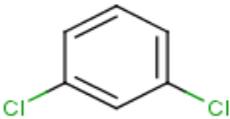


## 1,3-DICHLOROBENZÈNE – n° CAS : 541-73-1

Le 1,3 dichlorobenzène est un composé organo-halogéné volatil (COHV) et c'est un dérivé halogéné des hydrocarbures.

Le 1,3-dichlorobenzène est ou a été utilisé pour la fabrication d'herbicides, d'insecticides, de médicaments, de colorants et de solvants.

### IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

<b>Substance chimique</b>	1,3-Dichlorobenzène
<b>Synonymes</b>	1,3-Dichlorobenzene 1,3-DCB Méta-Dichlorobenzène m-Dichlorobenzène m-DCB Dichloro-1,3 benzène
<b>Numéro CAS</b>	541-73-1
<b>Code SMILES</b>	<chem>c1c(cccc1Cl)Cl</chem>
<b>Formule moléculaire</b>	C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>
<b>Structure moléculaire</b>	

**EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES**

<b>Evaluations existantes</b>	-
<b>Phrases de risque et classification</b>	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i>  Xn ; R22  N ; R51-53</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i>  Acute Tox. 4 *    H302  Aquatic            H411  Chronic 2</p>
<b>Effets endocriniens</b>	Le 1,3-dichlorobenzène n'est pas cité dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens E.C., 2004 ni dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
<b>Critères PBT / POP</b>	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB <sup>1</sup> (C.E., 2006) ou POP <sup>2</sup> (PNUE, 2001).
<b>Normes de qualité existantes</b>	<p><u>Canada</u> : Critère de qualité pour les organismes aquatiques, eau douce = 150 µg/L (ETOX, 2007<sup>3</sup>)</p> <p><u>Allemagne</u> : Norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 10 µg/L (ETOX, 2007<sup>3</sup>)</p> <p><u>Etats-Unis</u> : Critère de qualité pour la consommation d'eau et de poisson = 400 µg/L (ETOX, 2007<sup>3</sup>)</p> <p><u>Etats-Unis</u> : Critère de qualité pour la consommation de poisson et la protection de la santé = 2600 µg/L (ETOX, 2007<sup>3</sup>)</p>
<b>Mesure de restriction</b>	-
<b>Substance(s) associée(s)</b>	-

**PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES**

<sup>1</sup> Les PBT sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques et les vPvB sont des substances très persistantes et très bioaccumulables. Les critères utilisés pour la classification des PBT sont ceux fixés par l'Annexe XIII du règlement n° 1907/2006 (REACH).

<sup>2</sup> Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement liposolubles (et donc fortement bioaccumulables), et volatiles (et peuvent donc être transportées sur de longues distances et être retrouvée de façon ubiquitaire dans l'environnement). Les critères utilisés pour la classification POP sont ceux fixés par l'Annexe 5 de la Convention de Stockholm placée sous l'égide du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

<sup>3</sup> Les données issues de cette source (<http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>) ne sont données qu'à titre indicatif ; elles n'ont donc pas fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

		Source
<b>Poids moléculaire [g/mol]</b>	147.01	-
<b>Hydrosolubilité [mg/L]</b>	111 à 20°C 125 à 25°C	BUA, 1987 Miller <i>et al.</i> , 1984
<b>Pression de vapeur [Pa]</b>	188 à 20°C 286.6 à 25°C	BUA, 1987 Daubert et Danner, 1989
<b>Constante de Henry [Pa.m<sup>3</sup>/mol]</b>	266.4 à 25°C 286.7 à 25°C 310 à 25 °C	Warner <i>et al.</i> , 1987 BUA, 1987; Staudinger et Roberts, 1996 BUA, 1987
<b>Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)</b>	3.53	Hansch <i>et al.</i> , 1995
<b>Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]</b>	3162 – 50 119 L/kg	HSDB, 2008
<b>Constante de dissociation (pKa)</b>	Pas d'information disponible	

## COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

### PERSISTANCE

		Source
<b>Hydrolyse</b>	Le 1,3-dichlorobenzène ne subit probablement aucune hydrolyse en raison de l'absence de groupes fonctionnels hydrolysables.	Lyman <i>et al.</i> , 1990
<b>Photolyse</b>	Pas d'information disponible.	
<b>Biodégradabilité</b>	Deux essais de biodégradabilité facile ont montré que le 1,3-dichlorobenzène n'est pas facilement biodégradable : - < 10 % après 24 jours (méthode OCDE 301F) - 0 % après 28 jours (méthode OCDE 301C)	Hoechst AG, 1983; MITI, 1992

## DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
<b>Adsorption</b>	La valeur de Log Koc du 1,3-dichlorobenzène varie de 3.5 à 4.7. Cette substance va donc s'adsorber sur les sédiments et les particules en suspension dans l'eau.	-
<b>Volatilisation</b>	Compte-tenu de ses propriétés physico-chimiques (solubilité de 111 mg/L et constante de Henry de 310 Pa.m <sup>3</sup> /mol), le 1,3-dichlorobenzène est considéré soluble et très volatile.	-
<b>Bioaccumulation</b>	Résultats d'essais de bioaccumulation disponibles : <i>Lepomis macrochirus</i> : BCF = 66 (14 j), dose 107 µg/L <i>Lepomis macrochirus</i> : BCF = 90 (28 j) <i>Cyprinus carpio</i> : BCF = 58 – 370 (8 sem.), dose 10 µg/L <i>Salmo gairdneri</i> : BCF = 420 – 740 (119 j) Ces résultats suggèrent un potentiel de bioconcentration modéré du 1,3-dichlorobenzène. <b>Un BCF de 740 est utilisé dans la détermination des normes de qualité.</b>	Veith <i>et al.</i> , 1980 Barrows <i>et al.</i> , 1980 MITI, 1992 Oliver et Niimi, 1983

## ECOTOXICITE ET TOXICITE

### ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque taxon uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, ou d'EC<sub>50</sub>, concentration produisant 50% d'effets. Les NOEC sont principalement rattachées à des tests chroniques, qui mesurent l'apparition d'effets sub-létaux à long terme, alors que les EC<sub>50</sub> sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

**ECOTOXICITE****ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË**

			Source	
<b>Algues &amp; plantes aquatiques</b>	Eau douce	19 mg/L <i>Scenedesmus subspicatus</i> , E <sub>b</sub> C <sub>50</sub> (48 h)	Kühn et Pattard, 1990	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		
<b>Invertébrés</b>	Eau douce	1.2 mg/L <i>Daphnia magna</i> , EC <sub>50</sub> (48 h)	Canton <i>et al.</i> , 1985	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		
	Sédiment	Pas d'information disponible.		
<b>Poissons</b>	Eau douce	5.02 mg/L <i>Lepomis macrochirus</i> , LC <sub>50</sub> (96 h)	US-EPA, 1978	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		

**ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE**

			Source	
<b>Algues &amp; plantes aquatiques</b>	Eau douce	Pas d'information disponible.		
	Milieu marin			
<b>Invertébrés</b>	Eau douce	0.3 mg/L <i>Daphnia magna</i> , NOEC (16 j)	Deneer <i>et al.</i> , 1988	
	Milieu marin	1.3 mg/L <i>Mysidopsis bahia</i> , NOEC (96 j)		US-EPA, 1978
	Sédiment	Pas d'information disponible.		
<b>Poissons</b>	Eau douce	0.35 – 0.73 mg/L <i>Pimephales promelas</i> , NOEC (32 j)	Ahmad <i>et al.</i> , 1984	
	Milieu marin	Pas d'information disponible.		

**NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU**

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour l'évaluation des risques dus aux substances chimiques (E.C., 2003) et au projet de guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2009). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC<sub>50</sub> valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le tableau 16, page 101, du guide technique européen (E.C., 2003).

- **Moyenne annuelle (AA-QS<sub>water\_eco</sub>) :**

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée.

## 1,3-DICHLOROBENZENE – n° CAS : 541-73-1

Il existe des résultats d'essais chroniques valides pour deux niveaux trophiques mais on ne dispose pas d'essais validés sur algues en exposition chronique. La NOEC la plus faible est de 0.3 mg/L pour les daphnies. Ainsi, conformément à la Table 16, remarque (c), du TGD (E.C., 2003), la norme de qualité peut être calculée en appliquant un facteur 50 sur cette NOEC.

On a donc  $AA-QS_{\text{water\_eco}} = 0.3/50 = 0.006 \text{ mg/L}$  soit :

$$AA-QS_{\text{water\_eco}} = 6 \mu\text{g/L}$$

### • Concentration Maximum Acceptable (MAC)

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées. Pour la détermination de la MAC, le document guide pour l'évaluation des effets des substances avec des rejets intermittents est utilisée (ECHA, 2008, E.C., 2009)

On dispose de données aiguës sur les trois niveaux trophiques (algues, invertébrés, poissons), la plus faible étant celle sur *Daphnia magna*,  $EC_{50}$  (48 h) = 1.2 mg/L. Un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC, soit :

$$MAC = 1.2/100 = 0.012 \text{ mg/L, soit } 12 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [ $AA-QS_{\text{water\_eco}}$ ]	6	$\mu\text{g/L}$
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	12	$\mu\text{g/L}$

### VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LE SEDIMENT ( $QS_{\text{SED}}$ )

Un seuil de qualité dans le sédiment est nécessaire (i) pour protéger les espèces benthiques et (ii) protéger les autres organismes d'un risque d'empoisonnement secondaire résultant de la consommation de proies provenant du benthos. Les principaux rôles des normes de qualité pour les sédiments sont de :

1. Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (la norme sédiment est dépassée)
2. Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures
3. Identifier des tendances à long terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 2000/60/CE).

Aucune information d'écotoxicité pour les organismes benthiques n'a été trouvée dans la littérature.

A défaut, une valeur guide pour le sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

Ce modèle suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substances adsorbés sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissous dans l'eau interstitielle du sédiment,

1,3-DICHLOROBENZENE – n° CAS : 541-73-1

- la fraction de substances adsorbés sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,
- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux substances est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité pour la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

*NB : La pollution actuelle peut être suivie dans les matières en suspension et les couches superficielles du sédiment. Les couches profondes intègrent la contamination historique sur des dizaines voire des centaines d'années et ne sont pas jugées pertinentes pour caractériser la pollution actuelle. Les paramètres par défaut préconisés par Lepper (2002) et le guide technique européen (E.C., 2003) ont été choisis empiriquement pour caractériser les matières en suspension et les couches superficielles. Matières en suspension et couches superficielles contiennent relativement plus d'eau et de matière organique que les couches profondes du sédiment.*

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (adaptation de l'équation 70 page 113 du guide technique européen, E.C., 2003) :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{\text{susp-eau}}}{RHO_{\text{susp}}} * AA-QS_{\text{water\_eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

Avec :

$RHO_{\text{susp}}$  : masse volumique de la matière en suspension en  $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$ . En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper, (2002) et le guide technique européen (équation 18 page 44, E.C., 2003) est utilisée :  $1150 \text{ kg}/\text{m}^3$ .

$K_{\text{susp-eau}}$  : coefficient de partage matière en suspension/eau en  $\text{m}^3/\text{m}^3$ . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par Lepper, (2002) et le guide technique européen (équation 24 page 47, E.C., 2003) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante :  $0.9 + 0.025 * Koc$  soit  $K_{\text{susp-eau}} = 79.95 - 1253.8 \text{ m}^3/\text{m}^3$ .

Ainsi, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = 417.1 - 6541.6 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids humide}}$$

La concentration correspondante en poids sec peut être estimée en tenant compte du facteur de conversion suivant :

$$\frac{RHO_{\text{susp}}}{F_{\text{solide}_{\text{susp}}} * RHO_{\text{solide}}} = \frac{1150}{250} = 4.6$$

Avec :

$F_{\text{solide}_{\text{susp}}}$  : fraction volumique en solide dans les matières en suspension en  $[\text{m}^3_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{susp}}]$ . En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper (2002) et le guide technique européen (tableau 5 page 43, E.C., 2003) est utilisée :  $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ .

$RHO_{\text{solide}}$  : masse volumique de la partie sèche en  $[\text{kg}_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{solide}}]$ . En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par Lepper (2002) et le guide technique européen (tableau 5 page 43, E.C., 2003) est utilisée :  $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$ .

Pour le 1,3-dichlorobenzène, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry\_weight}} = QS_{\text{sed wet weight}} * 4.6 = 1918.6 - 30091.4 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Le LogKow de la substance étant inférieur à 5, un facteur additionnel de 10 n'est pas jugé nécessaire.

Il faut rappeler que les incertitudes liées à l'application du modèle de l'équilibre de partage sont importantes. Les sédiments naturels peuvent avoir des propriétés très variables en termes de composition (nature et quantité de matières organiques, composition minéralogique), de granulométrie, de conditions physico-chimiques, de conditions dynamiques (taux de déposition/taux de resuspension). Par ailleurs ces propriétés peuvent évoluer dans le temps en fonction notamment des conditions météorologiques et de la morphologie de la masse d'eau. Si bien que le partage entre la fraction de substance adsorbée et la fraction de substance dissoute peut être extrêmement variable d'un sédiment à un autre et l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux fractions ne semble pas très réaliste pour des conditions naturelles.

Par ailleurs, certains organismes benthiques peuvent ingérer les particules sédimentaires, et donc être contaminés par la fraction de substance adsorbée sur ces particules, ce qui n'est pas pris en compte par la méthode.

<b>Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)</b>	417	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}} \text{ poids humide}$
	1919	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}} \text{ poids sec}$
<b>Considérations particulières</b>	<p>Avec un Koc de 3162 – 50119 L/kg et un Log Kow = 3.53, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2009).</p> <p>Néanmoins, le seuil proposé n'est fondé que sur la méthode du coefficient de partage à l'équilibre : il est calculé à partir de la norme de qualité dans l'eau et du Koc estimé à partir du LogKow. L'incertitude de cette méthode devrait être prise en compte lors la mise en application du seuil sédiment.</p>	

## EMPOISONNEMENT SECONDAIRE ET SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs et l'homme *via* l'environnement aquatique, soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biote, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments), soit *via* l'eau de boisson. Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. N'ont été recherchés que des tests sur mammifères ou oiseaux exposés par voie orale (exposition par l'alimentation ou par gavage). Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs (i.e. calcul d'une  $\text{PNEC}_{\text{secpois}}$ ), il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biote n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le guide technique européen (Tableau 22, page 129, E.C., 2003) et le projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2009). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la  $QS_{\text{biota\_sec\ pois}}$ . Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen (tableau 23, page 130, E.C., 2003). Un facteur d'extrapolation supplémentaire ( $AF_{\text{dose-réponse}}$ ) est utilisé dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL.

## ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

### TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES

	Type de test	NOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Rat Etude de 90 jours. Effet : lésions pituitaires chez le rat mâle.	$BMDL_{10}^{(1)} = 2.1$	ATSDR, 2006	20	42
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	Pas d'information disponible.				

(1) Limite de confiance inférieure à 10% de la dose de référence.

### TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Pas d'information disponible.				
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	Pas d'information disponible.				

## NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE ( $QS_{\text{BIOTA\_SEC POIS}}$ )

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire ( $QS_{\text{biota\_sec\ pois}}$ ) est calculée conformément aux recommandations du guide technique européen (E.C., 2003). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés dans le tableau 23 page 130 du guide (E.C., 2003).

Pour le 1,3-dichlorobenzène, un facteur de 90 est appliqué car la durée du test retenu ( $BMDL_{10}$  à 2.1 mg/kg<sub>corporel</sub>/j sur le rat, soit une NOEC de 42 mg/kg<sub>biota</sub>) est de 90 jours et n'est donc pas considérée comme chronique. On obtient donc :

$$QS_{\text{biota\_sec\ pois}} = 42 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / 90 = 0.467 \text{ mg/kg}_{\text{biota}} = 467 \text{ }\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire peut être ramenée à une concentration dans l'eau du milieu selon la formule suivante :

$$QS_{\text{water sp}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota\_sec pois}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L/kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}}$$

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF : facteur de biomagnification.

Ce calcul tient compte du fait que la substance présente dans l'eau du milieu peut se bioaccumuler dans le biote. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l'eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire déterminée dans le biote.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biote et la concentration dans l'eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l'organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). Les valeurs de BCF peuvent être couramment trouvées dans la littérature. En l'absence de valeurs mesurées pour le BMF, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le tableau 29, page 160, du guide technique européen (E.C., 2003).

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il fait en effet l'hypothèse qu'un équilibre a été atteint entre l'eau et le biote, ce qui n'est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs il repose sur un facteur de bioaccumulation qui peut varier de façon importante entre les espèces considérées.

Pour le 1,3-dichlorobenzène, un BCF 740 de (sur *Salmo gairdneri*, Oliver et Niimi, 1983) et un BMF de 1 (cf. E.C., 2003) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 467 [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}] / (740*1) = 0.63 \mu\text{g/L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs</b>	467	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau	0.6	$\mu\text{g/L}$

## SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur l'homme soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés, soit *via* l'eau de boisson.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. Compte tenu du mode d'exposition envisagée, seuls les tests sur mammifères exposés par voie orale (dans l'alimentation ou par gavage) ont été recherchés.

Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

**TOXICITE**

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérogène ou mutagène sont également pris en compte.

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Rat Etude de 90 jours. Effet : lésions pituitaires chez le rat mâle.	BMDL <sub>10</sub> <sup>(1)</sup> = 2.1	ATSDR, 2006	0.02 <sup>(2)</sup> Facteur d'incertitude utilisé : 100 Avec : - AF inter-espèce = 10 - AF pour variation de sensibilité chez l'homme = 10

(1) Limite de confiance inférieure à 10% de la dose de référence ; (2) Cette VTR a été déterminée par l'ATSDR.

	Classement CMR	Source
<b>Cancérogène</b>	Le 1,3-dichlorobenzène est classé dans le groupe D selon la classification de l'US-EPA (substance non considérée comme cancérogène pour l'homme). La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la cancérogénèse	HSDB, 2008 C.E., 2008
<b>Mutagène</b>	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagénèse.	C.E., 2008
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction.	C.E., 2008

### NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS<sub>BIOTA\_HH</sub>)

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\text{mg/kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\text{mg/kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané).

Validation groupe d'experts : Octobre 2009

Version 2 : 12/11/2009

Page 11

## 1,3-DICHLOROBENZENE – n° CAS : 541-73-1

- Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles,
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 0.02 mg/kg<sub>corporel</sub>/j (Cf. tableau ci-dessus),
  - un poids corporel moyen de 70 kg,
  - F<sub>sécurité</sub> : facteur de sécurité supplémentaire de 6 pour tenir compte de la courte durée de l'essai à partir duquel la VTR a été déterminée,
  - Cons. Journ. Moy. : une consommation moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour,

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, mais la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement).

Pour le 1,3-dichlorobenzène, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 0.020 [\text{mg}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{6} = 0.2 \text{ mg}/\text{kg}_{\text{biota}} = 200 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l'eau du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{water\_hh food}} [\text{mg}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\text{mg}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}}$$

Pour le 1,3-dichlorobenzène, on obtient donc :

$$QS_{\text{water\_hh food}} = 0.2 / (740 * 1) = 2.74 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{L} = 0.3 \mu\text{g}/\text{L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	20	μg/kg <sub>biota</sub>
Valeur correspondante dans l'eau	0.3	μg/L

## NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON (QS<sub>DW\_HH</sub>)

La norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (Lepper, 2005) :

$$QS_{\text{eau brute}} [\text{mg}/\text{L}] = \frac{0.1 * \text{VTR} [\text{mg}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles,
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 0.02 mg/kg<sub>corporel</sub>/j (Cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,

1,3-DICHLOROBENZENE – n° CAS : 541-73-1

- $F_{\text{sécurité}}$  : facteur de sécurité supplémentaire de 6 pour tenir compte de la courte durée de l'essai à partir duquel la VTR a été déterminée,
- Cons.moy.eau [L/j] : une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour.

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance.

$$QS_{\text{dw\_hh}} [\text{mg/L}] = \frac{QS_{\text{eau brute}} [\text{mg/L}]}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances et certaines populations.

Pour le 1,3-dichlorobenzène, on obtient :

$$QS_{\text{dw\_hh}} = \frac{0.1 * 0.02 * 70}{2 * (1 - 0)} * \frac{1}{6} = 0.012 \text{ mg/L} = 12 \text{ } \mu\text{g/L}$$

<b>Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable</b>	12	$\mu\text{g/L}$
--	----	-----------------

**PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)**

La NQE est définie à partir de la valeur de la norme de qualité la plus faible parmi tous les compartiments étudiés.

		Valeur	Unité
<b>PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE</b>			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS <sub>water_eco</sub>	6	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	12	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs valeur correspondante dans l'eau	QS <sub>biota sec pois</sub>	467	µg/kg <sub>biota</sub>
	QS <sub>water_sp</sub>	0.6	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche valeur correspondante dans l'eau	QS <sub>biota hh</sub>	200	µg/kg <sub>biota</sub>
	QS <sub>water hh food</sub>	0.3	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS <sub>dw_hh</sub>	12	µg/L

Pour le 1,3-dichlorobenzène, la norme de qualité pour la santé humaine via la consommation des produits de la pêche est la valeur la plus protectrice pour l'ensemble des approches considérées. La proposition de NQE pour le 1,3-dichlorobenzène est donc la suivante :

**PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE**

**Moyenne Annuelle dans l'eau :**  $NQE_{EAU} = 0.3 \mu\text{g/L}$

**fondée sur la proposition norme de qualité pour la protection de la santé humaine via la consommation de produits de la pêche :**  $NQE_{BIOTE} = 200 \mu\text{g/kg}_{biota}$

**Concentration Maximale Acceptable dans l'eau :**  $MAC = 12 \mu\text{g/L}$

**VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT**

Avec un Koc de 3162 – 50119 L/kg et un Log Kow = 3.53, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2009).

Néanmoins, le seuil proposé n'est fondé que sur la méthode du coefficient de partage à l'équilibre : il est calculé à partir de la norme de qualité dans l'eau et du Koc estimé à partir du LogKow. L'incertitude de cette méthode devrait être prise en compte lors la mise en application du seuil sédiment.

<b>Sédiments (eau douce)</b>	<b>QS<sub>sed</sub></b>	<b>417</b>	<b>µg/kg<sub>sed poids humide</sub></b>
		<b>1919</b>	<b>µg/kg<sub>sed poids sec</sub></b>

## **BIBLIOGRAPHIE**

Ahmad, N., D. Benoit, *et al.* (1984). Aquatic toxicity tests to characterize the hazard of volatile organic chemicals in water: a toxicity data summary - Parts I and II. Duluth, Minnesota, US-EPA, office of research and development, Environmental research laboratory.

ATSDR (2006). Toxicological Profile for Dichlorobenzenes. Update. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. August., Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Barrows, M. E., S. R. Petrocelli, *et al.* (1980). Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Toxic Chemicals. R. Haque. Michigan, Ann Arbor Science Publishers: 379-392.

BUA (1987). m-Dichlorobenzene, GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance.

C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Journal officiel n° 196 du 16/08/1967 p. 0001 - 0098.

C.E. (2006). Règlement (CE) n°1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n°1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1-849.

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

Canton, J. H., W. Sloof, *et al.* (1985). "Toxicity, biodegradability and accumulation of a number of Cl/N-containing compounds for classification and establishing water quality criteria." Regulatory Toxicology and Pharmacology **5**: 123-131.

Daubert, T. E. and R. P. Danner (1989). Physical and thermodynamic properties of pure chemicals data compilation. Washington, D.C., Taylor and Francis.

Deneer, J. W., W. Seinen, *et al.* (1988). "Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action." Ecotoxicol. Environ. Saf. **15**(1): 72-77.

E.C. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706). SEC(2004) 1372., European Commission.

E.C. (2009). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (July 2009 version). Not yet published.

ECHA (2008). Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Guidance on information requirements and chemical safety assessment, European Chemicals Agency: 65.

ETOX. (2007). "ETOX: Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.

Hansch, C., A. Leo, *et al.* (1995). Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC., American Chemical Society.

Hoechst AG (1983). Unveroeffentlichte Untersuchung.

HSDB (2008). 1,3-dichlorobenzène. Hazardous Substances Data. National Library of Medecine.

Kühn, R. and M. Pattard (1990). "Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test." Wat. Res. **24**(1): 31-38.

Lepper, P. (2002). Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the water framework directive., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.

Lepper, P. (2005). Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg, Germany., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.

Lyman, W. J., W. F. Reehl, *et al.* (1990). Handbook of chemical property estimation methods. Washington DC., American Chemical Society.

Miller, M. M., S. Ghodbane, *et al.* (1984). "Aqueous solubilities, octanol/water partition coefficients, and entropies of melting of chlorinated benzenes and biphenyls." J Chem Eng Data **29**: 184-190.

MITI (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.

Oliver, B. G. and A. J. Niimi (1983). "Bioconcentration of Chlorobenzenes from water by Rainbow Trout : Correlations with Partition Coefficients and Environmental Residues." Environ.Sci.Technol. **17**: 287-291.

Petersen, G., D. Rasmussen, *et al.* (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals, DHI: 252.

PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.

Staudinger, J. and P. V. Roberts (1996). "A critical review of Henry's law constants for environmental applications." Crit Rev Environ Sci Technol **26**: 205-297.

US-EPA (1978). In-Depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. Duluth, MN.

Veith, G., K. J. Macek, *et al.* (1980). An evaluation of using partition coefficients and water solubility to estimate bioconcentration factors for organic chemicals in fish. In : Aquatic Toxicology, ASTM STP 707, Eaton, J.G., Parrish, P.R., Hendricks, A.C. (Eds.): 116-129.

Warner, H. P., J. M. Cohen, *et al.* (1987). Determination of Henry's Law Constants of Selected Priority Pollutants, Office of Science and Development, U.S. EPA: 14.