Frank, A. P., *et al.* (1986). "Polycyclic aromatic hydrocarbon : rates of uptake, depuration, and biotransformation by lake Michigan (*Stylodrilus heringianus*)." Chemosphere **15** : 317-330.
- Geiger, J. G. J. and A. L. J. Buikema (1982). "Hydrocarbons depress growth and reproduction of *Daphnia pulex* (Cladocera)." J. Fish Aquat. Sci. **39** : 830-836.
- Hansen, D. J., *et al.* (1993). Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : Phenanthrene, EPA. **EPA / 822/R-93/014**: 84 p.
- Hansen, D. J., *et al.* (1993). Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : Fluoranthene, EPA. **EPA/822/R-93/012**: 98 p.
- Hooftman, R. J. and A. Evers-de Ruyter (1992a). Investigations into aquatic toxicity of phenanthrene (cover-report for reproduction tests with the waterflea *Daphnia magna* and an early life stage test with the zebra fish *Brachydanio rerio*. Delft, The Netherlands, TNO Institute of Environmental Science: 23 p.
- Hooftman, R. J. and A. Evers-de Ruyter (1992b). Early life stage tests with *Brachydanio rerio* and several polycyclic aromatic hydrocarbons using an intermittent flow-through system. Delft, TBO Institute of Environmental Science: 35 p.
- Howard, P. H., *et al.* (1991). Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, Michigan, Lewis Publisher.
- Huang, X. D., *et al.* (1993). "Impacts of UV radiation and photomodification on the toxicity of PAHs to the higher plant *Lemna gibba* (duckweed)." Environmental Toxicology and Chemistry **12** (6) : 1067-1077.
- INERIS (1999). Complément au SEQ-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Projet de rapport final. Verneuil-en-Halatte, INERIS: 135 p.
- IPCS (1998). Selected non-heterocyclic polycyclic hydrocarbons. Geneva, International Programme on Chemical Safety: 514 p.
- Landrum, P. F. (1988). "Toxicokinetics of organic xenobiotics in the amphipod *Pontoporeia hoyi* : Role of physiological and environmental variables." Aquatic Toxicology **12** : 245-271.
- Lotufo, G. R. and J. W. Fleeger (1996). "Toxicity of sediment-associated pyrene and phenanthrene to *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta : Tubificidae)." Environmental Toxicology and Chemistry **15** (9) : 1508-1516.
- Mackay, D., *et al.* (1979). "Determination of air-water Henry's law constants for hydrophobic pollutants." Environmental Science & Technology **13** : 333-337.
- McLeese, D. W. and L. E. Burrige (1987). Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates. Oceanic processes in marine pollution. Malabar, Florida, Kirger, R.E.: 109-118.
- Millemann, R. E., *et al.* (1984). "Comparative acute toxicity of aquatic organisms of components of coal derived synthetic fuels." Transactions of the american fisheries society **113** : 74-85.
- Neff, J. M. (1979). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment : sources, fates and biological effects. London, Applied Sciences Publishers.

- Passino, D. R. M. and S. B. Smith (1987). "Acute bioassays and hazard evaluation of representative contaminants detected in great lakes fish." Environmental Toxicology and Chemistry **6** (11) : 901-907.
- Sonnefeld, W. J., *et al.* (1983). "Dynamic coupled-column liquid chromatographic determination of ambient temperature vapor pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons." Anal. Chem. **55** : 275-280.
- Swartz, R. C. (1991). Acenaphthene and phenanthrene files. Memorandum to David J. Hansen: 160 p.
- Swartz, R. C., *et al.* (1997). "Photoactivation and toxicity of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in marine sediment." Environmental Toxicology and Chemistry **16** (10) : 2151-2157.
- Swartz, R. C., *et al.* (1988). "Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*." Environmental Toxicology and Chemistry **7** : 1013-1020.
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.

Fluoranthène

n° CAS : 206-44-0
n° EINECS. : 205-912-4
Formule brute: C₁₆H₁₀
Formule développée:



Les résultats ci-dessous sont principalement issus des monographies de l'IPCS (International Programme on Chemical Safety) (IPCS, 1998) et de l'US-EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (Hansen *et al.*, 1993), intitulées « Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons » et « Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : fluoranthene ». Par ailleurs, des données écotoxicologiques issues d'autres références bibliographiques ont été ajoutées.

Devenir dans l'environnement

Persistence

Hydrolyse:

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

Biodégradation:

Les rares données expérimentales qui ont pu être trouvées sur des essais en milieux aqueux montrent que l'acénaphthène est peu biodégradable : Des temps de demi vie de 560 à 1760 jours en milieu aqueux non adapté ont été estimés par Howard *et al.*, (1991). En première approche, un temps de demi-vie de 1500 jours peut être proposé.

Bioaccumulation

De nombreux essais sont trouvés dans la littérature :

Crustacés : *Crangon septemspinosa* (marin) : BCF-4j = 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 & Burridge, 1987)

Daphnia magna : BCF-1j = 1742. La contamination a été effectuée en statique à une concentration dans l'eau de 9 µg/l. Dosages HPLC (Newsted & Giesy, 1987)

Polychètes : *Neiris viorens* : BCF-4j = 720. 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 & Burridge, 1987)

Mollusques : *Mya arenaria* (marin) : BCF-4j = 4120

Mytilus edulis (marin) : BCF-4j = 5920

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 and Burridge, 1987)

Poissons : *Oncorhynchus mykiss* : BCF-21j = 378. La contamination a été effectuée en continu sur 21 jours à 3.3 µg/l. Dosages HPLC (Gerhart & Carlson, 1978)

Pour cette évaluation, une valeur de 5920 sera retenue.

Accumulation dans les sédiments

Aucune étude d'adsorption/désorption avec le fluoranthène n'a été trouvée dans la littérature. Des 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; DeWitt et al., 1992). La moyenne de ces valeurs est de 112200 l/kg. Cette valeur est retenue pour cette évaluation.

Paramètres d'exposition

Paramètre	Valeur	Référence
Pression de vapeur à 25°C (Pa)	0.0012	Sonnefeld <i>et al.</i> , 1983
Solubilité à 25°C (mg/l)	0.26	Mackay & Shiu, 1977
LogKow	5.09	Hansen <i>et al.</i> , 1993
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	0.65	Ten Hulscher <i>et al.</i> , 1992

Concernant le LogKow, les valeurs mesurées varient de 5.0 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).

Paramètres d'écotoxicité aquatique aiguë

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV*	Référence
Algues et macrophytes (mg/l)	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	D	CE50 (96h)	0.012	?	Kördel <i>et al.</i> , 1981
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	D	CE50 (96h)	54.4	?	US-EPA, 1978
	<i>Skeletonema costatum</i>	M	CE50 (96h)	45.6	?	"
Invertébrés (mg/l)	<i>Hydra americana</i>	D	CE50 (96h)	0.07	V	Brooke, 1991
	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	0.045	V	Oris <i>et al.</i> , 1991
	<i>Daphnia magna</i>	D	CE50 (48h)	0.10	V	Brooke, 1991
	<i>Gammarus minus</i>	D	CE50 (96h)	0.032	V	Horne & Oblad, 1983
	<i>Mysidopsis bahia</i>	M	CE50 (96h)	0.030	V	Champlin & Poucher, 1991a
Poissons (mg/l)	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	D	CL50 (96h)	0.187	V	Horne & Oblad, 1983
	<i>Ictalurus punctatus</i>	D	CL50 (96h)	0.036	V	Gendusa, 1990
Invertébrés, essais sur sédiments (mg/kg)	<i>Hyallela azteca</i>	D	CL50 (10j)	2.3-7.4	V	Suedel <i>et al.</i> , 1993
	<i>Chironomus tentans</i>	D	CL50 (10j)	3.0-8.7	V	"
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	M	CL50 (10j)	3.4-10.7	V	Swartz <i>et al.</i> , 1990
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	M	CL50 (10j)	8.6-15.0	V	DeWitt <i>et al.</i> , 1992

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Les essais rapportés ci-dessus n'ont pas pu être validés faute d'information sur les conditions d'essai. L'essai de Kördel et al. (1981) a été réalisé avec un tiers solvant. La concentration dans les milieux d'essai ne semble pas avoir été contrôlée dans aucun des essais. Les différences notables entre les résultats ne peuvent pas être expliquées. Par méthodes (Q)SAR, une CE50 de 0.097 mg/l peut être estimée. Cette valeur est confirmée par l'essai réalisé par INERIS (1999) (cf. ci-dessous).

Invertébrés :

Tous les résultats décrits ci-dessus ont été obtenus avec dosage des concentrations d'essai. De nombreux autres résultats sont cités par Hansen et al. (1993) qui ont été réalisés dans des conditions d'illumination par UV. Ces résultats n'ont pas été retenus ici.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CE50 = 0.030 mg/l.

Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais effectués avec contrôle analytique des concentrations. D'autres résultats trouvés dans la littérature confirment ceux rapportés ci-dessus. Une CL50 de 0.0077 mg/l pour *Pimephales promelas* n'a pas pu être vérifiée dans d'autres essais et n'est donc pas retenue ici.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (96h) = 0.036 mg/l.

Sédiments :

Plusieurs résultats d'essais sur invertébrés benthiques sont disponibles. Les CL50 varient de 2.3 à 15 mg/kg (poids sec) pour des essais menés sur des sédiments enrichis. Les concentrations dans les sédiments ont été mesurées.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : CL50 (10j) = 2.3 mg/kg (poids sec).

Paramètres d'écotoxicité aquatique chronique

	Espèce	D/M*	Critère d'effet	Valeur	CV**	Référence
Algues (mg/l)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	D	NOEC (72h)	0.0086	V	INERIS, 1999
Micro-crustacés (mg/l)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	D	NOEC (7j)	0.001	V	INERIS, 1999
	<i>Daphnia magna</i>	D	NOEC (21j)	0.01	?	Brooke, 1992
	<i>Mysidopsis Bahía</i>	M	NOEC (31j)	0.011	?	Champlin & Poucher, 1991b
Poissons (mg/l)	<i>Pimephales promelas</i>	D	NOEC (28j)	0.010	V	Brooke, 1991

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

**CV: critère de validité; V: valide; N: non valide

Algues :

Les résultats de l'essai réalisé par (INERIS, 1999) sont basés sur des concentrations mesurées.

Le résultat retenu pour l'évaluation est donc : NOEC (72h) = 0.0086 mg/l

Invertébrés :

L'essai sur *Ceriodaphnia dubia* a été réalisé avec contrôle analytique des concentrations. Les deux autres résultats n'ont pas pu être validés faute d'informations détaillées sur les conditions d'essais. D'autres résultats sont cités par Hansen et al. (1993) qui ont été réalisés dans des conditions d'illumination par UV. Ces résultats n'ont pas été retenus ici.

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (7j) = 0.001 mg/l.

Poissons :

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

La valeur retenue pour l'évaluation est donc : NOEC (28j) = 0.010 mg/l.

Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

Concentration prévisible sans effet dans l'environnement (PNEC)

PNEC aiguë

UE (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 : $PNEC = 30/10 = 3 \mu\text{g/l}$

PNEC 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 : $PNEC = 1 / 10 = 0.1 \mu\text{g/l}$

Sédiments

Seuls des essais de toxicité aiguë sont disponibles. L'application d'un facteur de sécurité de 1000 permet donc de calculer une PNEC :

$PNEC_{\text{sed}} = 2300/1000 = 2.3 \mu\text{g/kg p.s.}$

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 : $PNEC_{\text{sed}} = 840 \mu\text{g/kg p.s.}$ 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 :

$PNEC_{\text{sed}} = 2.3 \mu\text{g/kg p.s.}$

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 $PNEC_{\text{sed}}$.

Empoisonnement secondaire

En dehors des études de cancérogénicité, seule une étude à doses répétées pendant 90 jours a été réalisée sur souris. Une NOAEL de 125 mg/kg/j a été dérivée (US-EPA, 1988). D'après UE (1996), un facteur d'incertitude de 30 peut être utilisé pour estimer une PNEC orale pour

les prédateurs. En appliquant aussi un facteur de conversion de 10 pour rapporter les doses à la nourriture :

PNEC orale = $125 * 10 / 30 = 41.7$ mg/kg (nourriture)

Références

- Brooke, L. (1991) Memorandum to Walter Berry. Summary of results of acute and chronic exposures of fluoranthene without and with ultraviolet (UV) light to various freshwater organisms. December 3. 5 pp
- Brooke, L. (1992) Letter to Walter Berry, documenting result of *Daphnia magna* chronic test with fluoranthene under normal laboratory light. April 2. 2 p.
- Champlin, D.M. & Poucher, S.L. (1991a) Acute toxicity of fluoranthene to various marine organisms. Memorandum to D.J. Hansen. US EPA. Narragansett, RI.
- Champlin, D.M. & Poucher, S.L. (1991b) Chronic toxicity of fluoranthene to the mysid *Mysidopsis bahia*. Memorandum to D.J. Hansen. US EPA. Narragansett, RI.
- DeWitt, T.H., Ozretich, R.J., Swartz, R.C., Lamberson, J.O., Shults, D.W., Ditsworth, G.R., Jones, J.K.P., Hoselton, L., Smith, L.M. (1992) The effect of organic matter quality on the toxicity and partitioning of sediment-associated fluoranthene to the infaunal marine amphipod, *Rhepoxinius abronius*. Environmental Toxicity and Chemistry, 11, pp 197-208
- Gendusa, A.C. (1990) Toxicity of chromium and fluoranthene from aqueous and sediment sources to selected freshwater fish. Ph.D. Thesis, University of North Texas. U.M.I. 300 N. Zeeb Rd., Ann Arbor, MI 48106. 138 p.
- Gerhart E & Carlson R (1978) Hepatic mixed-function oxidase activity in rainbow trout exposed to several polycyclic aromatic compounds. Environ Res, 17: 284-295.
- Hansen, D. J., *et al.* (1993). Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : Fluoranthene, EPA. **EPA / 822/R-93/012**: 102 p.
- Holcombe, G.W., Phipps, G.L., Fiandt, J.T. (1983) Toxicity of selected priority pollutants to various aquatic organisms. Ecotoxicol. Environ. Safety, 7, pp 400-409
- Horne, J.D. & Oblad, B.R. (1983) Aquatic toxicity studies of six priority pollutants. Final Report Task II. US EPA Contract No. 68-01-6201.
- Howard, P. H., *et al.* (1991). Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, Michigan, Lewis Publisher.
- INERIS (1999). Complément au SEQ-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Projet de rapport final. Verneuil-en-Halatte, INERIS: 135 p.
- IPCS (1998). Selected non-heterocyclic polycyclic hydrocarbons. Geneva, International Programme on Chemical Safety: 514 p.
- Kördel W, Schoene K, Bruckert J, Pfeiffer U, Schreiber G, Rittmann D, Hochrainer D, Otto F, Spiegelberg T, Fingerhut R, Kuhnen-Clausen D, & König J (1981) [Test for chemicals:

- Study on the feasibility of the EC regulatory test methods.] Hanover, Fraunhofer Institute for Toxicology and Aerosol Research, Volume 1, p 553 (in German).
- Mackay, D. & Shiu, W.Y. (1977) Aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. *J Chem Eng Data*, 22, pp 399-402.
- McLeese, D.W. & L. E. Burridge (1987). Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates. Oceanic processes in marine pollution. Malabar, Florida, Kirger, R.E.: 109-118.
- Newsted JL & Giesy JP Jr (1987) Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss Cladocera, Crustacea. *Toxicol Chem*, 6: 445-461.
- Oris, J.T., Winner, R.W., Moore, M.V. (1991) A four-day survival and reproduction toxicity test for *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10, pp 217-224
- Sonnefeld, W. J., *et al.* (1983). "Dynamic coupled-column liquid chromatographic determination of ambient temperature vapour pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons." *Anal. Chem.* **55** : 275-280.
- Suedel, B.C., Rodgers, J.H., Clifford, P.A. (1993) Bioavailability of fluoranthene in freshwater sediment toxicity tests. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 12(1), pp 155-165
- Swartz, R.C., Schults, D.W., DeWitt, T.H., Ditsworth, G.R., 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(8), pp 1071-1080
- Ten Hulscher ThEM, Van Der Velde LE, & Bruggeman WA (1992) Temperature dependence of Henry's law constants for selected chlorobenzenes, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Toxicol Chem*, 11: 1595-1603.
- Thursby, G.B., Berry, W.J., Champlin, D. (1989) Flow-through acute and chronic tests with acenaphthene using *Mysidopsis bahia*. Memorandum to David J. Hansen, September 19, 1989. 5 p.
- UE (1996). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 96/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- US-EPA (1978) Ambient water quality criteria: Fluoranthene. Washington DC, pp B/5-B/7 (PB-292 433).
- US-EPA (1988) 13-Week mouse oral subchronic toxicity study (fluoranthene). Washington DC, 104 pp (TRL Study No. 042-008).

3 Exposition

3.1 Le compartiment aquatique

Une étude de l'IFP de janvier 2000 a simulé la dissolution des composés dans la phase aqueuse sans formation de gouttelettes. Pour cela, de l'eau de mer synthétique (2 litres) a été mise en contact avec 10 g de fuel qui surnageait à la surface. L'essai a été fait à une température contrôlée de 20 °C. Une agitation magnétique très lente, évitant toute formation de gouttelettes de produit dans l'eau a assuré une homogénéisation de la phase aqueuse et a évité la formation d'un gradient de concentration. L'équilibre a été atteint au bout de trois jours de contact.

Les concentrations des principales substances retrouvées dans la phase aqueuse sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau 3: concentration des substances mises en solution dans un essai de simulation (IFP)

Substance	Concentration [µg/l]
Benzène	18
Toluène	76
Ethylbenzène	19
m-Xylène	74
o-Xylène	32
1,3,5-Triméthylbenzène	11
1,2,4-Triméthylbenzène	41
1,2,3-Triméthylbenzène	14
1-Méthyl-2-éthylbenzène	8
1-Méthyl-3-éthylbenzène	6
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène	6
1-Méthyl-4-n-propylbenzène	7
Indane	23
1-Méthylindane	15
5-Méthylindane	11
4-Méthylindane	19
Naphthalène	147
Acénaphthylène	0.6
Acénaphène	3.4
Fluorène	1.7
Phénanthrène	9.9
Fluoranthène	0.6
Pyrène	0.6
Benz(a)anthracène	0.01
Chrysène	0.10
Benzo(k)fluoranthène	0.02

Substance	Concentration [µg/l]
Benzo(a)pyrène	0.07

Après un contact de 72 heures avec le fuel, l'eau présentait une teneur en carbone organique dissous de 2.5 à 3 mg/l. Cette valeur est supérieure à la somme des hydrocarbures quantifiés (0.6 mg/l pour les volatils et 0.15 mg/l pour les HAP). D'après l'IFP, cela est vraisemblablement dû à la dissolution de certains composés polaires de types résines qui ne peuvent être quantifiés autrement, et à la présence d'hydrocarbures sous forme particulaire. Dans l'évaluation ci-dessous, ces composés seront ignorés. La présence d'autres composés est prise en compte de façon qualitative par l'utilisation de taux de dilution faibles.

Cet essai a été réalisé dans un système clos jusqu'à l'atteinte d'un équilibre entre le fuel et la phase aqueuse. Cependant, dans les conditions de haute mer où on est en présence d'un système ouvert avec renouvellement permanent de l'eau en contact du fuel, il n'y aura jamais un contact aussi long entre l'eau et le fuel. De plus des phénomènes de dilution plus importantes entreront en jeu.

Deux situations d'exposition peuvent être explorées :

1. L'exposition **locale** c'est-à-dire à proximité de plaques de fuel (p.ex. à proximité de rochers englués ou de plaques de fuel déposés sur le fond, ainsi que à proximité de fuites éventuelles de l'épave). Dans ces conditions, de fortes concentrations peuvent être atteintes par relargage prolongé de substances solubles. Ainsi en première approximation un taux de dilution de 10 par rapport aux concentrations mesurées par l'IFP sera supposé pour ce type d'exposition.
2. L'exposition **régionale**, c'est-à-dire à plus grande échelle (p.ex. une baie affectée par la pollution). Pour cette exposition un facteur de dilution de 100 par rapport aux mesures de l'IFP sera supposé.

Pour l'exposition « locale » aussi bien les risques aigus que les risques à long terme seront estimés. Pour l'exposition « régionale », seuls les risques chroniques seront estimés. La biodégradabilité n'aura une influence sur la concentration des substances que sur le long terme et ne sera prise en compte que pour l'exposition à plus grande échelle.

Pour les risques à échelle régionale, l'influence de la biodégradabilité sera prise en compte. Par comparaison à la durée des essais à long terme sur les organismes aquatiques, la concentration moyenne sur 30 jours sera estimée en appliquant la demi-vie dans l'eau par biodégradation. Une vitesse de biodégradation de premier ordre pourra être supposée. La formule suivante pourra être appliquée :

$$C_T = C_0 [1 - e^{-kT}] / kT$$

Avec : $k = \ln 2 / DT50$

C_T	concentration moyenne sur la période T	[µg/l]
C_0	concentration initiale	[µg/l]
k	vitesse de disparition de premier ordre	[j ⁻¹]
T	période envisagée (ici 30 jours)	[j]
$DT50$	demi-vie de la substance	[j]

Les concentrations prises en compte pour l'estimation des risques à échelle locale et régionale sont résumées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 4: Concentrations maximales dans la colonne d'eau estimées à échelle locale et régionale

Substance	Concentration locale PEClocal_aqua [µg/l]	Concentration régionale PECregional_aqua [µg/l]
Benzène	1.8	0.18
Toluène	7.6	0.55
Ethylbenzène	1.9	0.15
m-Xylène	7.4	0.53
o-Xylène	3.2	0.32
1,3,5-Triméthylbenzène	1.1	0.11*
1,2,4-Triméthylbenzène	4.1	0.41*
1,2,3-Triméthylbenzène	1.4	0.14*
1-Méthyl-2-éthylbenzène	0.8	0.08*
1-Méthyl-3-éthylbenzène	0.6	0.06*
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène	0.6	0.06*
1-Méthyl-4-n-propylbenzène	0.7	0.07*
Indane	2.3	0.23
1-Méthylindane	1.5	0.15
5-Méthylindane	1.1	0.11
4-Méthylindane	1.9	0.19
Naphthalène	14.7	1.47
Acénaphthylène	0.06	0.006*
Acénaphène	0.34	0.034
Fluorène	0.17	0.017*
Phénanthrène	0.99	0.099
Fluoranthène	0.06	0.006
Pyrène	0.06	0.006*
Benz(a)anthracène	0.001	0.0001*
Chrysène	0.01	0.001*
Benzo(k)fluoranthène	0.002	0.0002*
Benzo(a)pyrène	0.007	0.0007*
Concentration totale en hydrocarbures	54.4	4.98

* En supposant que la substance est peu biodégradable. Les valeurs seront affinées au fur et à mesure que les propriétés de ces substances seront établies.

A moyen terme, il conviendrait d'établir avec plus de précision les concentrations réelles dans la colonne d'eau. Deux types d'études de suivi sont proposées par l'IFREMER qui seront indispensables pour affiner cette évaluation :

- Une campagne de mesures des composés dissous permettant d'évaluer les gradients de concentrations à partir d'un segment de côte polluée et de l'épave au large.
- La simulation numérique basée sur la construction de modèles. Des outils mieux adaptés à la simulation de produits fragmentés et flottants devront être développés. Les modèles actuels conçus pour simuler le transport et la dispersion de substances dissoutes ne peuvent pas représenter convenablement la dynamique de substances dans les couches limites. La construction de modèles associant hydrodynamique et météorologie (courant et vent), pour la simulation d'objets flottants (nappes ou fragments) devra être prévue. Les modèles développés pour la dynamique sédimentaire, peuvent servir de base à la représentation de la dynamique des particules et des polluants dans la couche limite de fond.

3.2 Les sédiments

L'évaluation des risques pour les organismes benthiques n'est pas opportun à ce stade des connaissances. En effet, une estimation quelque peu réaliste de l'exposition des sédiments n'est possible que pour les substances solubles contenues dans le fuel n° 2. Or pour ces substances, le potentiel d'accumulation dans les sédiments est faible et l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques devrait en première approche être également protectrice des organismes benthiques.

Pour les substances peu solubles, une estimation de l'exposition n'est pas modélisable à l'heure actuelle à cause de la formation de micro-émulsions qui facilitent le transfert de ces substances vers les sédiments. Des mesures dans les sédiments telles que proposés par l'IFREMER (cf. ci-dessus ainsi que section 5) renseigneront sur les concentrations dans les sédiments et une évaluation plus poussée pourra être réalisée une fois ces résultats connus.

3.3 Les prédateurs

Les concentrations dans les poissons et les mollusques, servant à caractériser les risques envers les prédateurs, peuvent être estimées avec la formule suivante proposée dans UE (1996) :

$$\text{PEC orale} = \text{PECaqua} * \text{BCF}$$

Avec :

PEC orale	concentration dans les poissons ou mollusques
PECaqua	concentration dans la colonne d'eau
BCF	facteur de bioconcentration dans les organismes

D'une façon pratique, si des résultats BCF sont disponibles sur des poissons et des mollusques, la valeur la plus élevée est utilisée (cf. aussi fiches correspondantes aux substances individuelles). Un scénario d'exposition « pire cas » pour les prédateurs peut être retenu. Il pourra être supposé que les prédateurs se nourrissent en parts égales de poissons ou mollusques exposés à des concentrations « locales » et de poissons ou mollusques exposés à des concentrations « régionales ».

Les concentrations estimées dans les poissons et mollusques sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5: Concentrations estimées dans les poissons et mollusques (PEC orale)

Substance	PEC local [µg/l]	PEC regional [µg/l]	BCF [-]	PEC orale local [mg/kg]	PEC orale regional [mg/kg]	PEC orale [mg/kg] (1)
Benzène	1.8	0.18	10	0.018	0.002	0.01
Toluène	7.6	0.55	90	0.684	0.049	0.366
Ethylbenzène	1.9	0.15	90	0.171	0.013	0.092
m-Xylène	7.4	0.53	90	0.666	0.048	0.357
o-Xylène	3.2	0.32	90	0.288	0.029	0.158
1,3,5-Triméthylbenzène	1.1					
1,2,4-Triméthylbenzène	4.1					
1,2,3-Triméthylbenzène	1.4					
1-Méthyl-2-éthylbenzène	0.8					
1-Méthyl-3-éthylbenzène	0.6					
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène	0.6					
1-Méthyl-4-n-propylbenzène	0.7					
Indane	2.3	0.23	100	0.23	0.023	0.126
1-Méthylindane	1.5	0.15	510	0.765	0.076	0.420
5-Méthylindane	1.1	0.11	510	0.561	0.056	0.308
4-Méthylindane	1.9	0.19	510	0.970	0.096	0.533
Naphthalène	14.7	1.47	427	6.28	0.630	3.45
Acénaphthylène	0.06					
Acénaphtène	0.34	0.034	1270	0.432	0.043	0.237
Fluorène	0.17					
Phénanthrène	0.99	0.099	5055	5.0	0.50	2.75
Fluoranthène	0.06	0.006	5920	0.355	0.035	0.195
Pyrène	0.06					
Benz(a)anthracène	0.001					
Chrysène	0.01					
Benzo(k)fluoranthène	0.002					
Benzo(a)pyrène	0.007					

(1) scénario présent : $PEC\ orale = (PEC\ orale_local + PEC\ orale_regional) / 2$

NB : Le tableau sera complété au fur et à mesure de l'avancée des travaux.

Pour les substances insolubles, notamment les HAP, ces estimations sont peu réalistes. En effet les poissons et les mollusques ne sont pas seulement exposés via la fraction soluble de ces substances mais également via des micro-émulsions. Comme pour les sédiments, des mesures dans les mollusques telles que proposés par l'IFREMER (cf. section 5) renseigneront sur les concentrations dans les sédiments et une évaluation plus poussée pourra être réalisée une fois ces résultats connus.

4 Caractérisation des risques

4.1 Le compartiment aquatique

Les expositions ‘locales

Dans le tableau suivant, les rapports PEC/PNECs pour la caractérisation des risques à un niveau local à proximité des plaques de fuel sont présentés.

Tableau 6: Rapports PEC/PNEC aigus et chroniques à un niveau « local » dans le compartiment aquatique

Substance	PEClocal/PNECaiguë	PEClocal/PNECchronique
Benzène	1.8/530 = 0.003	1.8/16 = 0.11
Toluène	7.6/350 = 0.02	7.6/80 = 0.09
Ethylbenzène	1.9/40 = 0.05	1.9/4 = 0.47
m-Xylène	7.4/370 = 0.02	7.4/37 = 0.20
o-Xylène	3.2/100 = 0.032	3.2/10 = 0.32
1,3,5-Triméthylbenzène		
1,2,4-Triméthylbenzène		
1,2,3-Triméthylbenzène		
1-Méthyl-2-éthylbenzène		
1-Méthyl-3-éthylbenzène		
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène		
1-Méthyl-4-n-propylbenzène		
Indane	2.3/460 = 0.005	2.3/46 = 0.05
1-Méthylindane	1.5/76 = 0.02	1.5/7.6 = 0.20
5-Méthylindane	1.1/76 = 0.014	1.1/7.6 = 0.14
4-Méthylindane	1.9/76 = 0.025	1.9/7.6 = 0.25
Naphthalène	14.7/80 = 0.18	14.7/12 = 1.22
Acénaphthylène		
Acénaphène	0.34/12 = 0.028	0.34 / 4.2 = 0.08
Fluorène		
Phénanthrène	0.99/1.77 = 0.56	0.99/1.34 = 0.74
Fluoranthène	0.06/3 = 0.02	0.06/0.1 = 0.60
Pyrène		
Benz(a)anthracène		
Chrysène		
Benzo(k)fluoranthène		
Benzo(a)pyrène		

NB : Le tableau sera complété au fur et à mesure de l’avancée des travaux.

Pour avoir une première idée du risque aigu envers les écosystèmes aquatiques, et en application de la méthode des blocs d’hydrocarbures (cf. section 2.4) il convient d’additionner les rapports PEC/PNEC :

$$\Sigma \text{PEC}_{\text{local}}/\text{PNEC}_{\text{aiguë}} = 0.97$$

Cette valeur intègre 82% de la pollution des hydrocarbures identifiés. En supposant que les substances étudiées jusqu’à présent sont représentatives de toutes les substances dissoutes de

la nappe de fuel, un rapport **PEClocal/PNECaiguë total de 1.2** peut être estimé pour l'ensemble des hydrocarbures dissous identifiés. Ce rapport est obtenu en divisant le rapport de 0,97 calculé précédemment par 0,82.

Au vu de ces résultats ci-dessus, il peut être affirmé que des effets adverses aigus sont apparus sur les organismes aquatiques exposés par la fraction dissoute des hydrocarbures contenus dans le fuel. Cependant, ces effets étaient probablement faibles et certainement négligeables comparés aux impacts dus aux effets physiques (engluement) ou à l'exposition de micro-émulsions.

Pour avoir une première idée du risque chronique envers les écosystèmes aquatiques, et en application de la méthode des blocs d'hydrocarbures (cf. section 2.4) il convient également d'additionner les rapport PEC/PNECs :

$$\Sigma \text{PEClocal/PNECchronique} = 4.5$$

Cette valeur intègre 82% de la pollution des hydrocarbures identifiés. En supposant que les substances étudiées jusqu'à présent sont représentatives de toutes les substances dissoutes de la nappe de fuel, un rapport **PEClocal/PNECchronique total de 5.5** peut être estimé pour l'ensemble des hydrocarbures dissous identifiés. Ce rapport est obtenu également en divisant le rapport de 4,5 calculé précédemment par 0,82.

Au vu de ces résultats ci-dessus, il peut être affirmé que des effets adverses chroniques sont apparus et continueront d'être observés sur les organismes aquatiques exposés à la fraction dissoute des hydrocarbures contenus dans le fuel. Cependant, au vu du rapport PEC/PNEC inférieur à 10 ces effets seront probablement faibles. S'y ajouteront cependant les effets physiques (engluement) ainsi que les effets dus à l'exposition aux micro-émulsions, qui peuvent être beaucoup plus importants.

Les expositions "régionales"

Dans le tableau suivant, les rapports PEC/PNECs pour la caractérisation des risques à un niveau régional sont présentés.

Tableau 7: Rapports PEC/PNEC chroniques dans le compartiment aquatique à un niveau régional

Substance	PECrégional/ PNECchronique
Benzène	0.18/16 = 0.01
Toluène	0.55/80 = 0.007
Ethylbenzène	0.15/4 = 0.037
m-Xylène	0.53/37 = 0.014
o-Xylène	0.32/10 = 0.032
1,3,5-Triméthylbenzène	
1,2,4-Triméthylbenzène	
1,2,3-Triméthylbenzène	
1-Méthyl-2-éthylbenzène	
1-Méthyl-3-éthylbenzène	
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène	
1-Méthyl-4-n-propylbenzène	

Substance	PECrégional/ PNECchronique
Indane	0.23 / 46 = 0.005
1-Méthylindane	0.15 / 7.6 = 0.02
5-Méthylindane	0.11 / 7.6 = 0.014
4-Méthylindane	0.19 / 7.6 = 0.025
Naphthalène	1.47 / 12 = 0.122
Acénaphthylène	
Acénaphène	0.034/4.2 = 0.008
Fluorène	
Phénanthrène	0.099/1.34 = 0.074
Fluoranthène	0.006/0.1 = 0.06
Pyrène	
Benz(a)anthracène	
Chrysène	
Benzo(k)fluoranthène	
Benzo(a)pyrène	

NB : Le tableau sera complété au fur et à mesure de l'avancée des travaux.

Comme pour la situation locale, pour avoir une première idée du risque à à plus grande échelle envers les écosystèmes aquatiques, et en application de la méthode des blocs d'hydrocarbures (cf. section 2.4) il convient d'additionner les rapport PEC/PNECs :

$$\Sigma \text{ PEC/PNEC} = 0.42$$

Cette valeur intègre 80% de la pollution des hydrocarbures identifiés. En supposant que les substances étudiées jusqu'à présent sont représentatives de toutes les substances dissoutes de la nappe de fuel, un rapport **PEC/PNEC total de 0.52** peut être estimé pour l'ensemble des hydrocarbures dissous identifiés. Ce rapport est obtenu en divisant le rapport de 0.42 calculé précédemment par 0.8.

Au vu des résultats ci-dessus, il est probable que les hydrocarbures dissous ne présentent pas de risques chroniques envers les organismes aquatiques au niveau régional, ni individuellement ni par action simultanée. L'étude sera affinée au fur et à mesure de l'évaluation des substances individuelles concernées. Cependant, cette évaluation ne prend pas en compte les effets dus aux impacts physiques (engluement) ou à l'exposition de micro-émulsions.

4.2 Les sédiments

L'évaluation des risques pour les organismes benthiques n'est pas opportune à ce stade des connaissances. En effet, une estimation quelque peu réaliste de l'exposition dans les sédiments n'est possible que pour les substances solubles contenues dans le fuel n° 2. Or pour ces substances, le potentiel d'accumulation dans les sédiments est faible et l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques devrait en première approche être également protectrice des organismes benthiques.

Pour les substances peu solubles, une estimation de l'exposition n'est pas modélisable à cause de la formation de microémulsions qui facilitent le transfert de ces substances vers les sédiments. Des mesures dans les sédiments telles que proposés par l'IFREMER (cf. section 5) renseigneront sur les concentrations dans les sédiments et une évaluation plus poussée pourra être réalisée une fois ces résultats connus.

4.3 Les prédateurs

Dans le tableau suivant, les rapports PEC/PNECs pour la caractérisation des risques envers les prédateurs sont présentés.

Tableau 8: Rapports PEC/PNEC pour l'empoisonnement secondaire

Substance	PEC orale/PNEC orale
Benzène	0.01/25 = 0.0004
Toluène	0.366/208 = 0.0017
Ethylbenzène	0.092/45 = 0.0020
m-Xylène	0.357/250 = 0.0014
o-Xylène	0.158/250 = 0.0006
1,3,5-Triméthylbenzène	
1,2,4-Triméthylbenzène	
1,2,3-Triméthylbenzène	
1-Méthyl-2-éthylbenzène	
1-Méthyl-3-éthylbenzène	
1,2,4,5-Tétraméthylbenzène	
1-Méthyl-4-n-propylbenzène	
Indane	0.126/44 = 0.0028
1-Méthylindane	0.420/44 = 0.0095
5-Méthylindane	0.308/44 = 0.0070
4-Méthylindane	0.533/44 = 0.012
Naphthalène	3.45/44 = 0.078
Acénaphthylène	
Acénaphtène	0.237/58.3 = 0.004
Fluorène	
Phénanthrène	2.75/ 44 = 0.062
Fluoranthène	0.195/41.7 = 0.0047
Pyrène	
Benz(a)anthracène	
Chrysène	
Benzo(k)fluoranthène	
Benzo(a)pyrène	

Pour avoir une première idée du risque envers les prédateurs, et en application de la méthode des blocs d'hydrocarbures (cf. section 2.4) il convient d'additionner les rapport PEC/PNECs :

$$\Sigma \text{ PEC orale/PNEC orale} = 0.19$$

Cette valeur intègre 80% de la pollution des hydrocarbures identifiés. En supposant que les substances étudiées jusqu'à présent sont représentatives de toutes les substances dissoutes de la nappe de fuel, un rapport **PEC orale/PNEC orale total de 0.23** peut être estimé pour l'ensemble des hydrocarbures dissous identifiés.

Au vu des résultats ci-dessus, il est probable que les substances dissoutes ne présentent pas de risques envers les prédateurs par empoisonnement secondaire, ni individuellement ni par action simultanée.

NB : Pour les substances insolubles, notamment les HAP, ces estimations sont peu réalistes. En effet les poissons et les mollusques ne sont pas seulement exposés via la fraction soluble de ces substances mais également via des micro-émulsions. Comme pour les sédiments, des mesures dans les mollusques telles que proposés par l'IFREMER (cf. section 5) renseigneront sur les concentrations dans les sédiments et une évaluation plus poussée pourra être réalisée une fois ces résultats connus.

5 Conclusion

L'évaluation a porté sur la plupart des substances qui sont passées fortement en solution.

Il peut être affirmé que des effets aigus et chroniques adverses sont apparus et continueront d'apparaître sur les organismes aquatiques exposés à la fraction dissoute des hydrocarbures contenus dans le fuel à proximité des plaques de fuel (p.ex. à proximité des rochers englués ou de plaques de fuel déposés sur le fond, ainsi qu'à proximité de fuites éventuelles de l'épave). Cependant, ces effets sont probablement faibles comparés aux impacts dus aux effets physiques (engluement) ou à l'exposition de micro-émulsions.

Le risque chronique envers les organismes aquatiques est peu probable pour ces substances, ni individuellement ni par action simultanée à un niveau régional (c'est-à-dire en dehors de la zone côtière). De même le risque indirect sur les prédateurs est peu probable.

Pour les substances insolubles, notamment les HAP, ces estimations resteront peu réalistes. Cependant à long terme, du fait de leur faible biodégradabilité et de leur fort potentiel d'accumulation dans les sédiments et les biota, ces substances sont les plus susceptibles de représenter un risque envers les écosystèmes (cf. études de suivi ci-dessous).

Proposition de finalisation de l'étude

L'évaluation des risques vis-à-vis des organismes aquatiques à travers la fraction dissoute des substances contenues dans le fuel peut être complétée par l'évaluation des substances solubles non encore étudiées dans ce rapport. Pour les substances peu étudiées, des propositions quant aux essais susceptibles d'améliorer leur évaluation pourront être avancées.

Pour les substances peu solubles, mais susceptibles de se retrouver dans les sédiments, des concentrations sans effets dans les sédiments (PNEC) pourront être estimées. Ces valeurs pourront être comparées aux concentrations mesurées lors des campagnes de monitoring proposées par l'IFREMER (cf. ci-dessous). De même, pour les substances peu étudiées, des propositions quant aux essais susceptibles d'améliorer leur évaluation pourront être avancées.

Les études de suivi

Comme indiqué ci-dessus les risques des substances insolubles ne peuvent être estimés de façon réaliste à l'heure actuelle sans résultats de mesures dans les sédiments et les biota (poissons et mollusques).

Un certain nombre d'études de suivi sont proposées par l'IFREMER et résumées ci-dessous:

- Etude comparative de la contamination de sédiments par les hydrocarbures avant et après le naufrage de l'Erika.
Cette étude est possible du fait qu'en juin 1999 le Département des Polluants Chimiques de l'IFREMER a prélevé 79 échantillons de sédiment fin superficiel sur des fonds généralement inférieurs à 50 m de profondeur entre la pointe du Raz et la frontière espagnole (carte des stations de prélèvements en annexe 4). Cette campagne a été réalisée dans le cadre du « RNO sédiments » en vue des analyses chimiques pour les niveaux des concentrations en métaux et en contaminants organiques (organochlorés et HAP). Il est proposé de revisiter au printemps de cette année les mêmes stations déjà échantillonnées en 1999 entre la Pointe du Raz et la Gironde et d'effectuer des analyses d'hydrocarbures. Quelques échantillons supplémentaires pourront être collectés sur les sites fortement atteints par les hydrocarbures incluant les baies, notamment Bourgneuf, Vilaine et Aiguillon.
- Suivi de la contamination chimique des mollusques et suivi des réponses biologiques sublétales chez la moule.
L'IFREMER propose de déterminer la concentration des HAP dans les mollusques marins. La détermination des concentrations des hydrocarbures permettra d'observer les éventuelles variations des concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les mollusques marins utilisés dans le cadre du RNO « matière vivante » comme indicateurs de contamination du littoral. Un maximum de 84 points de prélèvements sera échantillonné. Les données du RNO sur les concentrations en HAP dans les mollusques (16 composés individuels analysés une fois par an depuis 1994, voir liste en annexe 2) et les prélèvements dits du « point zéro » effectués avant l'échouage des nappes du fioul serviront de références pour établir les tendances temporelles des mêmes HAP aux mêmes points.
Le suivi des effets biologiques sublétaux chez la moule en réponse à une forte exposition aux hydrocarbures sera mené en utilisant des biomarqueurs d'exposition (BPH, AChE, essai Comètes et adduits à l'ADN). Ces méthodes relativement rapides, simples et sensibles permettront, *via* un réseau de prélèvements d'environ 24 points, de délimiter les zones contaminées.
- Etude de la contamination de l'eau et des sédiments autour de l'épave de l'Erika

Une identification récente des fuites du fioul contenu encore dans les soutes de l'épave de l'ERIKA laisse présager une contamination par les hydrocarbures des sédiments, de l'eau et des organismes autour de l'épave.

Les objectifs de l'étude sont de suivre des ressources halieutiques et de la faune benthique autour de l'épave et de déterminer les niveaux de la contamination par les hydrocarbures des compartiments abiotiques et biotiques du site. Les éventuelles opérations de récupération du fioul représentent des risques supplémentaires de contamination par les hydrocarbures pour cette zone. Au moins une campagne de prélèvements devrait être organisée.

Ces études de suivi seront cruciales pour quantifier les effets envers les écosystèmes côtiers et permettront d'évaluer de façon plus réaliste les impacts sur la faune et la flore côtière.