

Détermination de normes de qualité environnementale pour les substances significatives pour le Rhin

- juillet 2009 -



Internationale
Kommission zum
Schutz des Rheins

Commission
Internationale
pour la Protection
du Rhin

Internationale
Commissie ter
Bescherming
van de Rijn

Rapport n° 164



Editeur:

Comission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, 56068 Coblenze, Allemagne
Postfach 20 02 53, 56002 Coblenze, Allemagne
Téléphone +49-(0)261-94252-0, téléfax +49-(0)261-94252-52
Courrier électronique: sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

Collection de données et rédaction :

Denis Besozzi, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Metz
Dorien ten Hulscher, Rijkswaterstaat, Lelystad
Martien Janssen, RIVM, Bilthoven
Dr. Klaus Maslowski, WWA Aschaffenburg
Dieter Michael Saha, CIPR, Koblenz
Dieter Schudoma, UBA, Berlin
Dr. Martin Wimmer, BLFUW, Wien
Beate Zedler, HMUELV, Wiesbaden

Traduction:

Isabelle Traue, CIPR, Coblenze
Dominique Falloux, CIPR, Coblenze

ISBN 3-935324-71-5
© IKSR-CIPR-ICBR 2009



Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
Commission Internationale pour la Protection du Rhin
Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn

Détermination de normes de qualité environnementale pour les substances significatives pour le Rhin	2
- Azote ammoniacal	7
- 4-chloroaniline	23
- Bentazone	41
- Chlortoluron	51
- Composés de dibutylétain	63
- Dichlorprop P	83
- Dichlorvos	93
- Diméthoate	103
- MCPA	129
- Mécoprop	143
- Zinc	153
- Arsenic	175
- Chrome et composés de chrome	189
- PCB	211

Détermination de normes de qualité environnementale pour les substances significatives pour le Rhin

a) Mandat

Le Comité de coordination Rhin a décidé de déterminer pour la liste des substances significatives pour le Rhin (CC 17-03 rev. 09/10.10.03) des normes de qualité environnementale (NQE Rhin), conformément aux dispositions de l'annexe V, paragraphe 1.2.6, de la directive cadre 'Eau' (DCE). Ces NQE Rhin doivent se fonder si possible sur les objectifs de référence élaborés jusqu'à présent dans le cadre de la CIPR.

Le présent document propose des normes de qualité environnementale (NQE Rhin) pour les substances significatives pour le Rhin. Ces propositions de normes de qualité environnementale pour le Rhin ne sont pas juridiquement contraignantes. Leur statut correspond à celui des objectifs de référence de la CIPR.

b) Méthode suivie

Pour fixer les propositions de normes de qualité environnementale (NQE Rhin), il a été fait appel à la méthodologie décrite dans le « *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/EG)* »¹, qui a servi de base aux travaux au niveau européen pour les propositions de NQE pour les substances prioritaires de l'annexe X de la DCE.

c) Résultats

En réunion des 2 et 3 juillet 2008 et des 1er et 2 juillet 2009, PLEN-CC a approuvé les NQE Rhin déterminées pour 13 substances. Le tableau 1 contient les normes de qualité environnementale pour le Rhin (NQE Rhin) pour les substances significatives pour le Rhin visées dans le document CC 17-03 rév. 9/10.10.03

¹ Lepper, P., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005, cf. Squa 31-06e

Tableau 1* : Normes de qualité environnementale pour le Rhin (NQE Rhin) pour les substances significatives pour le Rhin visées dans le document CC 17-03 rév. 9/10.10.03 (état des connaissances de juillet 2007).

Substance	NQE-MA 'Rhin' Eaux intérieures de surface selon la DCE (en µg/l)	NQE-CMA 'Rhin' Eaux intérieures de surface selon la DCE (en µg/l)	NQE Rhin Eaux intérieures de surface « Eaux destinées à la consommation humaine » (98/83/CE) ⁵⁾ (en µg/l)	NQE-MA 'Rhin' Eaux côtières et eaux de transition selon la DCE (en µg/l)	NQE-CMA 'Rhin' Eaux côtières et eaux de transition selon la DCE (en µg/l)
Chrome ¹⁾	BF ²⁾ +3,4	- ⁶⁾	50	BF ²⁾ + 0,6	- ⁶⁾
Zinc ¹⁾	BF ²⁾ +7,8	BF ²⁾ +15,6	-	BF ²⁾ +3	-
Bentazone	73	450	0,1	7,3	45
4-chloroaniline	0,22	1,2	0,1 ⁴⁾	0,057	0,12
Chlortoluron	0,4	2,3	0,1	0,04	0,23
Dichlorvos	0,0006	0,0007	0,1	0,00006	0,00007
Dichlorprop	1,0	7,6	0,1	0,13	0,76
Diméthoate	0,07	0,7	0,1	0,07	0,7
Mécoprop	18	160	0,1	1,8	16
MCPA	1,4	15	0,1	0,14	1,5
Composés de dibutylétain (rapportés au cation)	0,09	-	-	0,09	-
Azote ammoniacal ³⁾	En fonction de la température et du pH, voir tableau 2a	En fonction de la température et du pH, voir tableau 2b	390	-	-
Arsenic ¹⁾	BF ²⁾ +0,5	BF ²⁾ + 8,0	10	BF ²⁾ + 0,6	BF ²⁾ +1,1
PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153	Il convient d'attendre la fin des travaux au niveau communautaire.	Il convient d'attendre la fin des travaux au niveau communautaire.	-	Il convient d'attendre la fin des travaux au niveau communautaire.	Il convient d'attendre la fin des travaux au niveau communautaire.

NQE Rhin = norme de qualité environnementale 'Rhin' ; ZHK= concentration maximale admissible ; JD = moyenne annuelle

* Les objectifs de référence appliqués au cours principal du Rhin (cf. www.iksr.org: doc. n° 159 de la CIPR) conservent leur validité. Les concentrations ne doivent pas augmenter de manière significative à long terme (principe de non-détérioration). Cette disposition n'affecte en rien les normes éventuellement plus ambitieuses fixées au niveau national.

¹⁾ Les NQE se réfèrent à la partie dissoute (échantillon filtré) ; pour le chrome, elle se réfère au chrome total (III et VI)

- 2) BF = bruit de fond
Chrome (total Cr III et VI) : BF = 0,38 µg/l (Rhin et affluents), env. 0,02 – 0,5 µg/l (autres cours d'eau)
Zinc : BF = 3 µg/l Rhin, 1 µg/l autres cours d'eau
Arsenic : BF = 1 µg/l (Rhin et affluents)
- 3) Voir fiche de données avec les valeurs corrigées pour le pH et la température
- 4) La 4-chloroaniline n'est pas uniquement une substance chimique industrielle, mais également un produit de dégradation de produits phytosanitaires.
- 5) Pour les masses d'eau de surface destinées à la production d'eau potable, la valeur maximale de la directive « Eaux destinées à la consommation humaine » (98/83/CE) doit être visée quand cette valeur est inférieure à la valeur de la NQE 'Rhin' déterminée pour les eaux intérieures de surface au titre de la DCE.
- 6) La valeur déterminée n'est pas applicable. La valeur de la « NQE-MA Rhin » offre une protection suffisante.

Tableau 2a:

NQE-MA Rhin Eaux intérieures de surface conformément à la DCE : NH₃-N, converti en azote ammoniacal total (NH₄-N + NH₃-N) en mg/l

		Température						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	157,467	104,122	69,862	47,529	32,763	22,869	16,153
	6	49,798	32,929	22,095	15,033	10,363	7,237	5,111
	6,5	15,750	10,416	6,990	4,757	3,280	2,291	1,619
	7	4,984	3,297	2,213	1,507	1,040	0,727	0,515
	7,5	1,579	1,045	0,703	0,479	0,332	0,233	0,166
	7,6	1,255	0,831	0,559	0,382	0,264	0,186	0,132
	7,7	0,998	0,661	0,445	0,304	0,211	0,148	0,106
	7,8	0,793	0,526	0,354	0,242	0,168	0,119	0,085
	7,9	0,631	0,419	0,282	0,193	0,135	0,095	0,068
	8	0,502	0,333	0,225	0,154	0,108	0,076	0,055
	8,1	0,400	0,266	0,180	0,123	0,086	0,062	0,045
	8,2	0,318	0,212	0,143	0,099	0,069	0,050	0,036
	8,3	0,254	0,169	0,115	0,079	0,056	0,040	0,030
	8,4	0,202	0,135	0,092	0,064	0,045	0,033	0,024
	8,5	0,162	0,108	0,074	0,052	0,037	0,027	0,020
9	0,054	0,037	0,026	0,019	0,014	0,011	0,009	

Cases à fond gris : Dépassement de la valeur impérative de 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N ou 1 mg/l d'ammonium au titre de la directive sur les eaux piscicoles

Tableau 2b :

NQE-MA Rhin Eaux intérieures de surface conformément à la DCE : NH₃-N, converti en azote ammoniacal total (NH₄-N + NH₃-N) en mg/l

		Température						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	314,950	208,243	139,724	95,057	65,526	45,737	32,306
	6	99,597	65,858	44,190	30,065	20,727	14,469	10,222
	6,5	31,501	20,838	13,980	9,513	6,560	4,581	3,238
	7	9,967	6,593	4,426	3,014	2,080	1,454	1,030
	7,5	3,157	2,091	1,405	0,959	0,663	0,465	0,331
	7,6	2,510	1,662	1,118	0,763	0,529	0,371	0,265
	7,7	1,995	1,322	0,890	0,608	0,422	0,297	0,212
	7,8	1,587	0,780	0,708	0,485	0,337	0,237	0,170
	7,9	1,262	0,979	0,564	0,387	0,269	0,190	0,137
	8	1,004	0,667	0,450	0,309	0,215	0,153	0,110
	8,1	0,799	0,535	0,359	0,247	0,173	0,123	0,089
	8,2	0,637	0,424	0,287	0,198	0,139	0,099	0,073
	8,3	0,507	0,338	0,230	0,159	0,112	0,081	0,059
	8,4	0,405	0,270	0,184	0,128	0,091	0,066	0,049
	8,5	0,323	0,216	0,148	0,103	0,074	0,054	0,040
9	0,108	0,074	0,052	0,038	0,029	0,023	0,018	

Cases à fond gris : Dépassement de la valeur impérative de 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N ou 1 mg/l d'ammonium au titre de la directive sur les eaux piscicoles.

Fiche de données sur les substances
- Azote ammoniacal -

Remarques préliminaires:

Dans le cadre de la détermination photométrique, « l'azote ammoniacal » ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) est toujours mesuré comme la somme de l'ammoniaque (NH_4^+) et de l'ammoniac (NH_3). Sauf indication contraire, on entendra toujours à la suite par « azote ammoniacal » la somme de l'ammoniaque et de l'ammoniac. La NQE pour l'azote ammoniacal décrit également le « total ammonia nitrogen », soit la somme de l'ammoniaque et de l'ammoniac.

1 Substance

L'azote ammoniacal pouvant être présent sous forme de nombreux composés, on a pris le chlorure d'ammonium comme exemple dans la fiche de données.

Nom :	Chlorure d'ammonium
Nom IUPAC :	Chlorures d'ammonium
Numéro CAS :	12125-02-9
Numéro CE :	235-186-4
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	
Code	[ajouter éventuellement d'autres codes]
Groupe de substances :	Sels inorganiques

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	NQE-CMA : Valeur indicative : 0,0082 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (correspond à 0,01 mg/l NH_3) Selon la méthode décrite dans la référence (15) en relation avec le paragraphe 8.1 et en fonction du pH et de la température, on obtient par calcul à partir de cette valeur la NQE pour l'azote ammoniacal.	NQE-MA : Valeur indicative : 0,0041 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (correspond à 0,005 mg/l NH_3) Selon la méthode décrite dans la référence (15) en relation avec le paragraphe 8.1 et en fonction du pH et de la température, on obtient à partir de cette valeur la NQE pour l'azote ammoniacal.	
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)			

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	<p>NQE-MA : Valeur indicative : 0,0041 mg/l NH₃-N (correspond à 0,005 mg/l NH₃) Selon la méthode décrite dans la référence (15) en relation avec le paragraphe 8.1 et en fonction du pH et de la température, on obtient à partir de cette valeur la NQE pour l'azote ammoniacal.</p> <p>NQE-CMA : Valeur indicative : 0,0082 mg/l NH₃-N (correspond à 0,01 mg/l NH₃) Selon la méthode décrite dans la référence (15) en relation avec le paragraphe 8.1 et en fonction du pH et de la température, on obtient à partir de cette valeur la NQE pour l'azote ammoniacal.</p>	<p>Conversion en azote ammoniacal total selon la réf. (15) en relation avec le paragraphe 8.1; moyenne annuelle</p> <p>Moyenne annuelle ; voir annexe 2 pour la détermination</p>
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)		
Biocénoses benthiques	Néant.	
Secondary poisoning	Néant.	
Consommation des poissons	Néant.	
Eaux piscicoles (78/659/CEE)	<p>0,005 mg/l NH₃</p> <p>0,025 mg/l NH₃</p> <p>0,04 mg/l d'ammonium total</p> <p>0,2 mg/l d'ammonium total</p> <p>1 mg/l d'ammonium total</p>	<p>Valeur indicative pour les eaux salmonicoles et cyprinicoles</p> <p>Valeur impérative pour les eaux salmonicoles et cyprinicoles</p> <p>Valeur indicative pour les eaux salmonicoles, correspondant à 0,031 mg/l NH₄-N + NH₃-N</p> <p>Valeur indicative pour les eaux cyprinicoles, correspondant à 0,156 mg/l NH₄-N + NH₃-N</p> <p>Valeur impérative pour les eaux salmonicoles et cyprinicoles, correspondant à 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N</p>

Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	A1 : 0,05 mg/l d'ammonium total	Valeur indicative, correspondant à 0,039 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N
	A2 : 1 mg/l d'ammonium total	Valeur indicative, correspondant à 0,778 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N
	A3 : 2 mg/l d'ammonium total	Valeur indicative, correspondant à 1,556 mg/l NH ₄ -N
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,5 mg/l d'ammonium total	correspondant à 0,39 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Bibliographie
	par ex.: http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque

3.3 Mode d'action et utilisation

Les composés d'ammonium sont utilisés à grande échelle par exemple comme engrais. Par ailleurs, l'ammonium rejoint les cours d'eau en grandes quantités via les stations d'épuration. En fonction du pH et de la température, un pourcentage donné est transformé en ammoniac.

Les poissons sont plus sensibles à l'ammoniac que les bactéries, les algues ou les plantes aquatiques. Les alevins fraîchement éclos sont les plus sensibles. Les salmonidés sont plus sensibles que les cyprinidés. Dans le poisson, l'ammoniac est produit lors du processus de métabolisme de l'azote et rejeté en grande partie par des processus de diffusion par le biais des branchies. Lorsque le pH de l'eau est trop élevé, ces processus de diffusion sont entravés. Le poisson subit alors une intoxication aiguë par l'ammoniac.

Il a été récemment supposé que les bivalves étaient encore plus sensibles (Tom Ausgspurger et al., 2003). On ne dispose malheureusement que de données pour la

toxicité aiguë. On estime que 0,2 – 0,5 mg/l NH₄-N total (pour un pH standardisé de 8) est une concentration d'ammonium fiable pour les bivalves.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Bibliographie
Solubilité dans l'eau	372 g/l (20°C)	Merck
Densité	1,52 g/cm ³ (20°C) (substance solide)	Merck
Pression de vapeur	1,3 hPa (30°C)	Merck
Constante de Henry	(néant)	Merck

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Bibliographie
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	Dans une solution aqueuse, le rapport entre l'ammonium et l'ammoniac est équilibré. Cet équilibre est fonction du pH et de la température. Il n'y a pas de décomposition hydrolytique de l'ammonium et/ou de l'ammoniac.	
Photostabilité (DT ₅₀)	stable	
Facilement biodégradable (oui/non)	Oui	
Si pertinent : métabolites significatifs	Nitrite, nitrates, azote, eau	
Comportement de sorption		
log P _{ow}	Non pertinent	
K _{oc}	Non pertinent	
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	Non pertinent	
FBA (poisson)	Non pertinent	
FBA _m (facteur de bioamplification)	Non pertinent	

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

a) Toxicité aiguë:

Il existe un nombre relativement élevé d'études sur la toxicité aiguë de l'ammoniac et/ou de l'azote ammoniacal. La liste de ces études figure en (2).

Des valeurs CL 50 (96 h) variant entre 0,1 et 1 mg/l d'ammoniac (NH₃) sont mentionnées pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*). Des valeurs CL 50 (24 h)

variant entre 0,1 et 0,2 mg/l d'ammoniac (NH_3) sont indiquées pour le saumon (*Salmo salar*). Avec une CL 50 (96 h) de 1 à 3 mg/l d'ammoniac (NH_3), la boule-de-tête est nettement moins sensible, tout comme la carpe (*Cyprinus carpio*) pour des valeurs CL 50 (48 h) variant entre 1 et 2 mg/l d'ammoniac (NH_3).

b) Toxicité chronique:

Les données disponibles sont peu exploitables.

6.2 Protection des organismes benthiques

L'azote ammoniacal ne s'accumule pas dans les sédiments.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

L'azote ammoniacal ne s'accumule pas dans les poissons. C'est pourquoi les espèces animales « piscivores » ne sont pas en danger.

7 Impact sur la santé humaine

Le chlorure d'ammonium est classé nocif et irritant, les solutions d'ammoniac aqueuses sont considérées comme corrosives. On ne relève normalement pas de concentrations nocives pour l'humain dans les eaux du bassin du Rhin. Des normes de qualité ont été définies à titre de précaution pour l'eau potable (voir chap. 8.5).

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux intérieures de surface

La valeur mesurée pour l'azote ammoniacal $\text{NH}_4\text{-N}$ (ammonium total) se compose de l'ammoniac (NH_3) et de l'ammoniaque NH_4^+ .

Le pourcentage d'ammoniac dans l'ammonium total dépend :

- du pH : plus le pH est élevé, plus la part d'ammoniac augmente dans N ;
- de la température : plus la température est élevée, plus la part d'ammoniac augmente dans N.

Le tableau de l'annexe 3 montre le pourcentage d'ammoniac dans l'ammonium total en fonction du pH et de la température.

La pourcentage d'ammoniac (facteur f) dans l'ammonium total est calculé selon la formule d'Emerson suivante :

Calcul de pourcentage de $\text{NH}_3\text{-N}$ selon la formule d'Emerson et al., 1975:

$$\text{Pourcentage } \text{NH}_3 - \text{N en } \% : f = \frac{100}{\left[10^{pK_a - pH} + 1\right]}$$

avec

$$pK_a = 0,09018 + (2729,92 / (273,2 + T))$$

$$T = \text{°C}$$

a) Toxicité aiguë:

Le saumon devant être réimplanté dans le bassin du Rhin, la concentration maximale autorisée doit être de 0,1 mg/l d'ammoniac (NH_3), multipliée par un facteur de sécurité de 10. On obtient ainsi une CMA de 0,01 mg/l d'ammoniac (NH_3), soit 0,0082 mg/l de $\text{NH}_3\text{-N}$. Selon Emerson et al., il est possible de calculer la concentration d'azote ammoniacal (total) (« total ammonia nitrogen) (somme de $\text{NH}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$) à partir de la concentration de $\text{NH}_3\text{-N}$, en fonction du pH et de la température.

$$\text{Azote ammoniacal total in mg/l} = \text{NH}_3\text{-N en mg/l} \times 100 / f$$

A l'aide de ce calcul, les valeurs NQE-CMA sont dressées dans le tableau ci-dessous pour les pH courants ; le facteur f se trouve quant à lui en annexe 4 pour différents pH et différentes températures (selon la formule d'Emerson) ; une valeur CMA de 0,0082 mg/l a été appliquée pour $\text{NH}_3\text{-N}$.

Tableau 8a :

NQE-CMA Rhin 'Eaux intérieures de surface' exprimé en azote ammoniacal total ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) en mg/l, conformément à la DCE, avec une valeur indicative NQE-CMA de 0,0082 mg/l pour $\text{NH}_3\text{-N}$.

		Température						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	314,950	208,243	139,724	95,057	65,526	45,737	32,306
	6	99,597	65,858	44,190	30,065	20,727	14,469	10,222
	6,5	31,501	20,838	13,980	9,513	6,560	4,581	3,238
	7	9,967	6,593	4,426	3,014	2,080	1,454	1,030
	7,5	3,157	2,091	1,405	0,959	0,663	0,465	0,331
	7,6	2,510	1,662	1,118	0,763	0,529	0,371	0,265
	7,7	1,995	1,322	0,890	0,608	0,422	0,297	0,212
	7,8	1,587	0,780	0,708	0,485	0,337	0,237	0,170
	7,9	1,262	0,979	0,564	0,387	0,269	0,190	0,137
	8	1,004	0,667	0,450	0,309	0,215	0,153	0,110
	8,1	0,799	0,535	0,359	0,247	0,173	0,123	0,089
	8,2	0,637	0,424	0,287	0,198	0,139	0,099	0,073
	8,3	0,507	0,338	0,230	0,159	0,112	0,081	0,059
	8,4	0,405	0,270	0,184	0,128	0,091	0,066	0,049
	8,5	0,323	0,216	0,148	0,103	0,074	0,054	0,040
	9	0,108	0,074	0,052	0,038	0,029	0,023	0,018

Cases à fond gris : Dépassement de la valeur impérative de 0,778 mg/l $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$ ou 1 mg/l d'ammonium au titre de la directive sur les eaux piscicoles

b) Toxicité chronique :

Des CSEO de l'ordre de 0,05 mg/l d'ammoniac (NH_3) sont indiquées pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le barbeau de rivière (*Ictalurus punctatus*) et la boule-de-tête (*Pimephales promelas*). Par ailleurs, on suppose que les bivalves sont encore plus sensibles à l'ammoniac que les poissons (10). Il est donc appliqué à la CSEO un facteur de sécurité de 10. Il en découle une norme de qualité environnementale (NQE) de 0,005 mg/l d'ammoniac (NH_3) (soit 0,0041 mg/l de $\text{NH}_3\text{-N}$). Selon Emerson et al., il est possible de calculer la concentration d'azote ammoniacal total (« total ammonia nitrogen » ; somme de $\text{NH}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$) à partir de la concentration de $\text{NH}_3\text{-N}$, en fonction du pH et de la température, à partir de la formule suivante :

$$\text{Azote ammoniacal total en mg/l} = \text{NH}_3\text{-N en mg/l} \times 100 / f$$

A l'aide de ce calcul, les valeurs NQE-MA ont été déterminées et dressées dans le tableau ci-dessous pour les pH courants ; le facteur f se trouve quant à lui en annexe 4 pour différents pH et différentes températures (selon la formule d'Emerson) ; une valeur NQE-MA de 0,0041 mg/l a été appliquée pour $\text{NH}_3\text{-N}$.

Tableau 8b:

NQE-MA Rhin 'Eaux intérieures de surface' exprimé en azote ammoniacal total ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) en mg/l, conformément à la DCE, avec une valeur indicative NQE-MA de 0,0041 mg/l pour $\text{NH}_3\text{-N}$.

		Température						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	157,467	104,122	69,862	47,529	32,763	22,869	16,153
	6	49,798	32,929	22,095	15,033	10,363	7,237	5,111
	6,5	15,750	10,416	6,990	4,757	3,280	2,291	1,619
	7	4,984	3,297	2,213	1,507	1,040	0,727	0,515
	7,5	1,579	1,045	0,703	0,479	0,332	0,233	0,166
	7,6	1,255	0,831	0,559	0,382	0,264	0,186	0,132
	7,7	0,998	0,661	0,445	0,304	0,211	0,148	0,106
	7,8	0,793	0,526	0,354	0,242	0,168	0,119	0,085
	7,9	0,631	0,419	0,282	0,193	0,135	0,095	0,068
	8	0,502	0,333	0,225	0,154	0,108	0,076	0,055
	8,1	0,400	0,266	0,180	0,123	0,086	0,062	0,045
	8,2	0,318	0,212	0,143	0,099	0,069	0,050	0,036
	8,3	0,254	0,169	0,115	0,079	0,056	0,040	0,030
	8,4	0,202	0,135	0,092	0,064	0,045	0,033	0,024
	8,5	0,162	0,108	0,074	0,052	0,037	0,027	0,020
9	0,054	0,037	0,026	0,019	0,014	0,011	0,009	

Cases à fond gris : dépassement de la valeur impérative de 0,778 mg/l $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$ ou 1 mg/l d'ammonium au titre de la directive sur les eaux piscicoles

On trouvera en annexe 2 un mode d'emploi permettant de vérifier si la NQE est respectée avec une valeur mesurée concrète.

Autres eaux de surface

– néant –

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

- néant -

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la 'Protection des espèces animales piscivores'

- néant -

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

- néant -

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Aux termes de la directive communautaire 98/83/CE (directive sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, anciennement 80/778/CEE), il convient d'appliquer la valeur maximale de 0,5 mg/l d'ammonium (soit 0,39 mg/l d'azote ammoniacal).

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire), il convient d'appliquer les valeurs suivantes pour la protection des eaux de surface utilisées pour le captage d'eaux destinées à la consommation humaine :

Catégorie A1 : Traitement physique simple et désinfection :

Valeur indicative : 0,05 mg/l d'ammonium (soit 0,039 mg/l d'azote ammoniacal)

Valeur impérative : néant

Catégorie A2 : Traitement normal physique, chimique et désinfection

Valeur indicative : 1 mg/l d'ammonium (soit 0,78 mg/l d'azote ammoniacal)

Valeur impérative : 1,5 mg/l (soit 1,17 mg/l d'azote ammoniacal)

Catégorie A3 : Traitement physique et chimique poussé, oxydation, adsorption et désinfection :

Valeur indicative : 2 mg/l d'ammonium (soit 1,56 mg/l d'azote ammoniacal)

Valeur impérative :

4 mg/l d'ammonium (soit 3,11 mg/l d'azote ammoniacal), uniquement en présence de circonstances climatiques ou géographiques exceptionnelles

9 Bibliographie

- (1) (Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasser-rahmenrichtlinie 2000/60/EG in Österreich; Gutachten Prof. Wilfried Bursch; www.wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/6490/
- (2) Schwoerbel, J., Gaumert, D., Hamm, A., Hansen, P. D., Nusch, E. A., Schilling, N., Schindele, X., Akute und chronische Toxizität von anorganischen Stickstoffverbindungen unter besonderer Berücksichtigung des Ökosystems im aquatischen Bereich
- (3) Hermanutz, R.O., Hedtke, S.F, Arthur, J.W., Andrew, J.W, Allen, K.N, Helgen, J.C, Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental streams. *Environmental Pollution* 47(4), 249-283, 1987
- (4) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VII substances: ammonia (un-ionised); Environment Agency/ SNIFFER; www.environment-agency.gov.uk.
- (5) Calamari, D., Marchetti, R., Vailati, G., 1981, Effects of long-term exposure to ammonia on the developmental stages of rainbow trout. Rapport proces-verbal de la Reunion du Conseil International pour l` Exploration de la Mer, 178, 81-86.
- (6) Solbe, J.F.L.G., Shurben, D.G., 1989, Toxicity of ammonia to early life stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*), *Water Research*, 23, No. 1, 127-129.
- (7) US-EPA 1999 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia, Office of Water, EPA-822-R-99-014, December 1999.
- (8) Sparks, R.E., Sandusky, M.J, 1981. Identification of Factors Responsible for Decreased Production of Fish Food Organisms in the Illinois and Mississippi Rivers. Final Report for Project No. 3-291-R, Illinois Natural History Survey, River Research Laboratory, Havana, IL. 63 pp.
- (9) Thurston, R.V., Russo, R.C., Meyn, E.L., Zajdel, R.K., Smith, C.E., 1986. Chronic Toxicity of Ammonia to Fathead Minnows. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115; 196-207.
- (10) Augspurger, T., Keller, A.E., Black, M.C., Cope, W.G., Dwyer, F.J., Water Quality Guidance for Protection of Freshwater Mussels (Unionidae) from Ammonia Exposure, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 22, No. 11, 2569-2575, 2003.
- (11) Black, M.C.2001. Water Quality Standards for North Carolina`s endangered mussels. Final Report. Department of Health Science, University of Georgia, Athens, GA, USA.
- (12) Myers-Kinzie M., 1998. Factors affecting survival and recruitment of Unionid mussels in small wildwestern streams. PhD thesis. Purdue University, West Lafayette, IN, USA.
- (13) Thurston, R.V., Russo, R.C., Luedtke, R.J., Smith, C.E., Meyn, E.L., Chakoumakos, C., Wang, K.C., Brown, C.J.D, 1984. Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. A. Fish. Society*, 113, 56-73.
- (14) Haywood, G.P (1983): Ammonia toxicity in teleost fishes: a review. *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 1177.
- (15) Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E, Thurston R.V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32, 2379-2383.

Annexe 1 : Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les **poissons** dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification ou effet	Durée	Valeur	indiqué comme	Concentration en mg/l	Bib.	
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Survie	28 d				(1), (2), (3)	
		78,1%					
		78,1%			NH ₃ NH ₃ -N	0,010 0,008	
		78,1%			NH ₃ NH ₃ -N	0,025 0,020	
		53,1%			NH ₃ NH ₃ -N	0,067 0,055	
	46,9%			NH ₃ NH ₃ -N	0,329 0,271		
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Survie	69 d				(1), (2), (3)	
		37,3%					
		37,3%			NH ₃ NH ₃ -N	0,010 0,008	
		37,3%			NH ₃ NH ₃ -N	0,041-0,045 0,033-0,037	
		19,3%			NH ₃ NH ₃ -N	0,071-0,145 0,058-0,119	
	0%			NH ₃ NH ₃ -N	0,403-0,559 0,332-0,460		
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Mortalité	72 d	CL 50	NH ₃ NH ₃ -N NH ₄ -N+NH ₃ -N	0,056 0,046 6,97	(4), (5)	
			CE 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	2,6 0,171 0,208	(5), (7)	
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Mortalité	73 d	CME0	NH ₃ NH ₃ -N NH ₃ -N+NH ₄ -N	0,027 0,022 2,47	(4), (6)	
			CE 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	<2,55 <0,023 0,028	(6), (7)	

Espèce	Critère de vérification ou effet	Durée	Valeur	indiqué comme	Concentration en mg/l	Bib.
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Reproduction			NH ₃	0,01-0,08	(1), (2), (13)
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>			CSEO	NH₃ NH₃-N	0,005 0,041	(2), (14); *
<i>Boule-de-tête (Pimephales promelas, fathead minnow)</i>			CSEO	NH₃ NH₃-N	0,074- 0,077 0,061- 0,063	(2), (3)
			CME0	NH ₃ NH ₃ -N	0,108-0,297 0,089-0,245	(2), (3)
<i>Boule-de-tête (Pimephales promelas, fathead minnow)</i>	Taux d'éclosion		CL	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	1,97 0,100 0,121	(7), (9)

* cette valeur inclut manifestement un facteur de sécurité de 10.

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets aigus sur les **poissons** dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras**.)

Espèce	Critère de vérification ou effet	Durée	Valeur	indiqué comme	Concentration en mg/l	Bib.
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>		96 h	CSEO	NH ₃ NH ₃ -N	0,025 0,020	(1), (2), (3)
			CME0	NH ₃ NH ₃ -N	0,071-0,145 0,058-0,119	
<i>Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>		96 h	CSEO	NH₃ NH₃-N	0,043 0,035	(1), (2), (3)
			CME0	NH ₃ NH ₃ -N	0,071-0,145 0,058-0,119	
<i>Barbue de rivière (Ictalurus punctatus, Channel catfish)</i>		96 h	CSEO	NH₃ NH₃-N	0,028-0,060 0,023-0,049	(2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,107-0,153 0,088-0,126	(2), (3)

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les **bivalves** dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras**.)

Espèce	Critère de vérification ou effet	Durée	Valeur	indiqué comme	Concentration en mg/l	Bib.
<i>Sphaeria longue</i> (<i>Musculium transversum</i> , <i>Fingernail Clam</i>)	mortalité (juvéniles)	42 d	CE 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	1,23 0,034 0,041	(7), (8)
<i>Lasmigona subviridis</i> (<i>Green floater</i>)	mortalité (juvéniles)	15 d	CL 50	NH ₄ -N+NH ₃ -N (pH 8 standardisé) NH ₃ -N NH ₃	0,57 0,025 0,030	(10), (11)

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les **bivalves** dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras**.)

Espèce	Critère de vérification ou effet	Durée	Valeur	indiqué comme	Concentration en mg/l	Bib.
<i>Lampsilis siliquoidea</i> (<i>Fatmucket</i>)	mortalité (juvéniles)	96 h	CL 50	NH ₄ -N+NH ₃ -N (pH 8 standardisé)	0,74	(10), (12)

Annexe 2: Instruction permettant de vérifier si une valeur mesurée concrète respecte la NQE-MA

1. La température de l'eau (T en °C) et le pH doivent toujours être mesurés à l'emplacement du prélèvement.
2. Mesurer l'azote ammoniacal. Indiquer le résultat sous forme de $\text{NH}_4\text{-N}$ (total).
3. Dans le cadre du prélèvement, déterminer la NQE en fonction de T et du pH à l'aide du tableau 8.1b (pour la NQE-MA) ou de la formule indiquée dans la référence (15).
4. Former les quotients Q_i ($\text{NH}_4\text{-N}$ mesuré / NQE déterminée en fonction de T et pH) pour toutes les mesures i .
5. Calculer la moyenne arithmétique (M) de tous les Q_i .
6. Résultat : quand $M > 1$, la NQE-MA est dépassée ; quand $M \leq 1$, la NQE-MA est respectée.

Chemisch-Pysikalische Erhebungen

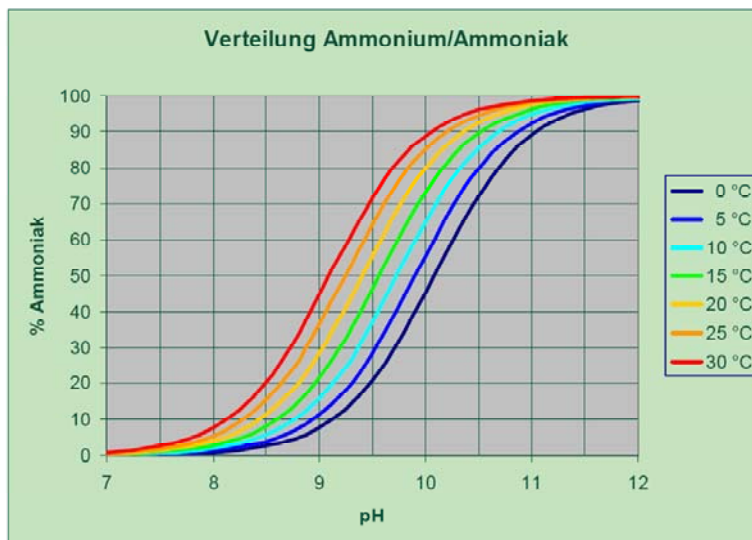


Abb. 1: Prozentuale Verteilung von Ammonium/Ammoniak, abhängig vom pH-Wert; bei verschiedenen Temperaturen

Quelle: BUWAL, Schweiz

Annexe 3 : Calcul selon Emerson et al. 1975

T [°C]	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	14	15	16	18	20	22	24	25	26	28	30
pKa	10,0826	10,0461	10,0099	9,9740	9,9384	9,9030	9,8678	9,8329	9,7983	9,7639	9,7297	9,6621	9,5955	9,5625	9,5297	9,4649	9,4010	9,3379	9,2756	9,2448	9,2142	9,1537	9,0939
pH	f [%] (Anteil NH ₃ -N am Ammonium-Stickstoff gesamt (NH ₄ -N + NH ₃ -N))																						
5,5	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,009	0,011	0,013	0,015	0,017	0,018	0,019	0,022	0,025
5,6	0,003	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,009	0,010	0,011	0,012	0,014	0,016	0,018	0,021	0,023	0,024	0,028	0,032
5,7	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,008	0,009	0,009	0,011	0,013	0,014	0,015	0,017	0,020	0,023	0,027	0,029	0,031	0,035	0,040
5,8	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,008	0,009	0,009	0,010	0,011	0,012	0,014	0,016	0,017	0,019	0,022	0,025	0,029	0,033	0,036	0,039	0,044	0,051
5,9	0,007	0,007	0,008	0,008	0,009	0,010	0,011	0,012	0,013	0,014	0,015	0,017	0,020	0,022	0,023	0,027	0,032	0,036	0,042	0,045	0,048	0,056	0,064
6	0,008	0,009	0,010	0,011	0,012	0,013	0,014	0,015	0,016	0,017	0,019	0,022	0,025	0,027	0,030	0,034	0,040	0,046	0,053	0,057	0,061	0,070	0,080
6,1	0,010	0,011	0,012	0,013	0,015	0,016	0,017	0,018	0,020	0,022	0,023	0,027	0,032	0,034	0,037	0,043	0,050	0,058	0,067	0,072	0,077	0,088	0,101
6,2	0,013	0,014	0,015	0,017	0,018	0,020	0,021	0,023	0,025	0,027	0,030	0,034	0,040	0,043	0,047	0,054	0,063	0,073	0,084	0,090	0,097	0,111	0,128
6,3	0,016	0,018	0,019	0,021	0,023	0,025	0,027	0,029	0,032	0,034	0,037	0,043	0,051	0,055	0,059	0,068	0,079	0,092	0,106	0,113	0,122	0,140	0,160
6,4	0,021	0,023	0,025	0,027	0,029	0,031	0,034	0,037	0,040	0,043	0,047	0,055	0,064	0,069	0,074	0,086	0,100	0,115	0,133	0,143	0,153	0,176	0,202
6,5	0,026	0,028	0,031	0,034	0,036	0,040	0,043	0,046	0,050	0,054	0,059	0,069	0,080	0,087	0,093	0,108	0,125	0,145	0,167	0,180	0,193	0,222	0,254
6,6	0,033	0,036	0,039	0,042	0,046	0,050	0,054	0,058	0,063	0,069	0,074	0,087	0,101	0,109	0,117	0,136	0,158	0,183	0,211	0,226	0,242	0,279	0,320
6,7	0,041	0,045	0,049	0,053	0,058	0,063	0,068	0,074	0,080	0,086	0,093	0,109	0,127	0,137	0,148	0,172	0,199	0,230	0,265	0,284	0,305	0,351	0,402
6,8	0,052	0,057	0,062	0,067	0,073	0,079	0,085	0,093	0,100	0,109	0,117	0,137	0,160	0,172	0,186	0,216	0,250	0,289	0,333	0,358	0,384	0,441	0,506
6,9	0,066	0,071	0,078	0,084	0,091	0,099	0,108	0,117	0,126	0,137	0,148	0,173	0,201	0,217	0,234	0,272	0,315	0,364	0,419	0,450	0,483	0,555	0,636
7	0,083	0,090	0,098	0,106	0,115	0,125	0,135	0,147	0,159	0,172	0,186	0,217	0,253	0,273	0,294	0,342	0,396	0,457	0,527	0,566	0,607	0,697	0,799
7,1	0,104	0,113	0,123	0,133	0,145	0,157	0,170	0,185	0,200	0,216	0,234	0,273	0,319	0,344	0,370	0,430	0,498	0,575	0,663	0,711	0,763	0,876	1,004
7,2	0,131	0,142	0,155	0,168	0,182	0,198	0,214	0,232	0,252	0,272	0,294	0,344	0,401	0,432	0,466	0,540	0,626	0,723	0,833	0,894	0,958	1,100	1,261
7,3	0,165	0,179	0,195	0,211	0,229	0,249	0,270	0,292	0,316	0,342	0,370	0,433	0,504	0,543	0,586	0,679	0,786	0,908	1,047	1,123	1,204	1,381	1,582
7,4	0,207	0,225	0,245	0,266	0,289	0,313	0,339	0,368	0,398	0,431	0,466	0,544	0,634	0,683	0,736	0,854	0,988	1,141	1,314	1,409	1,511	1,733	1,983
7,5	0,261	0,284	0,308	0,335	0,363	0,394	0,427	0,462	0,501	0,542	0,586	0,684	0,796	0,859	0,925	1,073	1,241	1,432	1,649	1,768	1,894	2,172	2,484
7,6	0,328	0,357	0,388	0,421	0,457	0,495	0,537	0,581	0,629	0,681	0,736	0,859	1,000	1,078	1,162	1,347	1,557	1,796	2,067	2,215	2,373	2,719	3,108
7,7	0,413	0,449	0,487	0,529	0,574	0,623	0,675	0,731	0,791	0,856	0,925	1,079	1,256	1,354	1,458	1,689	1,952	2,250	2,588	2,773	2,969	3,399	3,881
7,8	0,519	0,564	0,613	0,665	0,722	0,783	0,848	0,918	0,994	1,075	1,162	1,355	1,576	1,699	1,829	2,117	2,445	2,817	3,236	3,466	3,710	4,241	4,837
7,9	0,653	0,709	0,770	0,836	0,907	0,983	1,065	1,154	1,248	1,350	1,458	1,700	1,976	2,129	2,292	2,651	3,059	3,520	4,041	4,325	4,626	5,282	6,014
8	0,820	0,891	0,968	1,050	1,139	1,235	1,338	1,448	1,566	1,693	1,829	2,131	2,475	2,665	2,868	3,315	3,821	4,392	5,034	5,384	5,755	6,560	7,455
8,1	1,030	1,119	1,215	1,319	1,430	1,550	1,678	1,816	1,964	2,122	2,292	2,668	3,096	3,333	3,584	4,138	4,763	5,466	6,256	6,685	7,138	8,120	9,208
8,2	1,294	1,405	1,525	1,655	1,794	1,943	2,103	2,275	2,460	2,657	2,868	3,335	3,867	4,160	4,471	5,154	5,923	6,786	7,750	8,273	8,823	10,012	11,322
8,3	1,623	1,763	1,913	2,074	2,248	2,434	2,634	2,848	3,077	3,322	3,584	4,163	4,820	5,181	5,564	6,403	7,344	8,395	9,565	10,197	10,860	12,286	13,848
8,4	2,035	2,209	2,396	2,597	2,813	3,045	3,293	3,559	3,843	4,147	4,471	5,185	5,994	6,436	6,905	7,929	9,073	10,344	11,751	12,506	13,298	14,990	16,830
8,5	2,548	2,765	2,998	3,248	3,516	3,803	4,111	4,440	4,791	5,165	5,564	6,441	7,430	7,970	8,541	9,781	11,160	12,683	14,357	15,251	16,184	18,167	20,303
8,6	3,187	3,456	3,745	4,055	4,387	4,742	5,121	5,526	5,957	6,417	6,906	7,976	9,177	9,830	10,519	12,010	13,655	15,459	17,426	18,470	19,555	21,843	24,284
8,7	3,979	4,313	4,670	5,052	5,461	5,897	6,362	6,858	7,386	7,946	8,541	9,838	11,286	12,069	12,892	14,663	16,603	18,713	20,991	22,191	23,432	26,027	28,763
8,8	4,958	5,369	5,809	6,278	6,779	7,312	7,880	8,483	9,124	9,802	10,520	12,077	13,804	14,733	15,706	17,785	20,041	22,470	25,064	26,419	27,811	30,697	33,700
8,9	6,163	6,667	7,204	7,777	8,387	9,034	9,722	10,450	11,221	12,034	12,892	14,743	16,779	17,866	19,000	21,404	23,985	26,732	29,631	31,130	32,661	35,800	39,021
9	7,637	8,250	8,903	9,597	10,334	11,114	11,939	12,810	13,727	14,693	15,706	17,878	20,244	21,498	22,798	25,531	28,430	31,475	34,645	36,268	37,911	41,246	44,617

Fiche de données sur les substances

- 4-chloroaniline -

1 Substance

Nom:	4-chloroaniline
Nom IUPAC :	4-chloroaniline
Numéro CAS :	106-47-8
Numéro CE :	203-401-0
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	612-137-00-9
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	-
Code	Sandre : 19
Groupe de substances :	amines aromatiques

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale globale pour les biens à protéger (NQE)

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux intérieures de surface (fleuves et lacs)	1,2 µg/l	0,22 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	0,12 µg/l	0,057 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux intérieures de surface)	NQE-MA = 0,57 µg/l NQE-CMA = 1,2 µg/l	cf. paragraphe 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,057 µg/l NQE-CMA = 0,12 µg/l	cf. paragraphe 8.1
Organismes benthiques	Détermination d'une NQE non nécessaire	Valeur de détermination d'une NQE non atteinte; voir paragraphe 8.2
Secondary poisoning	Détermination d'une NQE non nécessaire	Valeur de détermination d'une NQE non atteinte; voir paragr. 8.3
Consommation des poissons	0,22 µg/l	cf. paragraphe 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	0,032 µg/l	cf. paragraphe 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	cf. paragraphe 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Carc.2; R45 T; R23/24/25 R43 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
DE	juridique	0,05 µg/l	Moyenne annuelle
FR	provisoire	0,01 µg/l	-
NL	juridique	2 µg/l	norme globale pour les monochloroanilines percentile 90
CIPR	Objectif de référence	0,05 µg/l	percentile 90
LU	-	0,05 µg/l	-

3.3 Mode d'action et utilisation

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

- non pertinent -

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	3.000 mg/l	Mackay et al., 2000
Densité	1,427(19 °C)	Mackay et al., 2000
Pression de vapeur	2,33 Pa (25 °C)	Mackay et al., 2000
Constante de Henry	0,088 Pa* m ³ /mol (25°C, valeur calculée)	Mackay et al., 2000

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	-	

Propriété		Source
Si pertinent : métabolites significatifs	-	
Comportement de sorption		
log P _{OW}	1,88	BioByte 2004
Koc	2,36 - 2,67 (valeur expérimentale)	Van Bladel and Moreale 1977 ^a
	1,98 - 3,18 (valeur expérimentale)	Rott et al. 1982 ^a
	3,74 (valeur expérimentale)	Means 1983 ^a
	1,86 (valeur expérimentale)	Sabljic 1987 ^a
	1,96, 1,86 (valeurs expérimentales)	Meylan et al. 1992 ^a
	2,02 (QSAR: log Koc = 0,62 x log Kow + 0,85)	Sabljic et al. 1995
	2,51 (moyenne géométrique des valeurs susmentionnées ; valeurs utilisées pour les autres calculs)	
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	7 l/kg (partie de poisson non indiquée) 4 l/kg (partie de poisson non indiquée) 0,8 (poisson entier) 1,7 (poisson entier) 2,48 (moyenne géométrique des valeurs susmentionnées ; valeurs utilisées pour les autres calculs)	Ballhorn 1984 ^b Tsuda et al. 1993

^a cité dans Mackay et al. 2000.

^b cité dans Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993.

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

Les données de toxicité aquatique sont rassemblées en annexe 1. Pour chaque espèce, un critère est retenu (sur la base de la durée d'exposition la plus pertinente, des paramètres le plus sensibles etc.). Lorsque l'on disposait de plusieurs critères pour une espèce, on a pris la moyenne géométrique là où il était possible de le faire.

Pour les organismes d'eau salée, on ne dispose que de données de toxicité aiguë, et ce uniquement pour un des trois niveaux trophiques déterminants.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) utilisée pour déterminer une NQE n'est pas dépassée.

6.3 Protection des « espèces animales piscivores » (secondary poisoning)

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) utilisée pour déterminer une NQE n'est pas dépassée.

7 Impact sur la santé humaine

La 4-chloroaniline est classée comme substance potentiellement cancérigène pour l'homme (catégorie R45). Janssen et al. (1998) ont déterminé un niveau de risque maximal tolérable (MTR) pour les trois monochloroanilines. Les substances sont considérées cancérigènes du fait d'un mécanisme actif éventuellement génotoxique. Une estimation quantitative du risque cancérigène a débouché sur un niveau de risque maximal tolérable de $0,9 \mu\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{pc}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (à partir d'un risque de cancer de $1 : 10^4$ sur la durée d'une vie humaine). Convertie en un risque de cancer de $1 : 10^6$ sur la durée d'une vie humaine, la valeur seuil pour la santé humaine (Threshold Level human health, TL_{hh}) est égale à $0,9 / 100 = 0,009 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}} \cdot \text{d}^{-1}$ ($9 \text{ ng}/\text{kg}_{\text{pc}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

On indiquera en outre comme données moins fiables une dose de référence de $4 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}} \cdot \text{d}$ et une dose journalière tolérable de $2 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{pc}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ déterminée par l'U.S. EPA (1995) et l'OMS (2003).

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux de surface intérieures

Le jeu de données est complet à la fois pour les données aiguës et pour les données chroniques (voir tableau 8a et annexe 1 de la présente fiche de données). La valeur CSEO chronique la plus basse disponible s'élève à $0,0057 \text{ mg/l}$ pour *Daphnia magna* (Kühn et al., 1989, et NITE 2002). A partir des données disponibles et en conformité avec le TGD (Commission européenne 2003), on a appliqué un facteur de sécurité de 10. Il en résulte une $\text{NQE}_{\text{eaux intérieures de surface}}$ de $0,0057 / 10 = 0,00057 \text{ mg/l}$ ($0,57 \mu\text{g/l}$).

Pour le calcul de la NQE-CMA, il a été appliqué un facteur de sécurité de 100 à la CE50 la plus basse. Ce facteur se fonde sur le fait que le jeu de données de base est complet et que le FBC est $< 100 \text{ l/kg}$ et que le $\log K_{\text{ow}}$ est < 3 . La CE50 la plus basse est de $0,124 \text{ mg/l}$ pour *Daphnia magna* (moyenne géométrique de CL/CE50 tirée du rapport de Maas-Diepeveen et Van Leeuwen 1986 et de Kühn et al. 1989, voir tableau 8a et annexe 1). La NQE-CMA s'élève à $1,24 \mu\text{g/l}$.

Autres eaux de surface

Pour le calcul de la NQE-MA, on ne dispose que de données de toxicité chronique sur les organismes d'eau douce. Pour cette raison, la NQE-MA des autres eaux de

surface est déterminée à partir des données disponibles sur les organismes d'eau douce, compte tenu d'un facteur de sécurité de 100.

La NQE-CMA fixée pour les autres eaux de surface est déterminée à partir des données combinées des organismes d'eau salée et d'eau douce avec prise en compte d'un facteur de sécurité de 1000 appliqué à la C(E)L50 la plus basse.

Tableau 8a:

Données sélectionnées pour la 4-chloroaniline (données combinées pour l'eau douce et l'eau salée) Les valeurs indiquées **en gras** sont utilisées pour la détermination des normes.

Groupe taxonomique	CSEO/CE10 [mg/l]	Groupe taxonomique	C(E)L50 [mg/l]
Bact	72	Bact	385
Rot	10,6 ^a	Bact	6,59
Alg	1 ^b	Prot	13,6 ^g
Alg	1 ^c	Rot	100
Crus	0,00566^d	Alg	4,1
Pisc	0,0133 ^e	Alg	46,9 ^h
Pisc	0,2	Alg	6,3 ⁱ
Pisc	0,75 ^f	Crus	0,124^j
		insecta	43
		Pisc	54,4
		Pisc	41,2 ^k
		Pisc	23
		Pisc	2,4
		Pisc	17,7 ^l
		Pisc	13,6 ^m
		Pisc	22,7 ⁿ
		Pisc	22,9 ^o
		Pisc	26,0

^a Valeur la plus basse, paramètre de sensibilité pour *Brachionus rubens*.

^b Critère le plus pertinent, paramètre de croissance pour *Pseudokirchneriella subcapitata*.

^c Critère et durée d'exposition les plus pertinents, paramètre de vitesse de croissance pour *Scenedesmus subspicatus*.

^d Critère le plus important, paramètre de reproduction pour *Daphnia magna* (moyenne géométrique de 0,01 et 0,0032 mg/l).

^e La valeur CME0 communiquée est de 0,04 mg/l, paramètre : nombre d'œufs dans les générations F1 et F2 pour *Danio rerio*. Pour cette concentration, on signale un effet > 20%. Ce paramètre étant le plus sensible dans l'étude, la valeur CME0 est divisée par 3 pour la détermination d'une CSEO.

^f La valeur CME0 est de 2,25 mg/l, paramètre de poids pour *Oryzias latipes*. Le pourcentage de l'effet observé n'a pas été indiqué. Ce paramètre étant le plus sensible dans l'étude, la valeur CME0 est divisée par 3 pour la détermination d'une CSEO.

^g Valeur la plus basse, paramètre de densité des cellules pour *Tetrahymena pyriformis*, moyenne géométrique de 10, 114, 5,63 et 5,42 mg/l.

^h Moyenne géométrique de 50,8 et de 43,2 mg/l, paramètre de densité des cellules pour *Chlorella vulgaris*.

ⁱ Critère le plus pertinent, paramètre de vitesse de croissance pour *Scenedesmus subspicatus*.

^j Valeur la plus basse et durée d'exposition la plus pertinente, paramètres d'immobilisation et de mortalité pour *Daphnia magna* (moyenne géométrique de 0,05 et de 0,31 mg/l).

^k Moyenne géométrique de 46, 34,5 et 44 mg/l, paramètre de mortalité pour *Danio rerio*.

^l Moyenne géométrique de 26,5, 16,5, 9,8 et 23 mg/l, paramètre de mortalité pour *Leuciscus idus*.

^m Moyenne géométrique de 11, 14 et 16,3 mg/l, paramètre de mortalité pour *Oncorhynchus mykiss*.

ⁿ Moyenne géométrique de 43, 28, 37,7 et 0,8 mg/l, paramètre de mortalité pour *Oryzias latipes*.

^o Moyenne géométrique de 32,5, 30,6 et 12 mg/l, paramètre de mortalité pour *Pimephales promelas*.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Cf. Chapitre 6.2

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la 'protection des espèces animales piscivores'

Cf. Chapitre 6.3

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Pour le calcul de la $NQE_{\text{consommation des poissons}}$, on a utilisé une TL_{hh} de $9 \text{ ng} \cdot \text{kg}_{bw}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (cf. chapitre 7). Il en découle une $NQE_{hh, \text{ alimentation}}$ de $0,548 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{poisson}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. La $NQE_{\text{eau, hh alimentation}}$ est ensuite calculée à l'aide d'un FBC de $2,48 \text{ l/kg}^{-1}$ (voir chapitre 5). La $NQE_{\text{eau, hh alimentation}}$ est égale à $0,221 \text{ } \mu\text{g/l}$.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En se fondant sur la formation de 4-chloroaniline comme métabolite du pesticide diflufenzuron, on dispose d'une valeur pour l'eau potable (Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993 et WHO-IPSC 1996). Aux termes de la directive communautaire 98/83/CE (anciennement 80/778/CEE), il convient d'appliquer une valeur maximale de $0,10 \text{ } \mu\text{g/l}$ pour la protection de l'eau potable. Cette valeur n'est cependant pas utilisée, car la $NQE_{\text{production d'eau potable}}$ basée sur les propriétés cancérigènes de la substance débouche sur une valeur plus basse.

La TL_{hh} de $9 \text{ ng} \times \text{kg}_{pc}^{-1} \times \text{d}^{-1}$ (voir chapitre 7) a été utilisée pour déterminer la $NQE_{\text{production d'eau potable}}$. Pour le calcul, on part de l'hypothèse que la consommation d'eau potable représente tout au plus 10% de la TL_{hh} , que la consommation s'élève à 2 l/d pour un poids de 70 kg. La $NQE_{\text{production d'eau potable}}$ est de $0,032 \text{ } \mu\text{g/l}$ ($0,1 \times 9 \text{ ng/kg}_{pc} \times \text{d}^{-1} \times 70 \text{ kg}_{bw} / 2 \text{ l} \times \text{d}^{-1} \times 1000 \text{ ng} \times \mu\text{g}^{-1}$).

9 Bibliographie

Arnold JM, Lin DT, Schultz TW. 1990. QSAR for methyl- and/or chloro-substituted anilines and the polar narcosis mechanism of toxicity. *Chemosphere* 21, 183-91.

Atri FR. 1986. Chlorinated hydrocarbons in the environment IV. Chlorbenzol, 1,2,4-trichlorbenzol, chlornitrobenzole, chloraniline, 2-chlorethanol, 1,3-dichloropropanol (2), epichlorhydrin]. *Schriftenr-Ver-Wasser-Boden-Lufthyg, VOL 70*.

BioByte. 2004. BioLoom (computer program), version 1.0. (ClogP 4.0). Claremont, CA, BioByte Corporation.

Braunbeck T, Segner H. 1992. Preexposure temperature acclimation and diet as modifying factors for the tolerance of golden ide (*Leuciscus idus melanotus*) to short-term exposure to 4-chloroaniline. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 24, 72 - 94.

Bresch H, Beck H, Ehlermann D, Schlaszus H, Urbanek M. 1990. A long-term toxicity test comprising reproduction and growth of zebrafish with 4-chloroaniline. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19 (3), 419 - 27.

Bringmann G, Kühn R. 1982. Ergebnisse der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen *Daphnia magna* in einem weiterentwickelten standardisierten Testverfahren. *Zeitschrift für Wasser-Abwasser-Forschung* 15 (4), 1 - 6.

Broderius SJ, Kahl MD, Hoglund MD. 1995. Use of joint toxic response to define the primary mode of toxic action for diverse industrial organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 1591 - 605.

Burkhardt-Holm P, Oulmi Y, Schroeder A, Storch V, Braunbeck T. 1999. Toxicity of 4-chloroaniline in early life stages of Zebra fish (*Danio rerio*): II. Cytopathology and regeneration of liver and gills after prolonged exposure to waterborne 4-chloroaniline. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37 (1), 85-102.

European Commission (Joint Research Centre). 2003. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. Ispra, Italy, European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. EUR 20418 EN/2.

Geiger DL, Call DJ, Brooke LT. 1988. Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*), Vol. 4. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, Wisconsin, U.S.A. 97 - 98.

Gesellschaft Deutscher Chemiker (German Chemical Society). 1993. *p*-Chloroaniline. GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance (BUA), Report 153. 171 p.

Geyer H, Scheunert I, Korte F. 1985. The effects of organic environmental chemicals on the growth of the alga *Scenedesmus subspicatus*: a contribution to environmental biology. *Chemosphere* 14, 1355 - 69.

Halbach U, Siebert M, Westermayer M, Wissel C. 1983. Population ecology of rotifers as a bioassay tool for ecotoxicological tests in aquatic environments. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7, 484-513.

- Hermens J, Leeuwangh P, Musch A. 1984. Quantitative structure-activity relationships and mixture toxicity studies of chloro- and alkylanilines at an acute lethal toxicity level to the guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotox. Environ. Saf.* 8, 388 - 394.
- Hermens JLM, Bradbury SP, Broderius SJ. 1990. Influence of cytochrome P450 mixed-function oxidase induction on the acute toxicity to rainbow trout '*Salmo gairdneri*' of primary aromatic amines. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 20, 156 - 166.
- Hodson PV. 1985. A comparison of the acute toxicity of chemicals to fish, rats and mice. *J. Appl. Toxicol.* 5 (4), 220 - 226.
- Holcombe GW, Benoit DA, Hammermeister DE, Leonard EN, Johnson RD. 1995. Acute and long-term effects of nine chemicals on the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28, 287 - 97.
- Janssen PJCM, Van Apeldoorn ME, Van Engelen JGM, Schilen PCJI, Wouters MFA. 1998. Maximum permissible risk levels for human intake of soil contaminants: fourth series of compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands, Report no. 711701004, 118 p.
- Julin AM, Sanders HO. 1978. Toxicity of the IFR, diflubenzuron, to freshwater invertebrates and fishes. *Mosq. News* 38, 256 - 259.
- Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25, 1 - 5.
- Knie J, Hälke A, Juhnke I, Schiller W. 1983. Ergebnisse der Untersuchungen von chemischen Stoffen mit vier Biotests. *Deutsche Gewass. Mitt.* 3, 77 - 79.
- Kramer CR, Trümper L. 1986. Quantitative struktur-wirkungs Beziehungen für die Wachstumshemmung von autotrophen *Chlorella vulgaris* Suspensionen durch monosubstituierte Benzene, Toluene, Halogenbenzene und Methoxybenzene. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 181, 645 - 657.
- Kühn R, Pattard M, Pernak KD, and Winter A. 1989b. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. *Water Res.* 23, 501-10.
- Kühn R, Pattard M, Pernak KD, Winter A. 1989a. Results of the harmful effects of selected water pollutants (anilines, phenols, aliphatic compounds) to *Daphnia magna*. *Water Res.* 23, 495-9.
- Kühn R, Pattard M. 1990. Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test. *Water Res.* 24, 31-8.
- Kwasniewska K, Kaiser KLE. 1984. Toxicities of selected chloroanilines to four strains of yeast. In: Kaiser KLE (ed), *QSAR in Environmental Toxicology*, Reidel Publishing Company, 223 - 233.
- Lee SK, Freitag D, Steinberg C, Kettrup A, Kim YH. 1993. Effects of dissolved humic materials on acute toxicity of some organic chemicals to aquatic organisms. *Water Res.* 27, 199 - 204.
- 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)*. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (unveröffentlicht)

Liao, Y Y, Wang, L S, He, Y B, and Yang, H1996 Toxicity QSAR of substituted benzenes to yeast *Saccharomyces cerevisiae* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56: 460-6.

Liu ZT, Wang LS, Chen SP, Li W, Yu HX. 1996. Analysis and prediction of structure-reactive toxicity relationships of substituted aromatic compounds. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57, 421 - 425.

Lysak A, Marcinek J. 1972. Multiple toxic effect of simultaneous action of some chemical substances on fish. Roczniki Nauk Rolniczych Tom 94-H-3, 53 - 63.

Maas-Diepeveen JL, Van Leeuwen CJ. 1986. Aquatic toxicity of aromatic nitro compounds and anilines to several freshwater species. Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Ministry of Transport and Public Works, Report no. 86-42, 10 p.

Mackay D, Shiu WY, Ma KC. 2000. Physical-chemical properties and environmental fate. Handbook, Chapman & Hall/CRCnetBase.

McLeese DW, Zitko V, Peterson MR. 1979. Structure-lethality relationships for phenols, anilines, and other aromatic compounds in shrimp and clams. Chemosphere 2, 53 - 57.

Nendza M, Seydel JK. 1988. Quantitative structure-toxicity relationships for ecotoxicologically relevant biotest systems and chemicals. Chemosphere 17, 1585 - 602.

Nendza M, Seydel JK. 1990. Application of bacterial growth kinetics to in vitro toxicity assessment of substituted phenols and anilines. Ecotoxicol. Environ. Saf. 19, 228 - 41.

NITE. 2002. National Institute of Technology and Evaluation, Japan. <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html> [assessed January 2007].

Ogawa T, Hirose Y, and Yatome C. 1991. Effects of monochlorophenols and p-chloroaniline on nucleic acid synthesis in microbial growth process. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47, 8-14.

Ribo JM, Kaiser KLE. 1984. Toxicities of chloroanilines to *Photobacterium phosphoreum* and their correlations with effects on other organisms and structural parameters. In: Kaiser KLE (ed), QSAR in Environmental Toxicology, D Reidel Publishing Co., Dordrecht, the Netherlands, p 319 - 336.

Sabljić A, Güsten H, Verhaar H, Hermens J. 1995. QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations. Chemosphere 31, 4489 - 4514.

Schmidt C, Schnabl H. 1988. Structure-activity-relationship of organic substances and bioindication. Vom Wasser 70, 21 - 32.

Schultz TW, Cajina QM, Wesley SK. 1989. Structure-toxicity relationships for mono alkyl- or halogen-substituted anilines. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43, 564-9.

Schultz TW. 1999. Structure-Toxicity Relationships for Benzenes Evaluated with *Tetrahymena pyriformis*. Chem. Res. Toxicol. 12 (12), 1262-1267.

- Steinberg CEW, Sturm A, Kelbel J, Lee SK, Hertkorn N, Freitag D, and Kettrup AA. 1992. Changes of acute toxicity of organic chemicals to *Daphnia magna* in the presence of dissolved humic material (DHM). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 20, 326 - 32.
- Tonogai Y, Ogawa S, Ito Y, Iwaida M. 1982. Actual survey on TLm (median tolerance limit) values of environmental pollutants, especially on amines, nitriles, aromatic nitrogen compounds and artificial dyes. *J. Toxicol. Sci.* 7, 193 - 203.
- Tsuda T, Aoki S, Kojima M, Fujita T. 1993. Accumulation and excretion of chloroanilines by carp. *Chemosphere* 26 (12), 2301 - 2306.
- U.S. EPA. 1995. Integrated Risk Information System (IRIS). p-chloroaniline. <http://www.epa.gov/iris/subst/0320.htm> [assessed at 25 October 2006]
- Veith GD, B.S. 1987. Structure-toxicity relationships for industrial chemicals causing type (II) narcosis syndrome. In: Kaiser KLE (ed), *QSAR in Environmental Toxicology - II*, D Reidel Publishing Co., Dordrecht, the Netherlands, p 385 - 391.
- Weber J, Plantikow A, Kreutzmann J. 2000. A new bioassay with the yeast *Saccharomyces cerevisiae* on aquatoxic pollution. *Umweltwiss. Schadst.-Forsch.* 12 (4), 185-189.
- WHO. 2003. Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) 48, 4-chloroaniline. World Health Organization, Geneva.
- Yoshioka Y, Ose Y, Sato T. 1985. Testing for the toxicity of chemicals with *Tetrahymena pyriformis*. *Sci. Total Environ.* 43, 149 - 57.
- Zhao YH, He YB, Wang LS. 1995. Predicting toxicities of substituted aromatic hydrocarbons to fish by toxicities to *Daphnia magna* or *Photobacterium phosphoreum*. *Toxicol. Environ. Chem.* 51, 191-195.
- Zok S, Goerge G, Kalsch W, Nagel R. 1991. Bioconcentration, metabolism and toxicity of substituted anilines in the zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Sci. Total Environ.* 109 - 110, 411 - 421.

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

(Remarque:

Les données ci-dessous sont tirées d'un document de E.H.W. Heugens et E.J.M. Verbrüggen: Environmental risk limits for monochloroanilines. RIVM report number 601714002, 2009, www.rivm.nl)

Tableau 1a : Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
4-chloroaniline					
106-47-8					
Bactéries					
<i>Pseudomonas putida</i>	croissance	16-18 h	CE10	72	Knie et al. 1983
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	CME0	31	Janicke and Hilge 1989, zitiert in Atri 1986
Algues					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	croissance	48 h	CSE0	1,0	NITE 2002
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomasse	72 h	CSE0	0,32	NITE 2002
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	croissance	48 h	CE10	1,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	croissance	72 h	CE10	1	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	48 h	CE10	0,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	72 h	CE10	0,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	croissance	8 h	CME0	0,0255	Schmidt and Schnabl 1988
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		7 h	CME0	1,3	Janicke and Hilge 1989, zitiert in Atri 1986
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	96 h	CE10	1,4	Kühn and Pattard 1990
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSE0	0,01	Kühn et al. 1989b
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSE0	0,0032	NITE 2002

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	0,00006	Rott 1984, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21 d	CSEO	0,00001	Rott 1984, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
Poissons					
<i>Danio rerio</i>	mortalité et autres effets	21 d	CSEO	1,8	Adolphi et al. 198, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
<i>Danio rerio</i>	pourcentage de fertilisation des générations F1 et F2	cycle de vie chronique (3 générations)	CSEO	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Danio rerio</i>	nombre d'œufs dans les générations F1 et F2	cycle de vie chronique (3 générations)	CSEO	0,04	Bresch et al. 1990
<i>Danio rerio</i>	développement (présence d'anomalies)	cycle de vie chronique (3 générations)	CSEO	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	croissance (poids)	56 d	CSEO	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité	28 d	CSEO	8,23	Holcombe et al. 1995
<i>Oryzias latipes</i>	croissance (poids)	28 d	CSEO	2,25	Holcombe et al. 1995
Autres organismes					
<i>Brachionus rubens</i>	croissance des populations	10 d	CE10	13,0	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	condition physique	10 d	CE10	10,6	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	fréquence des variations de densité	10 d	CE10	2,36	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	niveau des variations de densité	10 d	CE10	4,51	Halbach et al. 1983

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets chroniques.

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
4-chloroaniline					
106-47-8					
Bactéries					
<i>Bacillus subtilis</i>	croissance	phase de croissance logarithmique	CE50	385	Ogawa et al. 1991
<i>Escherichia coli</i>	densité cellulaire	inconnue	CME0	358	Nendza and Seydel 1990
<i>Escherichia coli</i>	vitesse de croissance	inconnue	CE50	383	Nendza and Seydel 1988, 1990
<i>Mycobacterium smegmatis</i>	densité cellulaire	inconnue	CME0	65,1	Nendza and Seydel 1990
Algues					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	densité cellulaire	96 h	CE50	4,1	Maas-Diepeveen and Van Leeuwen 1986
<i>Chlorella vulgaris</i>	densité cellulaire	6 h	CE50	50,8	Kramer and Trümper 1986
<i>Chlorella vulgaris</i>	densité cellulaire	6 h	CE50	43,2	Kramer and Trümper 1986
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	vitesse de croissance	48 h	CE50	4,7	NITE 2002
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomasse	72 h	CE50	1,5	NITE 2002
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	48 h	CE50	8	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	72 h	CE50	2,2	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	96 h	CE50	2,4	Geyer et al. 1985
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	vitesse de croissance	72 h	CE50	6,3	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	densité cellulaire	168 h	CE50	2,1	Schmidt 1989, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker, 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	96 h	CE50	2,8	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	production d'oxygène	inconnue	CME0	9,75 ^E -5	Schmidt and Schnabl 1988

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	24 h	CE50	0,06	Rott 1981, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker, 1993
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	24 h	CE50	18,0	Zhao et al. 1985
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	24 h	CE50	13	Kühn et al. 1989a
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	24 h	CE50	3,2	Bringmann und Kühn 1982
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	0,05	Maas-Diepeveen und Van Leeuwen 1986
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	48 h	CE50	0,31	Kühn et al. 1989a
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	48 h	CE50	0,104	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	48 h	CE50	0,167	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	48 h	CE50	0,197	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	48 h	CE50	0,153	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h durée de contact	CE50	0,105	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h durée de contact	CE50	0,172	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h durée de contact	CE50	0,204	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h durée de contact	CE50	0,162	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		24 h	CE50	0,06	Anon. 981, zitiert in Atri 1986
Poissons					
<i>Carassia auratus</i>	mortalité	48 h	CL50	54,4	Liu et al. 1996
<i>Danio rerio</i>	mortalité	48 h	CL50	46	Spieser 1981, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993 und Atri 1986
<i>Danio rerio</i>	mortalité	96 h	CL50	34,5	Zok et al. 1991

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
<i>Danio rerio</i>	mortalité	96 h	CL50	44	Burkhardt-Holm et al. 1999
<i>Danio rerio</i>	mortalité	96h, 2 h durée de contact	CL50	30,7	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	mortalité	96h, 2 h durée de contact	CL50	31,0	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	mortalité	96h, 2 h durée de contact	CL50	30,9	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	mortalité	96h, 2 h durée de contact	CL50	31,6	Lee et al. 1993
<i>Ictalurus punctuatus</i>	mortalité	96 h	CL50	23	Julin und Sanders 1978
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	96 h	CL50	2,4	Julin und Sanders 1978
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	mortalité	48 h	CL50	26,5	Braunbeck und Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	mortalité	48 h	CL50	16,5	Braunbeck und Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	mortalité	48 h	CL50	9,8	Braunbeck und Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	mortalité	48 h	CL50	23	Knie et al 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	11	Hermens et al. 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	14	Julin und Sanders 1978
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	16,3	Hodson 1985
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	24 h	CL50	19 ^b	Lysak und Marcinek 1972
<i>Oryzas latipes</i>	mortalité	24 h	CL50 ^c	43	Tonogai et al. 1982
<i>Oryzas latipes</i>	mortalité	48 h	CL50 ^c	28	Tonogai et al. 1982
<i>Oryzas latipes</i>	mortalité	96 h	CL50	37,7	Holcombe et al. 1995
<i>Oryzas latipes</i>	mortalité	96 h	CL50	5,8	Nite 2002
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CL50	32,5	Veith und Broderius 1987; Broderius et al. 1995
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CL50	30,6	Geiger et al. 1988
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CL50	12	Julin und Sanders 1978

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité	14 d	CL50	26,0	Hermens et al. 1984
Autres organismes					
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	densité cellulaire	40 h	CE50	114	Schultz 1999
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	densité cellulaire	48 h	CE50	5,63	Arnold et al., 1990
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	densité cellulaire	48 h	CE50	5,42	Schultz 1999
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	densité cellulaire	24 h	CE50	10	Yoshioka et al. 1985
<i>Uronema parduczi</i>		22 h	CME0	2,3	Janicke und Hilge 1980, zitiert in Atri 1986
<i>Brachionus rubens</i>	mortalité	24 h	CL50	100	Halbach et al. 1983
<i>Pichia</i> sp.	croissance	inconnue	CE50	78,7	Kwasniewska und Kaiser 1984
<i>Rhodotorula rubra.</i>	croissance	inconnue	CE50	109	Kwasniewska und Kaiser 1984
<i>Rhodotorula</i> sp.	croissance	inconnue	CE50	Ca. 128	Kwasniewska und Kaiser 1984
<i>Sacharomyces cerevisiae</i>	croissance	pendant une nuit	CME0	2,02	Liao et al. 1996
<i>Sacharomyces cerevisiae</i>	fermentation	16 -18 h	CE20	17,9	Weber et al. 2000
<i>Chironomus plumosus</i>	immobilisation	48 h	CE50	43	Julin und Sanders 1978

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Source
4-chloroaniline					
106-47-8					
Bactéries					
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescence	5 min	CE50	3,20	Ribo und Kaiser 1984
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescence	15 min	CE50	3,76	Ribo und Kaiser 1984
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescence	15 min	CE50	5,9	Maas-Diepeveen und Van Leeuwen 1986
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescence	15 et 30 min	CE50	34,3	Zhao et al. 1993, 1995
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescence	30 min	CE50	5,08	Ribo and Kaiser 1984
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Crangon septemspinosa</i>	mortalité	10 h	CL50	12,5	McLeese et al. 1979
<i>Crangon septemspinosa</i>	mortalité	96 h	CL50	< 46	McLeese et al. 1979
Poissons					
Autres organismes					
<i>Mya arenaria</i>	mortalité	29 h	CL50	15,1	McLeese et al. 1980
<i>Mya arenaria</i>	mortalité	96 h	CL50	< 46	McLeese et al. 1980

Fiche de données sur les substances

- Bentazone -

1 Substance

Nom :	Bentazone
Nom IUPAC :	(3-(1-méthyléthyl)-1H,2,1,3-benzothiadiazine-4(3H)-one, 2,3-dioxyde)
Numéro CAS :	25057-89-0
Numéro CE :	246-585-8
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	613-012-00-1
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	Liste 1 n° 132
Code	Sandre : 1113
Groupe de substances :	Diazines

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale globale pour les biens à protéger (NQE)

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux intérieures de surface (fleuves et lacs)	450 µg/l	73 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	45 µg/l	7,3 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux intérieures de surface)	NQE-MA = 73 µg/l NQE-CMA = 450 µg/l	cf. paragraphe 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 7,3 µg/l NQE-CMA = 45 µg/l	cf. paragraphe 8.1
Organismes benthiques	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 6.2
Secondary poisoning	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 6.3
Consommation des poissons	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 7
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	1 µg/l	cf. paragraphe 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	cf. paragraphe 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Xn ; R22 Xi ; R36 R43 R52-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	objectif de référence	0,1 µg/l	
DE	NQ	0,1 µg/l	
NL		64 µg/l	
FR		190 µg/l	
LU		0,1 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

Le bentazone est un herbicide de contact appartenant au groupe des diazines. Il est absorbé par les feuilles et les pousses ainsi que par les racines. Il agit par inhibition de la réaction de Hill et par blocage de la photosynthèse. La substance est appliquée en priorité en période de post-levée dans la lutte contre les mauvaises herbes dicotylédones.

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales) :

Les produits phytosanitaires contenant la matière active bentazone sont autorisés en Allemagne (BBA, 2007 : <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>). Ils sont cependant soumis à des restrictions d'utilisation.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	pH 3 : 490 mg/l à 20 °C ~pH 7 : 570 mg/l à 20 °C	CE 2000
Densité		
Pression de vapeur	$1,7 * 10^{-4}$ Pa à 20 °C (pureté : 100%)	CE 2000
Constante de Henry	$7,2 * 10^{-5}$ Pa m ³ mol ⁻¹	

5 Comportement et persistance dans l'environnement (pour autant que l'on dispose d'informations)

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	pH 5 : stable (25 °C) pH 7 : stable (25 °C) pH 9 : stable (25 °C)	
Photostabilité (DT ₅₀)	DT50 (laboratoire) : pH 5 : 122 h pH 7 : 93 / 63 h pH 9 : 14 h	CE 2000
Facilement biodégradable (oui/non)	-	
Si pertinent : métabolites significatifs	3-isopropyl-2,3-dioxo-5-oxocyclopenténo[d]1H-2,1,3-thiadiazine-4(3H)-one 6 acide carbonique (21%) (pH 7)	
Comportement de sorption		
log P _{ow}	pH 5 : 0,77 à 22 °C pH 7 : - 0,46 à 22 °C pH 9 : - 0,55 à 22 °C 2,8	CE 2000 Gould & Hansch
K _{oc}		
Bioaccumulation		
FBC (poisson)		
FBA (poisson)	si pertinent	
FBA _m (facteur de bioamplification)	si pertinent	

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques se fonde sur les résultats d'analyses aiguës et prolongées effectuées sur les bactéries, les algues, les crustacés et les poissons. Les données les plus sensibles sur les effets sont rassemblées en annexe 1. La valeur chronique la plus basse est obtenue sur les algues (*Pseudokirchneriella subcapitata*, CSEO = 732 µg/l). La valeur aiguë la plus basse a également été déterminée avec les algues (*Pseudokirchneriella subcapitata*, CE50 = 4500 µg/l). La plante aquatique *Lemna gibba* (CE50 = 5350 µg/l) réagit avec une sensibilité comparable.

Les données de toxicité sur les organismes d'eau salée sont très limitées et uniquement aiguës (voir banque de données ECOTOX de l'US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>).

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE n'est pas dépassée.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE n'est pas dépassée.

7 Protection de la santé humaine

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE pour la consommation de poissons et d'autres biotes aquatiques n'est pas dépassée. Voir également CE (2000) http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux de surface intérieures

NQE-MA = $732 \mu\text{g/l} / 10 = 732 \mu\text{g/l}$ (arrondie à $73 \mu\text{g/l}$)

NQE-CMA = $450 \mu\text{g/l} / 10 = 450 \mu\text{g/l}$

Autres eaux de surface

Les quelques rares données disponibles dans la banque de données ECOTOX de l'US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> sur les effets ne permettent pas d'émettre un quelconque jugement sur la sensibilité des organismes d'eau salée. Pour cette raison, la NQE pour les autres eaux de surface est déterminée à partir des données sur les organismes d'eau douce avec application d'un facteur de sécurité supplémentaire de 10.

NQE-MA = $732 \mu\text{g/l} / 100 = 7,3 \mu\text{g/l}$

NQE-CMA = $4500 \mu\text{g/l} / 100 = 45 \mu\text{g/l}$

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Voir chapitre 6.3

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Voir chapitre 7

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire), il convient d'appliquer pour le total des pesticides la valeur obligatoire A1 de 1 µg/l pour la protection des eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire. La valeur maximale fixée par la directive 98/83/CE (anciennement 80/778/CEE) pour les produits phytosanitaires individuels est de 0,1 µg/l. La valeur maximale pour l'eau potable ne doit pas être dépassée dans l'eau du robinet. La valeur NQE-CMA de 450 µg/l et la NQE-MA de 73 µg/l pour le bentazone fixées pour la protection des biocénoses aquatiques dans les eaux intérieures sont vraisemblablement insuffisantes pour que soit respectée la valeur maximale dans l'eau potable obtenue à partir d'eaux de surface quand cette eau potable est uniquement produite au moyen de techniques de traitement simples (catégorie A1 de la directive 75/440/CEE, par ex. filtration et désinfection), conformément à l'art. 7 de la DCE.

9 Bibliographie

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

Bazin, C., Chambon, P., 1980 :

Etudes des effets des substances suivantes sur l'environnement aquatique : 132 Bentazone. Institut Pasteur de Lyon, France

BBA, 1993:

Wirkstoffdatenblatt Bentazon (Entwurf). BBA / 0335 / 93 / 08

BBA, 2006:

Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln. www.bba.de, <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>

EC 2000:

Review report for the active substance bentazone, Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 13 July 2000 in view of the inclusion of bentazone in Annex I of Directive 91/414/EEC, Bentazone 7585/VI/97-final http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm

Faust, M., Altenburger, R., Boedeker, W., Grimme, 1993:

Additive effects of herbicide combinations on aquatic non-target organisms. The Science of the Total Environment, Supplement 1993 Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 941-952

Gould, G. & Hansch, C., Pomona College, Unpublished results. ClogP value in MedChem database

ICS-Datenbank, Umweltbundesamt, Berlin

OPP - Office of Pesticide Programs 2004:

Office of Pesticide Programs, Pesticide Ecotoxicity Database (Formerly:

Environmental Effects Database (EEDB)), zitiert in <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Bentazone					
25057-89-0					
Bactéries					
<i>Microorganismes protéolytiques</i>	aucune donnée		CSEO	1000	CIPR, Bazin & Chambon 1980
Algues					
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	aucune donnée	4 d	CSEO	< 980	BBA 1993
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	aucune donnée	4 d	CSEO	1950	Banque de données ICS
Plantes aquatiques					
<i>Lemna gibba</i>	aucune donnée	14 d	CSEO	3060	Banque de données ICS
<i>Lemna gibba</i>	aucune donnée	14 d	CE50	5350	Banque de données ICS
<i>Lemna gibba</i>	aucune donnée	14 d	CE50	5350	Banque de données ICS
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	21 d	CSEO	120000	Banque de données ICS
Poissons					
<i>Cyprinus carpio</i>	aucune donnée	21 d	CSEO	> 20000	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune donnée	21 d	CSEO	48000	Banque de données ICS
Sel de sodium bentazone					
Algues					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomasse	3 d	CSEO	732	Banque de données ICS
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomasse	3 d	CSEO	1750	Banque de données ICS

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets chroniques.

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Bentazone					
25057-89-0					
Bactéries					
Algues					
<i>Chlorella fusca</i>	croissance	1 d	CE50	42500	Faust et al. 1993
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	aucune donnée	4 d	CE50	47300	Banque de données ICS
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	aucune donnée	4 d	CL50	47400	BBA 1993
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	2 d	CL50	125000	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	2 d	CSEO	62500	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	2 d	CL50	125000	BBA 1993
Poissons					
<i>Perca flavescens</i>	aucune donnée	4 d	CL50	100000	Banque de données ICS
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune donnée	4 d	CSEO	>100000	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune donnée	4 d	CL50	190000	BBA 1993
<u>Sel de sodium bentazone</u>					
Algues					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomasse	3 d	EbC50	34370	Banque de données ICS
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	abondance	5 d	CE50	4500	OPP 2000
<u>Percolation (lysimètre)</u>					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	2 d	CE0	11,4	Banque de données ICS
Poissons					
Brachydanio rerio	aucune donnée	4 d	CL0	11,4	Banque de données ICS

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets aigus.

Fiche de données sur les substances

- Chlortoluron -

1 Substance

Nom:	chlortoluron
Nom IUPAC :	N'-(3-chloro-4-méthylphényl)-N-N-diméthylurée
Numéro CAS :	15545-48-9
Numéro CE :	239-592-2
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	616-105-00-5
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	L II
Code	Sandre : 1136
Groupe de substances :	herbicides

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale globale pour les biens à protéger (NQE)

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux intérieures de surface (fleuves et lacs)	2,3 µg/l	0,4 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	0,23 µg/l	0,04 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux intérieures de surface)	NQE-MA = 0,4 µg/l NQE-CMA = 2,3 µg/l	Voir 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,04 µg/l NQE-CMA = 0,23 µg/l	Voir 8.1
Organismes benthiques	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 6.2
Secondary poisoning	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 6.3
Consommation des poissons	90 µg/l	
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	1 µg/l	Voir 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	Voir 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Cat. Cancéro. 3; R40 Cat. reprod. 3; R63 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
DE	juridique	0,4 µg/l	Moyenne annuelle
FR		1 µg/l	
NL		0,22 µg/l	ad hoc MTR

3.3 Mode d'action et utilisation

Le chlortoluron est un herbicide sélectif de la catégorie des dérivés uréiques. Il est absorbé par les racines et transporté avec le flux transpiratoire dans la tige et les feuilles. L'assimilation par les feuilles est faible et la matière active n'est transportée que jusqu'aux pointes des feuilles. Le mécanisme actif repose sur une inhibition de la photosynthèse (photosystème II).

La matière active est utilisée en priorité contre les mauvaises herbes annuelles, y compris quelques graminées. Elle est appliquée sous forme d'herbicide de prélevée et de post-levée dans la culture des céréales d'hiver.

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Il n'est actuellement autorisé en Allemagne aucun produit phytosanitaire contenant la matière active chlortoluron. Aux Pays-Bas, l'utilisation de matières actives contenant du chlortoluron n'est plus autorisée depuis le 01.05.2002 (cf. www.ctb.agro.nl).

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	74 mg/l à 25 °C	IUCLID
	70 mg/l à 20 °C	Mackay et al., 2000
Densité	1,40 g/cm ³ à 20 °C	Mackay et al., 2000
Pression de vapeur	1,7 * 10 ⁻⁵ Pa à 25 °C	Mackay et al., 2000
Constante de Henry	5,7 * 10 ⁻⁵ Pa * m ³ /mol à 20 °C	Mackay et al., 2000

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	57 j à 20 °C et pH 9	IUCLID
	>200 j à 30 °C et pH 5, 7, 9	Mackay et al., 2000
Photostabilité (DT ₅₀)	>= 1200 j	IUCLID
Facilement biodégradable (oui/non)		
Stabilité à la décomposition dans le sol	135 j	Mackay et al., 2000
Stabilité à la décomposition dans l'eau	57 j à 20 °C et pH 9	IUCLID
Comportement de sorption		
log P _{ow}	2,5	IUCLID
	2,41	Mackay et al., 2000
K _{oc}	2,18-2,81	Mackay et al., 2000
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	27	Mackay et al., 2000
FBA (poisson)		
FBA _m (facteur de bioamplification)		

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques se fonde sur les résultats d'analyses prolongées effectuées sur les algues, les crustacés et les poissons. Pour les bactéries, on ne dispose que d'analyses tirées de tests aigus. Les données les plus sensibles sur les effets sont rassemblées en annexe 1.

L'analyse de Ma et al. 2003, avec *Scenedesmus quadricauda*, croissance, 4 j, CE50, 18 µg/l, n'est pas utilisée pour la détermination d'une valeur car la validité de cette analyse n'a pas été vérifiée jusqu'à présent.

On dispose uniquement de données de toxicité aiguë pour les organismes marins. De plus, ces données n'existent que pour les algues et les bivalves. Etant donné que les données pour les organismes d'eau salée sont insuffisantes, les données pour les organismes d'eau salée et les organismes d'eau douce font l'objet d'une évaluation combinée.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil de détermination d'une NQE n'est pas dépassée. On part de l'hypothèse que si la NQE de protection des biocénoses aquatiques est respectée, les organismes benthiques sont également protégés.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Partant d'un log Pow de 2,5, on estime qu'il n'y a pas accumulation dans la chaîne alimentaire.

7 Impact sur la santé humaine

Partant d'un log Pow de 2,5, on estime qu'il n'y a pas accumulation dans la chaîne alimentaire. Selon Lepper, 2005, les valeurs justifiant le calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation de poisson sont atteintes, cette substance entrant dans la classification 'cat. carcino. 3 ; R40 cat. repr. 3 ; R63 ; N ; R50-53.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 *Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques*

Eaux intérieures de surface

La valeur la plus basse obtenue dans le cadre de tests de longue durée est une CE10 = 4 µg/l pour les algues (*Scenedesmus subspicatus*). Pour déterminer une NQE-MA pour la protection des biocénoses aquatiques, on se fonde sur la valeur CE10 de l'espèce d'algues la plus sensible. Vu les données disponibles, un facteur de sécurité de 10 est à appliquer.

$$\text{NQE-MA} = 4 \text{ µg/l} / 10 = 0,4 \text{ µg/l}$$

Evaluation communautaire de la matière active : le critère pertinent d'exposition aiguë et d'exposition chronique des systèmes aquatiques est la valeur CE₅₀ de 0,024 (0,02-0,028) mg a.i./l tirée d'un test sur *Scenedesmus subspicatus*. Le facteur TER pertinent est 10 ⇒ « **CPSE** » = **0,0024 mg/l = 2,4 µg/l**.

Evaluation nationale selon la loi allemande sur les produits phytosanitaires : en plus du test susmentionné, on se réfère à un test réalisé sur *Lemna gibba* dans lequel a été obtenue une valeur CE50 légèrement inférieure à celle de l'étude évaluée au niveau communautaire sur *L. gibba* : CE50 (biomasse sèche) = 0,023 mg/l. Le facteur TER pertinent pour une exposition aiguë et une exposition prolongée est 10 ⇒ « **CPSE** » = **0,0023 mg/l = 2,3 µg/l**.

Sur la base des données relatives aux autorisations des produits phytosanitaires (*Lemna gibba*, CE50 = 23 µg/l) et après application d'un facteur de sécurité de 10, on obtient pour la NQE-CMA une valeur de 2,3 µg/l.

Autres eaux de surface

Les données de tests réalisés sur les organismes d'eau douce et les organismes marins sont combinées. Selon Lepper 2005, il convient d'appliquer un facteur de sécurité de 100 du fait de l'absence d'une valeur CSEO obtenue à partir d'un test prolongé sur un groupe d'espèces marines.

$$\text{NQE-MA} = 4 \text{ µg/l} / 100 = 0,04 \text{ µg/l}$$

Pour le calcul de la NQE-CMA, un facteur 100 est appliqué.

$$\text{NQE-CMA} = 23 \text{ µg/l} / 100 = 0,23 \text{ µg/l}$$

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la 'Protection des espèces animales piscivores'

Voir chapitre 6.3

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

La valeur déterminante est respectée (cf. chap. 7). Comme mentionné au chapitre 2.2, il est proposé ici un critère d'évaluation pour le bien à protéger 'consommation de poissons'. Le critère est déterminé de la manière suivante: Dans son 'review report for the active substance chlorotoluron' du 15 février 2005, l'UE a déterminé pour le chlortoluron une DJA de 0,04 mg/kg lg/d (= 40 µg/kg lg/d). Selon Lepper, 2005 on peut calculer sur cette base la norme de qualité suivante pour la consommation de poissons:

$$\mathbf{BC_{consommation\ de\ poissons} = 0,1 * 40 * 70 / 0,115 = 2435\ \mu\text{g}/\text{kg\ de\ poisson}}$$

(Hypothèses:

facteur de sécurité de 0,1 ; poids corporel de 70 kg ; consommation de poissons et de fruits de mer par habitant : 0,115 kg/d)

On peut convertir pour la phase aqueuse selon Lepper (2005) à l'aide de la formule suivante:

$$\mathbf{BC_{Consommation\ de\ poissons,\ eau} = BC_{Consommation\ de\ poissons} / FBC}$$

(le facteur BA_{m1} est égal à 1 dans le cas retenu)

Pour un FBC de 27, on obtient un

$$\mathbf{BC_{eau} = 2435\ \mu\text{g}/\text{kg\ de\ poisson} / FBC\ (27) = 90\ \mu\text{g}/\text{l}}$$

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE, il est appliqué une valeur obligatoire A1 pour le total des pesticides de 1 µg/l pour la protection des eaux de surface utilisées pour le captage d'eaux destinées à production d'eau alimentaire.

La valeur maximale dans les eaux destinées à la consommation humaine fixée par la directive 98/83/CE (anciennement 80/778/CEE) pour les produits phytosanitaires individuels est de 0,1 µg/l.

9 Bibliographie

- Anton, F.A., Ariz, M., Alia, M., 1993. Ecotoxic effects of four herbicides (glyphosate, alachlor, chlortoluron and isoproturon) on the algae *Chlorella pyrenoidosa* chick. *The Science of the Total Environment, Supplement 1993* Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 845-851
- Bathe, R., Ullmann, L., Sachsse, K., 1972. Toxizitätsbestimmung von Pflanzenschutzmitteln an Fischen. *SchrReihe Ver. Wass.- Boden- Lufthyg.*, H. 37
- Bathe, R.; Ullmann, L.; Sachsse, K. 1973. Determination of Pesticide Toxicity to Fish // *Schriftenr Ver Wasser-Boden-Lufthyg Berlin-Dahlem* 37:241-256
- Bathe, R.; Sachsse, K., Ullmann, L., Hormann, W.D., Zak, F., Hess. R. 1975. The Evaluation of Fish Toxicity in the Laboratory. *Proc.Eur.Soc.Toxicol.* 16:113-124
- BBA, 1993. Wirkstoffdatenblatt Chlortoluron (Entwurf). BBA / 0279 / 93 / 03
- BBA, 1998. Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln. www.bba.de, Phytomed-Datenbank
- Faust, M., Altenburger, R., Boedeker, W., Grimme, 1993. Additive effects of herbicide combinations on aquatic non-target organisms. *The Science of the Total Environment, Supplement 1993* Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 941-952
- His, E., Seaman, M.N.L. 1993. Effects of Twelve Pesticides on Larvae of Oysters (*Crassostrea gigas*) and on Two Species of Unicellular Marine Algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros Calcitrans*). *Int.Counc.for the Exploration of the Sea, ICES*
- ICS-Datenbank, Informationssystem Chemikaliensicherheit (ICS). Stand 2006. Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- IUCLID, 2000. IUCLID dataset. ECB, <http://ecb.jrc.it/esis>
- 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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005
- Ma, J., W. Liang, L. Xu, S. Wang, Y. Wei, and J. Lu. 2001. Acute Toxicity of 33 Herbicides to the Green Alga *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 66(4):536-74
- Ma, J., L. Xu, S. Wang, R. Zheng, S. Jin, S. Huang, and Y. Huang. 2002. Toxicity of 40 Herbicides to the Green Alga *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 51(2):128-74
- Ma, J. 2002. Differential Sensitivity to 30 Herbicides Among Populations of Two Green Algae *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 68(2):275-281

Ma, J., F. Lin, S. Wang, and L. Xu. 2003. Toxicity of 21 Herbicides to the Green Alga *Scenedesmus quadricauda*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71(3):594-601

Mackay, M., Shiu, W.-Y., Ma, K.-C. 2000. Physical-Chemical properties and environmental fate handbook. CD-rom. Chapman and Hall, CRCnetbase

RIVM/CSR archives; Sparenburg and Linders, 1990. Gutachten zu Chlortoluron. RIVM, Bilthoven, The Netherlands).

Technical Guidance Document on Risk Assessment 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 and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission. Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the European Chemicals Bureau: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)²

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g/l}$]	Bibliographie
Chlortoluron					
15545-48-9					
Algues					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4	CSEO	50	Anton et al. 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomasse	3 d	CE10	4	Banque de données ICS
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	croissance	3 d	CME0	10	BBA 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4 d	CSEO	50	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4 d	CSEO	10	Anton et al. 1993
Plantes aquatiques					
<i>Lemna gibba</i>	croissance	7 d	CE10	5	Banque de données ICS
<i>Lemna gibba</i>	croissance	7 d	CE50	23	Banque de données ICS
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	16670	BBA 1993
Poissons					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	croissance	21	CSEO	400	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune indication	21 d	CSEO	410	Banque de données ICS
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune indication	21 d	CSEO	440	Banque de données ICS
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	croissance	21 d	CME0	1800	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune indication	21 d	CME0	1960	Banque de données ICS

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets chroniques.

² Les valeurs CE50 ou CL50 ou encore d'autres valeurs aiguës, comme par ex. la CL100 obtenue à partir de tests prolongés, sont listées dans le tableau 2 a/b.

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g/l}$]	Bibliographie
Chlortoluron					
15545-48-9					
Bactéries					
<i>Bactéries de boues d'épuration (aérobies)</i>	respiration	3 h	CE50	>100000	Banque de données ICS
Algues					
<i>Chlorella fusca</i>	croissance	1 d	CE50	23	Faust et al., 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	croissance	3 d	CE50	24	BBA 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4 d	CE50	>25,8	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4 d	CE50	100	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4 d	CE50	>100	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	4 d	CE50	1490	Ma et al., 2001
<i>Chlorella vulgaris</i>	croissance	4 d	CE50	25,3	Ma et al., 2002
<i>Scenedesmus acutus</i>	croissance	4 d	CE50	84,6	Ma, 2002
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	croissance	4 d	CE50	18	Ma et al., 2003
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	croissance	4 d	CE50	130	RIVM/CSR
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	croissance	4 d	CE50	10	RIVM/CSR
Plantes aquatiques					
<i>Lemna gibba</i>	croissance	7 d	CE50	23	Banque de données ICS
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	2 d	CE50	67000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	2 d	CE50	> 70000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CL100	30900	BBA 1993
Poissons					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	4 d	CL50	35000	Bathe et al., 1972
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	2 d	CL50	45000	Bathe et al., 1972
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	croissance	21 d	CL100	7000	BBA 1993

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Chlortoluron					
15545-48-9					
Bactéries					
Algues					
<i>Isochrysis galbana</i>	croissance	21 d	CE50	83	His and Seaman, 1993
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	croissance	21 d	CE50	420	His and Seaman, 1993
<i>Isochrysis galbana</i>	croissance	21 d	CE50	83	His and Seaman, 1993
Plantes aquatiques					
Crustacés					
Poissons					
Autres organismes					
Bivalves					
<i>Crassostrea gigas</i>	croissance	9 d	CE50	600	His and Seaman, 1993

Fiche de données sur les substances

- Composés de dibutylétain -

1 Substance

Nom :	Chlorure de dibutylétain
Nom IUPAC :	Dichlorure de dibutylétain
Numéro CAS :	683-18-1
Numéro CE :	211-670-0
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	-
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	49
Code	
Groupe de substances :	Composés organoétains

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	-	0,09 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	-	0,09 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 0,2 µg/l NQE-CMA = -	voir paragraphe 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,2 µg/l NQE-CMA = -	voir paragraphe 8.1
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	0,29 µg/l	valeur d'équilibre dans l'eau découlant du critère de biote (voir paragraphe 8.3)
Consommation des poissons	0,09 µg/l	valeur d'équilibre dans l'eau par rapport au critère de biote (voir paragraphe 8.4)
Production d'eau alimentaire (75/440/CE)		aucune valeur limite fixée
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)		aucune valeur limite fixée

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Cat. Muta. 3 ; R68 – Cat. Repr. 2 ; R61 – T ; R25 – T+ ; R26 – Xn ; R21 – T ; R48/25 – C ; R34 – N, R50-53	ECB, 2004

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur en µg/l	Remarque
DE	valeur limite	0,01 µg/l	Cation de DBSn
FR	valeur limite	0,167 µg/l	DBSnD
NL	valeur limite	0,02 µg/l	DBSnD
NL	valeur limite	0,7 µg/l	DBSnO
NL	valeur limite	0,02 µg/l	Sels de DBSn
AT	valeur limite	0,01 µg/l	Cation de DBSn
CIPR	objectif de référence	0,8 µg/l	Composés de DBSn percentile 90

3.3 Mode d'action et utilisation

Les composés de dibutylétain sont utilisés comme stabilisateurs du PVC (mercaptoesters et mercaptocarboxylates), comme catalyseurs des polymères (pour le polyuréthane, le DBSn-laurat pour des silicones spéciaux, l'oxyde de DBSn pour la cataphorèse dans les peintures de base utilisées dans l'industrie automobile) et pour le traitement du verre (fluorures et chlorures de DBSn). On mentionne dans certains cas leur utilisation pour réguler la charge dans les toners ou comme stabilisateurs dans les encres d'imprimerie.

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Directive 2002/62/CE portant neuvième adaptation au progrès technique de l'annexe I de la directive 76/769/CEE:

- 1) Les composés organoétains ne peuvent pas être mis sur le marché comme substances et composants de préparations destinées à être utilisées en tant que biocides dans des peintures à composants non liés chimiquement.
- 2) Les composés organoétains ne peuvent pas être mis sur le marché ou utilisés comme substances et composants de préparations faisant fonction de biocides pour empêcher la salissure par micro-organismes, plantes ou animaux sur:
 - tous les navires destinés à être utilisés sur des voies de navigation maritime, côtière, d'estuaire et intérieure et sur des lacs, quelle que soit leur longueur;
 - les cages, les flotteurs, les filets ainsi que tout autre appareillage ou équipement utilisés en pisciculture ou en conchyliculture ;
 - tout appareillage ou équipement totalement ou partiellement immergé.

- 3) Les composés organoétains ne peuvent pas être utilisés comme substances et composants de préparations destinées à être utilisées dans le traitement des eaux industrielles.

Seul le point 3 devrait être pertinent pour les composés de DBSn.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	320 mg/l à 20 °C et pH de 2,5 (directive OCDE 105)	Witco, 1988
	33 mg/l	RPA, 2005
Densité	1,37 – 1,4 à 20 °C	Witco, 1988
Pression de vapeur	0,16 Pa à 25 °C	Witco 1988, RPA, 2005
Constante de Henry	1-1,38 Pa*m ³ /mol	INERIS k.D., RPA 2005

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	aucune information 122 j (DBSnD, sol)	RPA, 2005
Photostabilité (DT ₅₀)	0,6 j (DBSnD)	RPA, 2005
Facilement biodégradable (oui/non)	inherently biodegradable 5,5% après 28 j (DBSnD) conformément à OCDE 301B	RPA, 2005
Si pertinent : métabolites significatifs		
Comportement de sorption		
P _{ow}	1,5	IUCLID 2000
	1,89 – 5,33 (respectivement pour DBSnD et DBSnO)	FH-IME, 2007
log K _{oc}	5,07 (K _{oc} = 117493)	RPA, 2005
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	135 (DBSn, mesuré) 12-135 (DBSn, valeurs mesurées dans différents organes de carassius carassius grandoculis)	RPA, 2005 Bursch, 2003

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

Les données écotoxicologiques utilisées pour la détermination sont tirées des données déjà connues (et réévaluées) et de recherches bibliographiques dans les bulletins de sommaires et dans toxline. Des données de la banque de données IUCLID ont certes été reprises en annexe, mais comme elles ne peuvent pas être validées, elles n'ont pas été prises en compte dans la détermination finale.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil de détermination d'une norme de qualité environnementale pour les sédiments est $Kp_{MES-eau} \geq 3$, conformément au document de l'UE décrivant la méthode (Lepper, 2005, tableau 1a). Un critère plus approprié est le Kp_{susp} . Il caractérise la répartition entre phase solide et eau dans les matières en suspension et est en relation directe avec la valeur Koc (FH-IME, 2007). Cette valeur est de l'ordre de 4 et dépasse donc la valeur seuil. Il est donc nécessaire de déterminer un critère correspondant.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Conformément à Lepper (2005, tableau 1a), la valeur seuil de détermination d'une norme de qualité environnementale pour les espèces animales piscivores correspond à un FBC ≥ 100 . Cette valeur étant dépassée, il est nécessaire de déterminer un critère correspondant.

7 Impact sur la santé humaine

La valeur seuil de détermination d'une norme de qualité environnementale pour la consommation humaine de poissons et de fruits de mer, obtenue conformément à Lepper (2005, tableau 1b) est atteinte (au moins pour DBSnD) du fait de la présence : a) d'indices de perturbation mutagène (R61), b) d'indices de nocivité par contact cutané ou ingestion (R21, R25), c) de risque de nocivité sous exposition prolongée par ingestion (R48/25) et d'un FBC > 100 .

Il n'a été fixé de valeur maximale pour les composés de dibutylétain ni dans la directive 98/83/CE (eaux destinées à la consommation humaine) ni dans la directive 75/440/CEE (production d'eau alimentaire).

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Les données de toxicité aquatique sont rassemblées en annexe 1. Pour chaque espèce, un critère est retenu (sur la base de la durée d'exposition la plus pertinente, du paramètre le plus sensible etc.). N'ont été utilisées à cette fin que les valeurs validées (Klimisch, 1997). Lorsque l'on disposait de plusieurs données sur les effets pour une espèce, on a pris, pour autant que possible, la moyenne géométrique. En conséquence, lorsque l'on dispose de plusieurs critères, on

prend le plus sensible. Les données sélectionnées sont mentionnées dans le tableau 8a (eau douce) et dans le tableau 8b (eau salée).

Tableau 8a:

Données sélectionnées dans l'eau douce pour les sels de dibutylétain exprimés en µg/l de chlorure de dibutylétain. Les valeurs indiquées en gras sont utilisées pour la détermination de la norme.

Chronique		Aigu	
Groupe taxonomique	CSEO ou CE10 [µg/l]	Groupe taxonomique	CL50 ou CE50 [µg/l]
Algae	2,4	Algae	17400
Pisces	453	Algae	89,4 ^a
Pisces	48,6	Crustacea	534 ^b
Pisces	1800	Pisces	600
		Pisces	2933 ^c

^a moyenne géométrique de 80 et 100

^b moyenne géométrique de 900 et 317

^c moyenne géométrique de 5800, 1023, 3249, 981 et 11476

Tableau 8b:

Données sélectionnées dans l'eau salée pour les sels de dibutylétain exprimés en µg/l de chlorure de dibutylétain. Les valeurs indiquées en gras sont utilisées pour la détermination de la norme.

Chronique		Aigu	
Groupe taxonomique	CSEO ou CE10 [µg/l]	Groupe taxonomique	CL50 ou CE50 [µg/l]
Crustacea	85 ^a	Bacteria	199 ^b
Mollusca	2	Bacteria	422 ^c
		Algae	40
		Algae	181
		Rotifera	625

^a moyenne géométrique de 72,1 et 101

^b moyenne géométrique de 182 et 217

^c moyenne géométrique de 380, 440 et 450

^d moyenne géométrique de 900 et 1660

Un test t montre que les jeux de données aiguës et chroniques ne sont pas sensiblement différents (avec respectivement une valeur p de 0,14 et de 0,46). Comme la sensibilité des organismes testés dans l'eau douce et l'eau salée ne varie pas, d'après les jeux de données utilisés, il est possible de regrouper ceux-ci. Il convient naturellement (conformément à Lepper, 2005) de suivre deux voies différentes en dernier lieu pour déterminer la norme de qualité environnementale.

La base de données aiguës est complète (algues, daphnies, poissons). Des CSEO chroniques sont disponibles pour les algues, les crustacés, les poissons et les mollusques. On ne dispose pas de CSEO pour *Daphnia magna*, mais il apparaît évident (elle n'est pas la CL50 la plus basse ; CSEO IUCLID supérieure aux CSEO d'autres espèces) que *Daphnia magna* n'est pas l'espèce la plus sensible. La

CSEO chronique la plus basse est relevée pour l'espèce *Mytilus edulis* (larve, inhibition de croissance, 672 µg/l) et correspond à 2 µg/l.

Eaux de surface intérieures

Pour les eaux douces, on peut appliquer, conformément à Lepper, 2005, un facteur de sécurité AF = 10, vu que l'on dispose de valeurs autant pour les algues que pour les poissons et les crustacés. "*An assessment factor of 10 will normally only be applied when long-term toxicity NOECs are available from at least three species across three trophic levels (e.g., fish, Daphnia, and algae or a non-standard organism instead of a standard organism).*" Il existe en outre une CSEO pour l'espèce donnant la CL50 la plus basse dans les tests aigus (algues). Il en résulte une CPSE pour l'eau douce de $2 / 10 = 0,2$ µg/l.

Autres eaux de surface

On peut également appliquer un facteur de sécurité de 10 pour l'eau salée, car on dispose de CSEO pour trois niveaux trophiques (algues, crustacés et poissons) et deux CSEO se réfèrent à des groupes taxonomiques spécifiques du milieu marin, à savoir un mollusque (le bivalve marin *M. edulis*) et un crustacé (le crabe marin *R. harrisi*). Partant d'une CSEO de 2 µg/l pour les mollusques et d'un facteur de sécurité de 10, on obtient une CPSE de $2 / 10 = 0,2$ µg/l pour l'eau salée.

Il en résulte une NQE_{eau} de 0,2 µg/l pour les organismes d'eau douce et une NQE_{eaux marines} de 0,2 µg/l pour les organismes d'eau salée.

On utilise la CL(E)50 aiguë la plus basse pour déterminer la NQE-CMA, ce qui correspond ici à 40 µg/l pour les algues. D'après Lepper, il faut appliquer un facteur d'évaluation de 100 avec un facteur de sécurité supplémentaire car il y a ici 'potential to bioaccumulate'. Dans le cas de l'intoxication dite 'secondary poisoning', la valeur seuil pour le calcul d'une CPSE est un FBC supérieur à 100. Vu que cette valeur seuil est atteinte, il faut utiliser un facteur de sécurité spécial en plus du facteur 100 pour déterminer la NQE-CMA. En appliquant un facteur de sécurité total de 1000, on obtient une NQE-CMA de $40 / 1000 = 0,04$ µg/l. Comme cette valeur est inférieure à la NQE-MA fixée pour les eaux douces, on ne peut déterminer de valeur de NQE-CMA.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Le critère seuil est respecté (voir paragraphe 6.2).

Le critère d'évaluation du bien à protéger 'Sédiments' (ou matières en suspension) a été déterminé dans le cadre d'un projet de recherche autrichien (FH-IME, 2007), conformément à Lepper, 2005. Il découle des données utilisées (voir FH-IME, 2007, fiche de données sur le dibutylétain) les constatations suivantes :

Conformément à Lepper, 2005, paragraphes 4.3.2.3 et 4.3.2.4, on peut déterminer une NQE_{sédiment} en appliquant la méthode d'équilibre lorsqu'on ne dispose pas de données d'effet correspondantes pour les organismes benthiques.

C'est le cas pour les composés de dibutylétain. La méthode d'équilibre tient uniquement compte de l'absorption des substances via la phase aqueuse. D'autres voies d'exposition peuvent cependant être également pertinentes, par ex. l'absorption via sédiments ou par contact direct avec les sédiments. Certaines études récentes font cependant apparaître que les voies d'exposition mentionnées en dernier lieu sont moins importantes lorsque le $\log K_{ow}$ est < 5 ; dans le cas contraire, il faut appliquer un facteur de sécurité de 10. On dispose de valeurs $\log K_{ow}$ calculées (pour le DBSnO) et > 5 . Un facteur de sécurité de 10 est donc appliqué.

On obtient pour le **critère d'évaluation (BC)** recherché :

$$BC_{Sed.wet_weight} [mg/kg] = \frac{K_{spm-water} [m^3/m^3]}{\text{densité 'bulk' }_{spm.wet} [kg/m^3]} * 1000 * NQE_{water} [mg/l]$$

avec

$$K_{spm-water} = f_{solid} (0,1) * [Kp_{susp} (11749 l/kg) / 1000] * RHO_{solid} (2500 kg/m^3) = 2937 m^3/m^3$$

$$\text{densité 'bulk' }_{spm.wet} = 1150 [kg/m^3]$$

1000 = facteur de conversion de m^3/kg en l/kg

$$NQE_{water} = 0,0002 [mg/l]$$

Cela donne donc, avec un facteur de sécurité de 10:

$$BC_{Sed.wet_weight} = 511 [\mu g/kg] / 10 = 51,1 [\mu g/kg]$$

$$BC_{Sed.dry_weight} = 23,5 [\mu g/kg]$$

Ce critère d'évaluation devrait pouvoir être appliqué aux sédiments/matières en suspension. Il est rappelé que cette valeur n'est pas déterminée sur la base de données de tests écotoxicologiques mais calculée à partir d'une NQE_{eau} .

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Le critère seuil est respecté (voir paragraphe 6.3).

Le critère d'évaluation du bien à protéger 'organismes piscivores' a été déterminé dans le cadre d'un projet de recherche autrichien (FH-IME, 2007), conformément à Lepper, 2005. Il découle des données utilisées (voir FH-IME, 2007, fiche de données sur le dibutylétain) les constatations suivantes:

On a pu identifier dans la banque de données HSDB une valeur DSENO fondée sur une étude de consommation de calories chez les rats pendant une période de 90 jours (FH-IME, 2007):

DSENO (rat, 90 j, oral) = 1,5 mg/kg pc/j (conversion en cation de dibutylétain)

CSEO (rat, 90 j, oral) = 30 ppm (rapportés à l'alimentation, conversion en cation de dibutylétain)

La valeur CSEO, décrite ci-après comme $CSEO_{proie}$ pour mettre en évidence la relation prédateur-proie, est à la base du calcul du critère d'évaluation exprimé sous forme de concentration admissible de substance dans la proie pour la protection du prédateur en bout de chaîne alimentaire. Le critère d'évaluation

$BC_{\text{secondary poisoning, proie}}$ est obtenu en divisant la $CSEO_{\text{proie}}$ par un facteur de sécurité dont le niveau dépend de la durée et de la conception du test. Dans le cas présent, le guide communautaire sur l'évaluation du risque fait mention d'un facteur de sécurité de 90 (CE, 2003).

$$BC_{\text{secondary poisoning, proie}} = CSEO_{\text{proie}} (30 \text{ mg/kg}) / 90 \\ = 0,3 \text{ mg DBSn/kg proie (wwt)}.$$

Ce critère peut être converti en une $NQE_{\text{secondary poisoning, eau}}$ à l'aide du FBC et d'un facteur supplémentaire de 10 (Lepper, 2005):

$$NQE_{\text{secondary poisoning, eau}} \\ = 300 \mu\text{g/kg}_{\text{secondary poisoning, proie}} / \text{FBC (135)} * 10 = 0,22 \mu\text{g/l}.$$

Il s'avère que cette valeur est supérieure à la NQE_{eau} . La NQE_{eau} est donc suffisante pour protéger également les organismes piscivores.

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Le critère seuil est respecté (voir paragraphe 7).

La NQE pour la consommation des poissons est déterminée comme suit:

Le CSTEE (RPA, 2005) a proposé une DJT de $0,27 \mu\text{g/kg pc/j}$ (rapporté au DBSnD). Ceci correspond à $0,21 \mu\text{g/kg pc/j}$ rapporté à l'ion de DBSn. Conformément à Lepper, 2005, il en découle la norme de qualité suivante:

$$NQE_{\text{consommation de poisson}} = 0,1 * 0,21 * 70 / 0,115 = 12,8 \mu\text{g/kg de poisson}$$

(Hypothèses :

facteur de sécurité 0,1; poids corporel 70 kg; consommation de poissons et de fruits de mer par personne $0,115 \text{ kg/j}$).

La conversion pour la phase aqueuse peut suivre Lepper (2005):

$$NQE_{\text{consommation de poisson, eau}} = NQE_{\text{consommation de poisson}} / \text{FBC} \\ (\text{le facteur } BAm_1 \text{ est ici égal à } 1)$$

Avec un FBC de 135, on obtient:

$$NQE_{\text{consommation de poisson, eau}} = 12,8 \mu\text{g/kg poisson} / \text{FBC (135)} \\ = 0,09 \mu\text{g/l}$$

Cette valeur est inférieure à la NQE_{eau} . La NQE_{eau} ne suffit donc pas à protéger suffisamment l'homme contre l'absorption par voie de consommation de poisson.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Il n'a pas été fixé de norme (voir paragraphe 7).

9 Bibliographie

Altenburger et al 2000:

Altenburger, R.; Backhaus, T.; Boedeker, W.; Faust, M.; Scholze, M.; Grimme, L.H.: Predictability of the toxicity of multiple chemical mixtures to *Vibrio fischeri*: Mixtures composed of similarly acting chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 2341-2347 (2000).

Analyt.Bio-Chemistry Lab Inc 1990:

Analyt. Bio-Chemistry Laboratories Inc.: ABC Final Rep. No. 38311, Columbia, Missouri, 552 S., (1990), Zitiert im Schreiben der Firma Schering vom 28.08.1991 an das Umweltbundesamt

Argese et al 1998: Argese, E.; Bettiol, C.; Ghirardini, A.; Fasolo, M.; Giurin, G.; Ghetti, P.F.: Comparison of in vitro submitochondrial particle and Microtox assays for determining the toxicity of organotin compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 1005-1012 (1998).

Bericht ES 1990:

Acute and Life Cycle Toxicity of Bis(tributyltin) Oxide and Dibutyltin Dichloride to the Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*) in a Flow-Trough System (Bericht-Nr.: ES 7339, Subtask 2C, 16.3.1990); Studie im Besitz der Atochem N. A. und der Witco GmbH

Bursch, 2003: Ökotoxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen, Gutachten erstellt im Auftrag des BMLFUW (2003); im Internet zu finden unter <http://www.lebensministerium.at/wasser> (dann unter Wasserrahmenrichtlinie anklicken und nach dem Thema „Strategiepapier - Qualitätsziele für chemische Stoffe“ - öffentliche Anhörung“ suchen)

Burton et al 1986:

Burton, S.A.; Petersen, R.V.; Dickman, S.N.; Nelson, J.R.: Comparison of in vitro bacterial bioluminescence and tissue culture bioassays and in vivo tests for evaluating acute toxicity of biomaterials. *J. Biomed. Mater. Res.* 20, 827-838 (1986).

Buzinova et al 1987:

Buzinova N. S.; Danil'chenko, O : P.; Ozrina, R. D.; Parina, O. V.; *Eksp. Vodn. Toksikol.* 19, 41-46 (1987), zitiert in: C. A. Sel.-Environ. Pollut. 7 :107-97540U

DK, 1996:

Statutory order no. 921 of October 8, 1996 on quality standards for water bodies and emission standards for discharges of certain hazardous substances to watercourses, lakes or the sea, Danish Ministry of Environment and Energy

De Vries et al 1991:

De Vries, H. ; Penninks, A. H. ; Snoeij, N. J. ; Seinen, W. : Comparative Toxicity of organotin compounds to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Sci. Total Environ.* 103 (2/3), 229-243 (1991)

Durand et al 2003:

Durand, M.J.; Thouand, G.; Dancheva Ivanova, T.; Vachon, P.; DuBow, M.: Specific detection of organotin compounds with a recombinant luminescent bacteria. *Chemosphere* 52, 103-111 (2003)

EC, 1999:

Study on the prioritisation of substances dangerous to the aquatic environment; European Commission, July 1999

EC, 2003:

Technical Guidance Document on risk assessment (TGD), Part II (Environmental risk assessment), European Commission, 2003

ECB, 2004:

European Commission – Joint Research Center - European Chemicals Bureau: ECBI/17/03 und ECBI/147/04 Rev. 3
Environ.Tox.Chem 1985

FH-IME, 2007:

Machbarkeitsstudie: Strategie für ein stoffangepasstes Wasser-Monitoring – Erfassung potentiell sorbierender oder akkumulierender Stoffe in anderen Kompartimenten (Biota, Sediment, Schwebstoffe), Studie des Fraunhofer-Instituts für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie im Auftrag des BMLFUW (2006)

FR, 2006:

Database:

http://chimie.ineris.fr/en/lien/basededonnees/environnementale/recherche/search1_1.php?catpnc=1&validation=0&Submit=Search

Hand and Cooney 1995:

Han, G.; Cooney, J.J.: Effects of butyltins and inorganic tin on chemotaxis of aquatic bacteria. J. Ind. Microbiol. 14, 293-299 (1995)

Huang et al 1993:

Huang, G.; Bai, Z.; Dai, S.; Xie, Q.: Accumulation and Toxic Effect of Organometallic Compounds on Algae. Appl. Organomet. Chem. 7, 373-380 (1993)

Huang et al 1996:

Huang, G.; Dai, S.; Sun, H.: Toxic Effects of organotin species on algae. Appl. Organomet. Chem. 10, 377-387 (1996)

Huang et al 1997:

Huang, G.; Sun, H.; Dai, S.: Quantitative Structure-Activity Relationship Study for Toxicity of Organotin Compounds on Algae. Bull. Environm. Cont. and Toxicol. 58, 299-304 (1997)

IKSR, 1992: IKSR, Datenblatt Dibutylzinnverbindungen vom 9. Juli 1992

INERIS, k.D.:

INERIS Chemical Substances portal (Datenbank), Data sheet Dibutyltin dichloride
http://chimie.ineris.fr/en/lien/basededonnees/environnementale/recherche/search1_1.php?catpnc=1&validation=0&Submit=Search

IUCLID, 2000:

Europäische Kommission, IUCLID-Datenbank für DBSnD, Abfrage Stand 19-Feb-2000. In der IUCLID-Datenbank wird als Quelle für die angeführten Testdaten die Firma Witco GmbH Polymerchemikalien und Kunstharze, Bergkamen (D) angeführt.

Kawano et al 1996:

Kawano, A.; Baba, T.; Mizukami, Y.; Arizono, K.; Ariyoshi, T.: Acute effect of organotin compounds to red sea bream and red carp using biological parameters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56, 774-781 (1996).

Klimisch et al 1997:

Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regul Toxicol Pharmacol 25: 1-5.

Lapota et al 1993:

Lapota, D.; Rosenberger, D.E.; Platter-Rieger, M.F.; Seligman, P.F.: Growth and survival of *Mytilus edulis* larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin. *Mar. Biol.* 115, 413-419 (1993).

Lapota et al 1994:

Lapota, D.; Rosenberger, D.E.; Duckworth, D.: A Bioluminescent Dinoflagellate Assay for Detecting Toxicity in Coastal Waters. *Biolumin. Chemilumin.* 156-159 (1994).

Lepper, 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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (unveröffentlicht)

Laughlin et al 1985:

Laughlin, R. B. Jr.; Johannesen, R. b.; French, W.; Guard, H.; Brinckman, F. E.: Structure-Activity Relationships for organotin compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 4(3), 343-351 (1985)

Laughlin and French 1989:

Laughlin, R.B.; French, W.: Population-related response to two butyltin compounds by zoeae of the mud crab *Rhithropanopeus harrisi*. *Mar. Biol.* 102, 397-401 (1989).

Liu and Thomson 1986:

Liu, D.; Thomson, K.: Biochemical responses of bacteria after short exposure to alkyltins. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36, 60-66 (1986)

Lytle et al 2003: Lytle, T.F.; Manning, C.S.; Walker, W.W.; Lytle, J.S.; Page, D.S.: Life-cycle toxicity of dibutyltin to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) and implication of the ubiquitous tributyltin impurity in test material. *Appl. Organomet. Chem.* 17, 653-661 (2003)

Miller and Cooney 1994:

Miller, M.E.; Cooney, J.J.: Effects of tri-, di- and monobutyltin on heterotrophic nitrifying bacteria from surficial estuarine sediments. *Arch. Environ. Cont. and Toxicol.* 27, 501-503 (1994)

Nagase et al 1991:

Nagase, H. ; Hamasaki, T. ; Sato, T. ; Kito, H.; Yoshioka, Y.; Ose, Y. Structure-Activity relationships for organotin compounds on the Red Killifish *Oryzias latipes*. *Appl. Organomet. Chem.* 5, 91-97 (1991)

NL, 2003: VROM: Staatscourant 10 Feb. 2003, Nr. 28, S. 23

NL, k.D.:

http://www.rivm.nl/rvs/XML_normen/index.jsp (unter der Bezeichnung „Dibutyltin salts“)

Ö. 2006:

Verordnung des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 96 (2006)

Pagliarani et al 2006:

Pagliarani, A.; Bandiera, P.; Ventrella, V.; Trombetti, F.; Pirini, M.; Borgatti, A.R.: Response to alkyltins of two Na⁺ dependent ATPase activities in *Tapes philippinarum* and *Mytilus galloprovincialis*. *Toxicol. In Vitro* 20, 1145-1153 (2006).

RPA 2005:

RPA, Risk assessment studies on targeted consumer applications of certain organotin compounds; Prepared for the European Commission (September 2005)

Stasinakis et al 2001:

Stasinakis, A.S.; Thomaidis, N.S.; Lekkas, T.D.: Toxicity of organotin compound to activated sludge. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 49, 275-280 (2001).

SCTEE, 1994:

Scientific Advisory Committee to examine the Toxicity and Ecotoxicity of chemical compounds, Activity report 1992-1993, European Commission, 1994

Steinhäuser et al 1985:

Steinhäuser K. G.; Amman, W.; Späth, A.; Polenz, A.; *Vom Wasser* 65, 203-214 (1985)

Sun et al 1997:

Sun, H.W.; Huang, G.L.; Dai, S.G.; Chen, T.Y.: A diparametric QSAR pattern for organotin compounds on rotifer *Brachionus plicatilis*. *Toxicol. Environ. Chem.* 60, 75-85 (1997).

Thomulka and Lange 1994:

Physical, chemical and biological factors affecting a direct bioluminescence-reduction bioassay for *Vibrio harveyi*, a marine bacterium. *J. Clean Technol. Environ. Sci.* 4, 59-77 (1994).

Thomulka and Lange 1994b:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: Use of *Vibrio harveyi* in an aquatic toxicity test to detect hazardous chemicals in a sand and water interface environment. *J. Clean Technol. Environ. Sci.* 4, 283-294 (1994)

Thomulka and Lange 1995:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: Multiple toxicity of three metals, tributyltin chloride, dibutyltin dichloride and monobutyltin trichloride, using the marine bacterium *Vibrio harveyi* as the test organism. *Fresenius Environ. Bull.* 4, 508-513 (1995).

Thomulka and Lange 1995b:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: Use of bioluminescent bacterium *Vibrio harveyi* to detect biohazardous chemicals in soil and water extraction with and without acid. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 32, 201-204 (1995).

Thomulka and Lange 1996:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: A mixture toxicity study employing combinations of tributyltin chloride, dibutyltin dichloride, and tin chloride using the marine bacterium *Vibrio harveyi* as the test organism. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 34, 76-84 1996.

Thomulka and Lange 1997:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: A soil and water interface study evaluating toxicity of different hazardous chemicals using *Vibrio harveyi* in an aquatic toxicity test. *Int. J. Environ. Stud.* 52, 269-295 (1997).

Thomulka et al 1997:

Thomulka, K.W.; Schroeder, J.A.; Lange, J.H.: Use of *Vibrio harveyi* in an aquatic bioluminescent toxicity test to assess the effects of metal toxicity: treatment of sand and water-buffer, with and without EDTA. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 12, 343-348 (1997)

UBA, 2006:

Qualitätsanforderungen für Gewässer, UBA-Datenbank (Stand Oktober 2006), http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_2.htm#4
(Die rechtliche Umsetzung der Qualitätsziele erfolgt in Deutschland durch die einzelnen Länder (z.B. Bayerische Gewässerbestandsaufnahme und –zustandseinstufungsverordnung vom 1. März 2004, BGVBl. Nr. 5/2004))

Vighi und Calamari 1985:

Vighi, M. ; Calamari, D. : QSARs for Organotin Compounds on *Daphnia magna*. *Chemosphere* 14, 1925-1932 (1985)

Walsh et al 1985:

Walsh, G. E.; McLaughlan, L. L.; Loes, E. M.; Louie, M. K.; Deans, C. H.: Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *skeletonema costatum* and *thalassiosira pseudonana*. *Chemosphere* 14 (3-4), 383-392 (1985)

Wester et al 1987:

Wester, P. W.; Canton, J. H.: Histopathological study of *poecilia reticulata* after long-term exposure to bis (tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and Di-n-Butyltindichloride. *Aquat. Toxicol.* 10 (2-3), 143-165 (1987)

Wester and Canton 1987:

Wester, P.W.; Canton, J.H.: Histopathological study of *Poecilia reticulata* (guppy) after long-term exposure to bis(tri-n-butyltin) oxide (TBTO) and di-n-butyltin dichloride (DBSnD). *Aquat. Toxicol.* 10, 143-165 (1987).

Wester et al 1990:

Wester, P.W.; Canton, J.H.; Van Iersel, A.A.J.; Krajnc, E.I.; Vaessen, H.A.M.G.: The toxicity of bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and di-n-butyltindichloride (DBSnD) in the small fish species *Oryzias latipes* (medaka) and *Poecilia reticulata* (guppy). *Aquat. Toxicol.* 16, 53-72 (1990).

Wester and Canton 1991:

Wester, P.W.; Canton, J.H.: The usefulness of histopathology in aquatic toxicity studies. *Comp. Biochem. Physiol.; Comp. Pharmacol. Toxicol.* 100C, 115-117 (1990).

Widdows and Page 1993:

Widdows, J.; Page, D.S.: Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 35, 233-249 (1993).

Witco, 1988:

Witco GmbH, GmbH: interner Bericht (Bericht Nr. VE 04/88; 2.11.88) zitiert in ECB, 2004

Wong et al 1982:

Wong, P. T. S.; Chau, Y. K.; Kramar, o: Bengert, G. A.: Structure-Toxicity Relationship of Tin Compounds on Algae. *Can J Fish Aquat Sci* 39, 483-488 (1982).

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques avec les composés de dibutylétain.

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets **chroniques** sur les organismes d'eau douce exprimés en µg/l de chlorure de dibutylétain

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Bactéries					
<i>Pseudomonas putida</i>	inhibition de la croissance	16 h	CME0	2500	Steinhäuser et al 1985
<i>unknown, isolated from sediment culture</i>	absorption de NH ₄	96 h	CSEO	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Bacillus sp., isolated from sediment culture</i>	absorption de NH ₄	96 h	CSEO	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Bacillus sp., isolated from sediment culture</i>	absorption de NH ₄	96 h	CSEO	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Gram-negative, isolated from sediment culture</i>	absorption de NH ₄	96 h	CSEO	<2,3	Miller and Cooney, 1994
Algues					
<i>Scenedesmus obliquus</i>	croissance	96 h	CSEO	2,4	Huang et al 1993
<i>Daphnia magna</i>	-	504 h	CSEO	10,48	Analyt. Bio-Chemistry Lab Inc 1990
Mollusques					
<i>Anodonta anatina</i>	mortalité	5040 h	CE100	38	UCLID, 2000
Poissons					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	taille, fécondité	191 d	CSEO	453	Lytle et al., 2003
<i>Cyprinus carpio</i>	-	432 h	CL100	1000	Buzinova et al 1987
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité, comportement	110 d	CSEO	49	De Vries et al., 1991
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité, comportement	31 d	CSEO	1800	Wester et al., 1990; Wester and Canton, 1991; Wester and Canton, 1987

a =culture isolée du champ

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets **chroniques** sur les organismes d'eau salée

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g/l}$]	Bibliographie
Crustacés					
<i>Carcinus maenas</i>	mortalité		CE50	> 500	UCLID, 2000
<i>Crangon crangon</i>	mortalité	672 h	CE50	> 750	UCLID, 2000
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>		12 d	CL50	863	Laughlin et al., 1985
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mortalité	12 d	CL50	807	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mortalité	12 d	CL50	1660	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mortalité	10-15 d	CE10	1100	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mortalité	10-15 d	CE10	296	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mortalité	10-15 d	CE10	101	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mortalité	10-15 d	CE10	72,1	Laughlin & French 1989
Mollusques					
<i>Crassostrea gigas</i>	mortalité	49 d	CL50	100	Thian et al. 1987 in Widdows and Page; IUCLID
<i>Mytilus edulis</i>	croissance de la coquille	28 d	CSEO	2	Lapota et al., 1993
<i>N. diversicolor</i>	-	240 h	CSEO	> 100	UCLID, 2000
Poissons					
<i>Agonus cataphractus</i>	mortalité	432 h	CE50	> 500	UCLID, 2000
<i>Solea solea</i>	mortalité	504 h	CL50	> 500	UCLID, 2000

a = CE10 calculée en adaptant la relation dose-effet logistique aux données de l'auteur ($r^2 = 0,983$)

b = CE10 calculée en adaptant la relation dose-effet logistique aux données de l'auteur ($r^2 = 0,9777$)

c = CE10 calculée en adaptant la relation dose-effet logistique aux données de l'auteur ($r^2 = 0,9981$)

d = CE10 calculée en adaptant la relation dose-effet logistique aux données de l'auteur ($r^2 = 1$)

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets **aigus** sur les organismes d'eau douce

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Bactéries					
<i>Activated sludge</i>	déshydrogénase/oxygénation	1,67 h	CE50	48000	Liu and Thomson, 1986
<i>Pseudomonas fluorescens SHC-6</i>	motilité	1 h	CE50	130550	Han and Cooney, 1995
<i>Serratia sp Gil-1</i>	motilité	1 h	CE50	48578	Han and Cooney, 1995
Champignons					
<i>Levures</i>	-	48 h	CE50	3700	UCLID, 2000
<i>Levures</i>	-	48 h	CE50	22000	UCLID, 2000
Cyanobactéries					
<i>A(Anabaena ?). cylindrica</i>	inhibition de la photosynthèse	3 h	CE50	2700	UCLID, 2000
<i>A(Anabaena ?). cylindrica</i>	inhibition de la nitrogénase	3 h	CE50	900	UCLID, 2000
<i>Plectonema boryanum</i>	inhibition de la photosynthèse	3 h	CE50	3300	UCLID, 2000
Algues					
<i>Ankistrodesmus falcatus acicularis</i>	photosynthèse	4 h	CE50	17400	Wong et al 1982
<i>Platymonas sp.</i>	croissance	96 h	CE50	77	Huang et al 1997
<i>Scenedesmus obliquus</i>	croissance	96 h	CE50	17	Huang et al 1993
<i>Scenedesmus obliquus</i>	croissance	96 h	CE50	100	Huang et al 1993
<i>Scenedesmus obliquus</i>	croissance	96 h	CE50	80	Huang et al 1996
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	inhibition de la mobilité	48 h	CSEO	451	UCLID, 2000
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	24 h	CE50	317	Steinhäuser et al 1985
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	24 h	CE50	900	Vighi und Calamari 1985
Poissons					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	mortalité	96 h	CSEO	2940	UCLID, 2000
<i>Cyprinodon variegatus</i>	-	96 h	CSEO	4	Rapport ES 1990
<i>Cyprinodon variegatus</i>		96 h	CE50	> 4800	Rapport ES 1990
<i>Leuciscus idus</i>	mortalité	48 h	CE50	600	Steinhäuser et al 1985

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité	48 h	CL50	5800	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité	48 h	CL50	1023	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité	48 h	CL50	3249	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité	48 h	CL50	981	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité	48 h	CL50	11476	Nagase et al., 1991

a = utilisation de boues activées.

b = converti à partir de la dose molaire. Bactéries pré-exposées.

c = données : Huang Guolan et al 1996, converti à partir de µmol/l, pas d'autres données de tests disponibles

d = méthodes décrites par Rand and Petrocellic, valeur incorrecte

e = valeur correcte tirée du tableau

f = conformément au guide OCDE 203; converti à partir de la dose molaire en équivalents DBSnD.

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets **aigus** sur les organismes d'eau salée

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Bacteria					
<i>Vibrio fischeri (Microtox)</i>	inhibition de la luminescence	0,5 h	CE50	300	UCLID, 2000
<i>Vibrio fischeri</i>	inhibition de la luminescence	0,5 h	CE50	217	Steinhäuser et al 1985
<i>Vibrio fisheri</i>		15 min	CE50	182	Argese et al., 1998
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescence	50 min	CE50	5700/ 7600	Thomulka and Lange, 1995
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescence	50 min	CE50	18700	Thomulka and Lange, 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescence	50 min	CE50	380	Thomulka and Lange, 1994
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescence	50 min	CE50	88	Thomulka et al., 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescence	50 min	CE50	440	Thomulka et al., 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescence		CE50	450	Thomulka and Lange, 1995; Thomulka and Lange, 1996
Algae					
<i>Skeletonema costatum</i>	croissance	72 h	CE50	40	Walsh et al 1985
<i>Skeletonema costatum</i>	mortalité	72 h	CL50	>500	Walsh et al 1985
<i>Skeletonema costatum</i>		72 h	CE50	265	Walsh et al 1985
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	croissance	72 h	CE50	181	Walsh et al 1985
Rotifera					
<i>Brachionus plicatilis</i>	mortalité	24 h	CL50	625	Sun et al., 1997
Crustacea					
<i>Artemia franciscana</i>	mortalité	24 h	CL50	228900	Hadjispyrou et al 2001
<i>Rhithripanopeus harrisi (Larve)</i>	mortalité	?	CE50	900	UCLID, 2000
<i>Rhithripanopeus harrisi (Larve)</i>	mortalité	?	CE50	1660	Environ.Tox.Chem 1985
Mollusca					
<i>Crassostrea pipiens</i>	mortalité	24 h	CE50	380	UCLID, 2000
<i>Crassostrea pipiens</i>	mortalité	24 h	CE90	690	UCLID, 2000
<i>Crassostrea gigas (Larve)</i>	inhibition de la mobilité	48 h	CE50	109	UCLID, 2000
<i>Crassostrea gigas (Larve)</i>	mortalité	48 h	CE50	131	UCLID, 2000

a = test Microtox

b = test avec sédiment

c = test avec sable

d = chiffre tiré d'une autre étude de Thomulka

e = concentrations nominales, valeurs moyennes

f = concentrations nominales, valeur CE50croissance = 0,265

g = conversion à partir de 2.06e-3 mmol

h = conversion de 89,4 mg Sn/l ; voir plus haut pour la solubilité

Fiche de données sur les substances

- Dichlorprop P -

1 Substance

Nom :	dichlorprop P
Nom IUPAC :	acide (R)-2-(2,4-dichlorophénoxy)propionique
Numéro CAS	15165-67-0 acide (+)-2-(2,4-dichlorophénoxy)propionique
Numéro CE :	69
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	
Code	Sandre : 1169
Groupe de substances :	herbicide, aryloxyacide

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	7,6 µg/l	1,0 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	0,76 µg/l	0,13 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 1,3 µg/l NQE-CMA = 7,6 µg/l	Voir 8.1
Biocénoses aquatiques (eaux côtières et de transition)	NQE-MA = 0,13 µg/l NQE-CMA = 0,76 µg/l	Voir 8.1
Organismes benthiques	-	Voir 8.2
Secondary poisoning	1,0 µg/l	Voir 8.3
Consommation des poissons	1,2 µg/l	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	1 µg/l	Voir 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	Voir 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
R22 R38 R41 R43 (décision de la CEE du 15.01.94)	Décision de la CEE du 15.01.94

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	OR (Objectif de référence)	0,1 µg/l	eau
AT			
DE	NQ	0,1 µg/l	eau
NL		40 µg/l	eau mélange de dichlorprop (n° CAS 120-36-5)
FR	provisoire	0,5 µg/l	eau
LU		0,1 µg/l	eau

3.3 Mode d'action et utilisation

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

- non pertinent -

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	0,59 g/l à 20 °C 0,35 g/l à 20 °C	BASF France Mackay handbook, 2000
Densité	1,4-1,6 Pa*cm ³ /mol	Mackay handbook, 2000
Pression de vapeur	62 µPa à 20 °C 4,0 – 4,5 * 10 ⁻⁴ Pa à 25 °C	BASF France Mackay handbook, 2000
Constante de Henry	2,5*10 ⁻⁵ Pa m ³ /mol 2,69*10 ⁻⁴ Pa m ³ /mol	Agritox Mackay handbook, 2000

5 Comportement et persistance dans l'environnement (pour autant que l'on dispose d'informations)

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)		
Photostabilité (DT ₅₀)		
Facilement biodégradable (oui/non)		
Si pertinent : métabolites significatifs	2,4-dichlorophénol	CanTox Environmental, 2007

Propriété		Source
Comportement de sorption		
log P _{OW}	1,77 - 3,43	Mackay handbook, 2000
K _{oc}	P=89 à pH=4,6 170-1000	Pesticides Manual Mackay handbook, 2000
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	3162	CanTox Environmental, 2007

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques se fonde sur les résultats d'analyses chroniques effectuées sur les algues, les plantes aquatiques les crustacés et les poissons. Les données les plus sensibles sur les effets sont rassemblées en annexe 1.

La valeur chronique la plus basse est constatée sur les algues (CSEO = 16 µg/l de dichlorprop P, la valeur pour le sel de diméthylamine (DP-P-DMA) correspond à 13 µg/l d'acide de dichlorprop).

La valeur aiguë la plus faible a également été déterminée pour les algues (CE50 = 91 µg/l de dichlorprop P, la valeur pour le sel de diméthylamine (DP-P-DMA) correspond à 76 µg/l).

Aucune donnée n'est disponible pour les organismes d'eau salée.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE pour les organismes benthiques s'élève à $K_{p_{MES-eau}} \geq 3$. Cette valeur est en relation directe avec la valeur log K_{OC}. Etant donné que le log K_{OC} est de 3 au maximum et que le K_{p_{MES-eau}} est toujours plus bas (les matières en suspension sont en partie des CO), cette valeur seuil n'est pas dépassée.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Conformément à Lepper (2005, tableau 1a), la valeur seuil de détermination d'une norme de qualité environnementale pour les espèces animales piscivores correspond à un FBC ≥ 100 . Cette valeur est dépassée et il convient donc de déterminer une NQE pour les espèces animales piscivores.

7 Protection de la santé humaine

La valeur seuil de détermination d'une norme de qualité environnementale pour la consommation humaine de poissons et de fruits de mer, obtenue conformément à Lepper (2005) est atteinte du fait de la classification R22 et d'un FBC de 3162

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux de surface intérieures

$$\text{NQE-MA} = 13 \mu\text{g/l} / 10 = 1,3 \mu\text{g/l}$$

$$\text{NQE-CMA} = 76 \mu\text{g/l} / 10 = 7,6 \mu\text{g/l}.$$

Autres eaux de surface

Pour cette raison, la NQE-MA et la NQE-CMA pour les autres eaux de surface est déterminée à partir des données sur les organismes d'eau douce avec application d'un facteur de sécurité de 100.

$$\text{NQE-MA} = 13 \mu\text{g/l} / 100 = 0,13 \mu\text{g/l}$$

$$\text{NQE-CMA} = 76 \mu\text{g/l} / 100 = 0,76 \mu\text{g/l}$$

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2.

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Le critère seuil est respecté (voir paragraphe 6.3).

Pour calculer la norme de qualité visant à protéger les espèces animales piscivores, on doit disposer de données sur la concentration dans l'alimentation (mg/kg d'aliment) jusqu'à laquelle aucun effet n'est constaté (CSEO_{oral}). Pour le dichlorprop P (n° CAS 53404-31-2), l'OMS a utilisé en 1996 une valeur de 100 mg/kg de nourriture pour rat pour déterminer une norme 'eau potable'. Cette valeur est également utilisée pour déterminer ci-dessous une NQE. La valeur découle d'une étude de 2 ans effectuée sur des rats.

Le critère d'évaluation (BC) à partir duquel la NQE est calculée résulte du calcul suivant:

$$\text{BC}_{\text{sec pois.biota}} = \text{NOEC}_{\text{oral}} / \text{VF}_{\text{oral}} = 100 \text{ mg/kg} / 30 = 3,3 \text{ mg/kg} = 3300 \mu\text{g/kg}$$

La valeur FS_{oral} utilisée dans le calcul est de 30 (étude chronique sur les mammifères), voir tableau 8 dans Lepper (2005).

On peut en tirer par calcul la NQE_{sec pois.eau} :

$$\text{MKN}_{\text{sec pois.water}} = \text{BC}_{\text{sec pois.biota}} / (\text{BCF} * \text{BMF})$$

La NQE_{sec pois.eau} est donc égale à $3300 / 3162 = 1,0 \mu\text{g/l}$ (arrondi, avec un FBAm = 1)

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Le critère seuil est respecté (voir paragraphe 7.1). La $NQE_{hh.food}$ est déterminée comme indiqué dans les paragraphes suivants.

L'EFSA a retenu une valeur de 0,06 mg/kg/jour pour le dichlorprop P (Cantox Environmental ind., 2007). Cette valeur est utilisée pour déterminer la norme.

On peut en tirer par calcul la $NQE_{hh.food}$:

$NQE_{hh.food} = 0,1 * \text{valeur seuil (en } \mu\text{g/kg de poids corporel)} * 70 \text{ kg poids corporel} / 0,115 \text{ kg alimentation (poisson, crustacés et coquillages)}$

Il en découle une valeur de $0,1 * 60 (\mu\text{g/kg}) * 70 \text{ kg} / 0,115 = 3652 \mu\text{g/kg}$ de poisson.

On peut en tirer par calcul la concentration correspondante dans l'eau:

$NQE_{hh.food.water} = NQE_{hh.food}(\mu\text{g/kg}) / \text{FBC (FBAm} = 1)$

Il en découle une valeur de $3652 / 3162 = 1,2 \mu\text{g/l}$ (arrondi) pour les eaux douces comme pour les autres eaux.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Aux termes de la directive communautaire 98/83/CEE (directive sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, anciennement 80/778/CEE), il convient d'appliquer la valeur maximale de [valeur] pour la protection l'eau potable.

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire), il convient d'appliquer la valeur maximale de [valeur] pour la protection des eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire.

9 Bibliographie

BioByte. 2004. BioLoom (computer program), version 1.0. (ClogP 4.0). Claremont, CA, BioByte Corporation.

IRC. 1997. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR), Werkgroep Waterkwaliteit

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 september 2005 (niet gepubliceerd)

Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for pesticides Crommentuijn T – 1997 RIVM Rapport 601501002 [http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601501002.pdf].

Cantox Environmental Inc. 2007: Final report Dichlorprop (2,4-DBP).

http://www.mdn.ca/site/Reports/defoliant/FFReports/Task_3A1_Tier3/CEI_Gagetown_Final_Report_Appendix_B_Tier_3_April_2007/B18-Dichlorprop%20Tox%20Profile.pdf accessed January 9th 2008

WHO/SDE/WSH/03.04/44. Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4D and MCPA) in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO 2003.at:

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/chlorophenoxyherb.pdf (accessed January 10th, 2008)

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques avec le dichlorprop P sauf indication contraire.

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont en **caractères gras**).

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Dichlorprop-P					
15165-67-0					
Bactéries					
<i>Pseudomonas putida</i>			CSEO	100.000	CIPR 1997
Algues					
Plantes aquatiques					
<i>Navicula pelliculosa</i>		5 d	CSEO	16*	ICS-UBA
<i>Lemna gibba</i>		7 d	CE50	42.100	UE
<i>Lemna gibba</i>		14 d	CE50	4100*	EU
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	100.000***	RIVM/CSR archives; 1992
<i>Daphnia magna</i>			CSEO	10.000***	CIPR 1997
<i>Daphnia magna</i>		21 d	CSEO	100.000	UE
Poissons					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			CSEO	122.000	CIPR 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			CPSE	100.000	UE
Autres organismes					

* sel de diméthylamine

** éthylhexylester

*** mélange de dichlorprop (n° CAS 120-36-5)

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets chroniques.

Tableau 2a : Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Dichlorprop-P					
15165-67-0					
Bactéries					
Algues					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	96 h	CSEO	180.000	RIVM/CSR archives; 1992
<i>Anaebaena flos-aquae</i>		72 h	CE50	20.300	UE
<i>Anaebaena flos-aquae</i>		72 h	CE50	20.300	UE
<i>Pseudokirchneriella subcapitata (ex. Selenastrum capricornutum)</i>		72 h	CE50	26.500	UE
<i>Navicula pelliculosa</i>		120 h	CE50	91	UE
Plantes aquatiques					
<i>Navicula pelliculosa</i>		72 h	CE50	>100.000	UE
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>		48 h	CE50	15.000	TEC
<i>Daphnia magna</i>		48 h	CE50	> 100.000	UE
<i>Daphnia magna</i>		48 h	CE50	>100.000*	UE
<i>Daphnia magna</i>		48 h	CE50	>1500**	UE
Poissons					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	120.000	RIVM, 1992
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		96 h	CL50	100.000-220.000	BASF France
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	96 h	CL50	>150.000*	UE
<i>Oncorhynchus mykiss (ex. Salmo gairdneri)</i>	mortalité	96 h	CL50	>150.000*	UE
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	96 h	CL50	10.000**	UE
<i>Oncorhynchus mykiss (ex. Salmo gairdneri)</i>	mortalité	96 h	CL50	10.000**	UE
Autres organismes					

* sel de diméthylamine

** éthylhexylester

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface
Il n'existe pas de données sur les effets aigus.

Fiche de données sur les substances

- Dichlorvos -

1 Substance

Nom :	dichlorvos
Nom IUPAC :	2,2-dichlorovinyl diméthylphosphate
Numéro CAS :	62-73-7
Numéro CE :	200-547-7
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	015-019-00-X
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	
Code	Sandre : 1170
Groupe de substances :	Ester d'acide phosphorique

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	0,0007 µg/l	0,0006 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	0,00007 µg/l	0,00006 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 0,0006 µg/l NQE-CMA = 0,0007 µg/l	voir 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,00006 µg/l NQE-CMA = 0,00007 µg/l	voir 8.1
Organismes benthiques	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 6.2
Secondary poisoning	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 6.3
Consommation des poissons	-	Une valeur spécifique n'est pas nécessaire, voir 7
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)		voir 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	Voir 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
T+; R26 T; R24/25 R43 N; R50	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
DE	NQ	0,0006 µg/l	
CIPR	OR	0,0007 µg/l	
NL		0,0007 µg/l	
NL		0,003 µg/kg	sédiments
FR		0,001 µg/l	
LU		0,1 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

Le dichlorvos est un insecticide acaricide de la famille des esters d'acide phosphorique. Il provoque des intoxications (arrêt respiratoire et pénétration cutanée) par inhibition de l'acétylcholinestérase. Sa volatilité étant élevée, l'effet durable est limité, mais permet une application juste avant la récolte et pour la protection des grains dans les silos. En cas d'application en plein air, on peut améliorer éventuellement son effet à long terme par des additifs spéciaux ou en le mélangeant à d'autres matières actives.

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Les produits phytosanitaires contenant la matière active dichlorvos sont autorisés en Allemagne (BBA, 2006).

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	8,8 g/l à 20 °C	Perkow 2004
Densité	1,415 à 25 °C	Perkow 2004
Pression de vapeur	2,99 Pa à 20 °C	Perkow 2004
Constante de Henry	0,0258 Pa m ³ / mol	Perkow 2004

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)		
Photostabilité (DT ₅₀)		
Facilement biodégradable (oui/non)		

Propriété		Source
Si pertinent : métabolites significatifs		
Comportement de sorption		
log P _{ow}	1,43	Perkow 2004
K _{oc}		
Bioaccumulation		
FBC (poisson)		
FBA (poisson)	si pertinent	
FBA _m (facteur de bioamplification)	si pertinent	

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques se fonde sur les résultats d'analyses prolongées effectuées sur les algues, les crustacés et les poissons ; pour les bactéries, on ne dispose que d'analyses tirées de tests aigus. Les données sur les effets sont rassemblées en annexe 1. La valeur la plus faible est déterminée pour les crustacés (*Daphnia magna*) (CSEO = 0,006 µg/l). La valeur aiguë la plus faible a été déterminée pour *Daphnia pulex* (CE = 0,07 µg/l). Les insectes sont également sensibles à la matière active.

Les données tirées de U.S. ECOTOX EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> montrent que les organismes marins ne sont probablement pas plus sensibles que les organismes d'eau douce.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil de détermination d'une NQE n'est pas dépassée. On part de l'hypothèse que si la NQE de protection des biocénoses aquatiques est respectée, les biocénoses benthiques sont également protégées.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Partant d'un log Pow de 1,4, on estime qu'il n'y a pas accumulation dans la chaîne alimentaire.

7 Impact sur la santé humaine

Voir IPCS EHC (1988) <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc79.htm> .

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux intérieures de surface

Pour déterminer une NQE-MA pour les biocénoses aquatiques, on choisit la valeur la plus faible compte tenu des données sur les crustacés et on utilise un facteur de sécurité (10). La NQE-MA est de 0,0006 µg/l pour le dichlorvos. Pour déterminer une NQE-CMA, on a tenu compte de la valeur CE50 la plus faible pour les crustacés et d'un facteur de sécurité de 100.

$$\text{NQE-MA} = 0,006 \mu\text{g/l} \cdot 10 = 0,0006 \mu\text{g/l}$$

$$\text{NQE-CMA} = 0,07 \mu\text{g/l} \cdot 100 = 0,0007 \mu\text{g/l}$$

Autres eaux de surface

Compte tenu de l'utilisation d'un facteur de sécurité de 100, on obtient une NQE-MA de 0,00006 µg/l.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la 'Protection des espèces animales piscivores'

Voir chapitre 6.3

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Voir chapitre 7

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE, il est appliqué une valeur obligatoire A1 pour le total des pesticides (parathion, HCH, dieldrine) pour la protection des eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire. Pour le dichlorvos, la directive 75/440/CEE ne mentionne pas de valeur maximale.

La valeur maximale dans l'eau potable fixée par la directive 98/83/CE (anciennement 80/778/CEE) pour les produits phytosanitaires individuels est de 0,1 µg/l. La valeur maximale pour l'eau potable ne doit pas être dépassée dans l'eau du robinet.

La NQE-CMA de 0,0007 µg/l et la NQE-MA de 0,006 µg/l de dichlorvos pour la protection des biocénoses aquatiques dans les eaux intérieures sont nettement inférieures à la valeur fixée pour l'eau potable.

9 Bibliographie

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

BBA, 2006:

Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln
www.bba.de, <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>

Prekow, W., Ploss H., 2004:

Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Paul Parey Verlag, Stuttgart

Amann, W., 1989

Bewertung wassergefährdender Stoffe
BMU, F+E-Vorhaben Nr. 10205308

BVL, 2007

Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel in Deutschland mit Informationen über beendete Zulassungen
<http://psm.zadi.de/psm/jsp/>

Bruns, E., Knacker, Th., 1998

Untersuchung der Wirkung gefährlicher Stoffe auf aquatische Organismen zur Ableitung von Zielvorgaben.
BMU, F+E-Vorhaben Nr. 10601067

ICS-Datenbank,

Umweltbundesamt, Berlin

IPCS- INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY, 1988:

ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 79: DICHLORVOS
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc79.htm>

Johnson, W.W., Finley, M.T., 1980

Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates.
United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service / Resource Publication 137 Washington, D.C.

Mc Henery, J.G., Francis, C., Davies, I.M., 1996

Threshold Toxicity and Repeated Exposure Studies of Dichlorvos to the Larvae of the Common Lobster (*Homarus gammarus* L.).
Aquatic Toxicology 34, 237-251

Pal, A.K., 1983

Acute Toxicity of DDVP to Fish, Plankton and Worm.
Environment & Ecology 1, 25

Pal, A.K., Konar, S.K., 1985

Chronic Effects of the Organophosphorus Insecticide DDVP on Feeding, Survival,

Growth and Reproduction of Fish.
Environment & Ecology 3 (3), 398-402

Raine, R.C.T., Cooney, J.J., Coughlan, M.F., Parching, J.W., 1990
Toxicity of Nuvan an Dichlorvos Towards Marine Phytoplankton.
Botanica Marina 33, 533-537

U.S. EPA, Office of Pesticide Programs, 1995
Environmental Effects Database (EEDB).
Environmental Fate and Effects Division, U.S. EPA, Washington, D.C.

Varanka, I., 1987
Effect of Mosquito Killer Insecticides on Freshwater Mussels.
Com. Biochem. Physiol. Vol. 86C, No. 1, pp. 157-162

Verma, S.R., Tonk, I.P., Dalela, R.C., 1981
Determination of the Maximum Acceptable Toxicant Concentration (MATC) and the
safe Concentration for Certain Aquatic Pollutants.
Acta hydrochim. hydrobiol., 9 (3), 247-254

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g/l}$]	Bibliographie
Dichlorvos					
62-73-7					
Bactéries	Aucune indication	20 min	CE50	202.800	Amann 1989
Algues					
Plancton	prolifération cellulaire	90 d	CT	<14	Pal & Konar 1985
Plancton	Fixation C14	4 h	CSEO	≥ 500	Raine et al. 1990
Plancton	Fixation C14	4 h	CME0	≤ 1.000	Raine et al. 1990
Scenedesmus subspicatus	Aucune indication	4 d	CSEO	18.000	ICS-UBA 1985
Scenedesmus subspicatus	Aucune indication	4 d	CME0	32.000	ICS-UBA 1985
Crustacés					
Daphnia magna	Reproduction	21 d	CSEO	0,006	Bruns & Knacker 1998
Poissons					
Tilapia mossambica	Croissance	90 d	CME0	14	Pal & Konar 1985
Cyprinus carpio	Croissance	60 d	CTMA	≥ 16	Verma et al. 1981
Cirrhinus mrigala	Mortalité	60 d	CTMA	>18,1	Verma et al. 1984
Cirrhinus mrigala	Mortalité	60 d	CTMA	<21,3	Verma et al. 1984

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Bibliographie
Dichlorvos					
62-73-7					
Algues					
Crustacés					
Homarus gammarus L.	Mortalité	23 d	CSEO	0,63	Mc Henery et al. 1996
Poissons					

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g/l}$]	Bibliographie
Dichlorvos					
62-73-7					
Bactéries	Aucune indication	20 min	CE50	202.800	Amann 1989
Algues					
Scenedesmus subspicatus	Aucune indication	4 d	EbC50	52.800	Banque de données ICS 1985
Scenedesmus subspicatus	Aucune indication	4 d	ErC50	159.600	Banque de données ICS 1985
Crustacés					
Daphnia magna	Aucune indication	2 d	CSEO	0,056	Banque de données ICS 1985
Daphnia pulex	Aucune indication	2 d	CE50	0,07	U.S. EPA 1995
Daphnia magna	Aucune indication	2 d	CE50	0,19	Banque de données ICS 1985
Poissons					
Cirrhinus mrigala	Mortalité	4 d	CL50	290	Verma et al. 1984
Oncorhynchus mykiss	Aucune indication	1 d	CL50	500	Banque de données ICS
Autres organismes					
Vers					
Branchiura sowerbyi	Mortalité		CL5	32	Pal 1983
Branchiura sowerbyi	Mortalité		CL50	71	Pal 1983
Branchiura sowerbyi	Mortalité		CL95	109	Pal 1983
Bivalves					
Anodonta cygnea	comportement	5 d	CT	9,9	Varanka 1987
Insectes					
Pteronarcys californica	Mortalité	4 d	CL50	0,1	Johnson & Finley 1980

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface
Il n'existe pas de données sur les effets aigus.

Fiche de données sur les substances

- Diméthoate -

1 Substance

Nom:	Diméthoate
Nom IUPAC :	O,O-diméthyl S-méthylcarbamoylméthyl phosphorodithioate
Numéro CAS:	60-51-5
Numéro CE:	200-480-3
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	015-051-00-4
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	73
Code	SANDRE : 1175
Groupe de substances :	Organophosphate

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	0,7 µg/l	0,07 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	0,7 µg/l	0,07 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eau douce)	NQE-MA = 0,07 µg/l NQE-CMA = 0,7 µg/l	Voir paragraphe 8.1
Biocénoses aquatiques (eaux côtières et de transition)	NQE-MA = 0,07 µg/l NQE-CMA = 0,7 µg/l	Voir paragraphe 8.1
Organismes benthiques	Non pertinent	Valeur de détermination d'une NQE non atteinte; voir 8.2
Secondary poisoning	Non pertinent	Valeur de détermination d'une NQE non atteinte; voir 8.3
Consommation des poissons	Non pertinent	Valeur de détermination d'une NQE non atteinte; voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CE)	0,10 µg/l	Voir 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)		

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Xn; R21/22	http://apps.kemi.se/nclass
Xn; R21/22	http://ecb.jrc.it/esis/
Xn; R20/22; N; R51/53	European Commission, 2003

3.2 Objectifs de qualité disponibles pour les eaux de surface (source bibliographique : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
DE		0,1 µg/l	
NL		23 µg/l	Déterminé dans le cadre de l'autorisation des pesticides
FR		2,9 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Autorisé aux Pays-Bas comme produit phytosanitaire.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	23,8 g/l (pH 7; 20 °C); 23,3 g/l (pH 5); 25,0 g/l (pH 9) 39,8 g/l	Tomlin, 2002 IUCLID, 2000 European Commission, 2003
Densité	1,31 g/cm ³	European Commission, 2003
Pression de vapeur	2,5 * 10 ⁻⁴ Pa	European Commission, 2003
Constante de Henry	1,2 * 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹ 1,42 * 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹	Tomlin, 2002 European Commission, 2003

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	156 jours (pH 5; 25 °C) 68 jours (pH 7; 25 °C) 4,4 jours (pH 9; 25 °C)	IUCLID, 2000
Photostabilité (DT ₅₀)	> 175 jours (25 °C)	IUCLID, 2000
Facilement biodégradable (oui/non)	Le diméthoate n'est pas 'ready biodegradable' (OECD 301 test; EU-DAR, 2005). Dans les tests de simulation eau-sédiment (eau de rivière et d'étang), la demi-vie varie entre 12 et 17 jours. Dans les tests de simulation dans le sol, la demi-vie est de 2 à 4 jours. Dans des conditions anaérobies, la demi-vie dans le sol est de 22 jours.	European Commission, 2003; IUCLID, 2000
métabolites significatifs	O-desméthyl diméthoate O,O-diméthyl phosphorothioate O,O-diméthyl phosphate Ométhoate	
Comportement de sorption		
log P _{ow}	0,78	Mackay <i>et al.</i> , 2000; MlogP
	0,70	IUCLID, 2000; Tomlin, 2002
K _{oc}	1,3 (sol, 20-25 °C)	Mackay <i>et al.</i> , 2000
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	< 1 (poisson entier) 0,1 (poisson entier) 0,23 (foie de poisson) 0,07 (muscle de poisson)	Canton <i>et al.</i> , 1980 Begum <i>et al.</i> , 1997 Begum <i>et al.</i> , 1994 Idem
FBC (bivalve)	0,3 0,39	Serrano <i>et al.</i> , 1995 Idem

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

Les données de toxicité aquatique sont rassemblées en annexe 1. Pour chaque espèce, un critère est retenu (sur la base de la durée d'exposition la plus pertinente, du paramètre le plus sensible etc.). Lorsque l'on disposait de plusieurs données sur les effets pour une espèce, on a pris, pour autant que possible, la moyenne géométrique. En conséquence, lorsque l'on dispose de plusieurs critères, on prend le plus sensible. Les données sélectionnées sont mentionnées dans le tableau 6a (eau douce) et dans le tableau 6b (eau salée).

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE n'est pas dépassée.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE n'est pas dépassée.

Tableau 6a: Données sélectionnées dans l'eau douce pour le diméthoate.
Les valeurs indiquées en gras sont utilisées pour la détermination de la norme.

Chronique		Aigu	
Groupe taxonomique	CSEO ou CE10 [mg/l]	Groupe taxonomique	CL50 ou CE50 [mg/l]
Bacteria	320	Bacteria	1731
Bacteria	574	Cyanobacteria	8,5
Cyanobacteria	100	Cyanobacteria	10
Cyanobacteria	32	Cyanobacteria	3,5 ^j
Algae	20 ^a	Algae	5,5
Algae	100	Algae	470
Algae	13,3 ^b	Algae	16
Protozoa	1	Algae	14
Macrophyta	32	Algae	67,2 ^k
Cnidaria	100	Crustacea	1,93 ^l
Mollusca	10 ^c	Crustacea	4,1
Crustacea	0,026 ^d	Crustacea	0,19 ^m
Insecta	0,32	Insecta	5,68 ⁿ
Pisces	0,0125 ^e	Insecta	0,007
Pisces	0,77 ^f	Insecta	0,012
Pisces	0,32	Insecta	0,46
Pisces	0,1 ^g	Insecta	0,081
Pisces	0,02 ^h	Insecta	0,023
Amphibia	1 ⁱ	Insecta	0,28
		Insecta	0,043
		Pisces	7,28 ^o
		Pisces	1,39 ^p

	Pisces	50
	Pisces	10,1
	Pisces	106 ^q
	Pisces	45,7
	Pisces	10,2
	Pisces	5,7
	Pisces	10,3 ^r
	Pisces	12,5 ^s
	Pisces	108
	Pisces	0,5
	Pisces	57,1 ^t
	Pisces	1,44
	Pisces	4,57
	Pisces	0,13
	Pisces	15,0 ^r
	Amphibia	11,2

^a valeur la plus basse, paramètre : vitesse de photosynthèse pour *Chlamydomonas reinhardtii*

^b moyenne géométrique de 30,5, 3,4 et 22,6 mg/l, paramètre: vitesse de croissance de *Selenastrum capricornutum*

^c valeur la plus basse, paramètre : reproduction de *Lymnaea stagnalis*

^d valeur la plus basse, moyenne géométrique de 0,029 et 0,024 mg/l, paramètre : croissance de *Daphnia magna*

^e valeur la plus basse, paramètre: survie de *Brachydanio rerio*

^f Moyenne géométrique de 0,4 et 1,5 mg/l, paramètre : mortalité pour *Oncorhynchus mykiss*

^g valeur la plus basse, paramètre : comportement de *Poecilia reticulata*

^h valeur la plus basse, paramètre: survie de *Salmo trutta*

ⁱ valeur la plus basse, paramètre : mortalité pour *Xenopus laevis*

^j valeur la plus basse, paramètre : production d'oxygène pour *Synechocystis sp.*

^k valeur la plus basse, moyenne géométrique de 36, 90,4 et 93,2 mg/l, paramètre : croissance de biomasse pour *Selenastrum capricornutum*

^l moyenne géométrique de 2,5, 6,75, 2,9, 6,4, 4,7, 22,12, 5,44, 22,12, 0,16, 0,58, 5,44, 3,5, 0,56, 0,16, 0,58, 1,5, 0,74, 3,32, 3,12, 0,56, 2, 0,465 et 4,7 mg/l, paramètre : mortalité/immobilité pour *Daphnia magna*

^m Moyenne géométrique de 0,18 et 0,20 mg/l, paramètre : mortalité pour *Gammarus lacustris*

ⁿ Moyenne géométrique de 5,04 et 6,41 mg/l, paramètre : mortalité pour *Aedes aegypti*

^o Moyenne géométrique de 6,8 et 7,8 mg/l, paramètre : mortalité pour *Brachydanio rerio*

^p Moyenne géométrique de 1,34, 1,32, 1,31 et 1,62 mg/L, paramètre : mortalité pour *Channa gachua*

^q Moyenne géométrique de 22,39 et 505 mg/l, paramètre : mortalité pour *Cyprinus carpio*

^r Moyenne géométrique de 6 et 17,6 mg/l, paramètre : mortalité pour *Lepomis macrochirus*

^s moyenne géométrique de 30, 10, 8,6, 6,2, 8,6, 23, 7,5 et 24,5 mg/l, paramètre : mortalité pour *Oncorhynchus mykiss*

^t moyenne géométrique de 560, 120, 340, 13, 10,4 et 11,2 mg/l, paramètre : mortalité pour *Poecilia reticulata*

^u Moyenne géométrique de 23,77, 11,4 et 12,52 mg/l, paramètre : mortalité pour *Tilapia mossambica*

^v Moyenne géométrique de 11,7 et 10,8 mg/l, paramètre : mortalité pour *Rana cyanophlyctis*

Tableau 6b: Données sélectionnées dans l'eau salée pour le diméthoate. Les valeurs indiquées en gras sont utilisées pour la détermination de la norme.

Chronique		Aigu	
Groupe taxonomique	CSEO ou CE10 [mg/l]	Groupe taxonomique	CL50 ou CE50 [mg/l]
		Crustacea	15
		Crustacea	15,7a
		Crustacea	0,55
		Crustacea	0,45 ^b
		Insecta	0,031 ^a
		Pisces	117

^a valeur la plus basse pour une salinité de 38‰.

^b Moyenne géométrique de 0,543 et 0,366 mg/l, paramètre : mortalité pour *Neomysis integer*

7 Protection de la santé humaine

Le diméthoate n'est pas classé comme substance éventuellement cancérigène pour l'homme.

L'impact déterminant du diméthoate est l'inhibition de la cholinestérase ; on mentionne également des effets sur la descendance, encore que l'on suppose qu'il s'agit de l'effet de modifications comportementales dues à l'inhibition de cholinestérase chez la mère (rats). Dans le cadre d'une étude d'écotoxicologie humaine effectuée sur des sujets bénévoles, on a mesuré à partir de l'inhibition de la cholinestérase une CSEO de 0,202 mg/kg bw/d ce qui débouche sur une ADI de 0,002 mg/kg bw/d (Commission européenne, 2003). La valeur déterminante justifiant la fixation d'une NQE n'est pas dépassée.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

En principe, les normes pour les pesticides doivent être définies séparément pour les eaux douces et les eaux salées. Lepper, 2005: "*Freshwater effects data of plant protection products (PPP) shall normally not be used in place of saltwater data, because within trophic levels differences larger than a factor of 10 were found for several PPP. This means that for PPP the derivation of quality standards addressing the protection of water and sediment in transitional, coastal and territorial waters is not possible if there are no effects data for marine organisms available or if it is not possible to determine otherwise with high probability that marine organisms are not more sensitive than freshwater biota (consideration of the mode of action may be helpful in this assessment).*" Il ressort des données disponibles pour le diméthoate que les espèces marines ne sont très probablement pas plus sensibles que les espèces d'eau douce. Par ailleurs, le groupe taxonomique le plus sensible (les insectes) n'est pas présent dans les eaux salées (uniquement dans les eaux de transition et les eaux côtières). Dans la base de données, on ne trouve qu'une seule espèce d'insectes d'eau salée. Cette espèce n'est pas plus sensible que les insectes vivant en eau douce. Enfin, on connaît peu d'espèces d'insectes d'eau salée. C'est

pourquoi on a choisi de combiner les données relatives aux eaux douces et aux eaux salées pour définir ces normes.

Etudes en mésocosme

Il existe un certain nombre d'études en mésocosme sur la présence de diméthoate. Elles ont été largement évaluées et les rapports d'évaluation intégrés dans Moermond *et al.*, 2007. Les CSEO figurant dans le présent document sont celles que le CIPR a déterminées à l'aide des données figurant dans le rapport et ne sont pas identiques aux CSEO indiquées par les auteurs. D'autres détails sur ce point figurent également dans Moermond *et al.*, 2007. Pour les 'stream-invertébrates', une CSEO de 1 µg/l a été déterminée pour les différences structurelles mesurées sur certaines populations, basée sur la concentration nominale d'exposition pendant quatre semaines (Baekken and Aanes, 1994). Dans le cas d'"enclosures" dans les eaux de surface, on a mesuré un effet sur la biomasse phytoplanctonique de 0,95 µg/l (concentration moyenne mesurée ; Kallqvist *et al.*, 1994) pour une exposition chronique sur 16 jours ; il en résulte une CSEO < 0,95 µg/l. Une autre étude de terrain mentionne également pour le zooplancton une CSEO < 0,95 µg/l (Hessen *et al.*, 1994) après 15 jours d'exposition. Etant donné que la concentration la plus basse testée (valeur nominale de 1 µg/l) engendre déjà des impacts et qu'il ne peut en être déduit que des CSEO 'inférieures à', il n'est pas possible de déterminer de $NQE_{\text{eaux intérieures de surface}}$ à partir de ces études de mésocosme. Ces études de mésocosme peuvent cependant être prises en compte dans la fixation du facteur à appliquer pour déterminer la norme de qualité.

Détermination d'une NOE-MA (valeur de surveillance)

On dispose de suffisamment de données pour procéder à une extrapolation statistique (SSD). Le nombre et les espèces de taxons répondent aux critères requis. Le HC_5 s'élève à 12,1 µg/l (voir figure 8a), avec un intervalle de fiabilité de 90% compris entre 0,942 et 67,8 µg/l. Le HC_5 correspond à la norme à chaque niveau significatif.

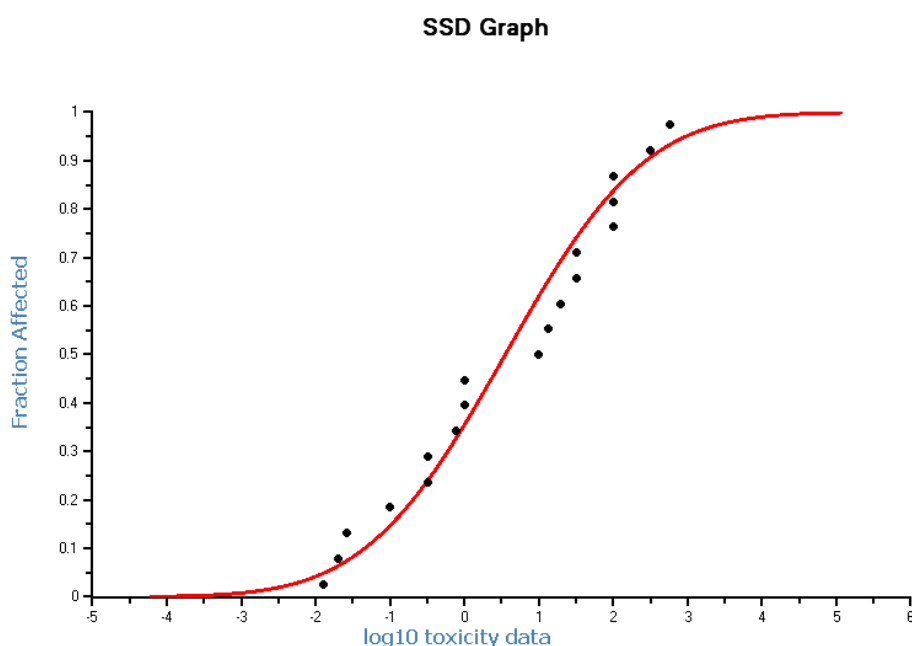


Figure 8a : SSD du diméthoate obtenu sur la base de données chroniques

Le facteur de sécurité pour une SSD doit varier entre 1 et 5, étant entendu qu'un facteur inférieur à 5 ne peut être choisi que s'il est justifié par la qualité des données (Lepper, 2005; Van Vlaardingen and Verbruggen, 2006). Il faut en tous les cas examiner la "overall quality of the data...; the diversity and representativity of the taxonomic groups covered by the database...; knowlegde on presumed mode of action of the chemical...; statistical uncertainties...; comparisons between field and mesocosm studies... ". On ne trouve dans la base de données utilisée qu'une seule CSEO du groupe taxonomique le plus sensible (insectes), cette valeur étant de surcroît relativement élevée. En outre, l'imprécision de l'HC₅ à calculer est considérable (intervalle de fiabilité de 90% couvrant une zone avec un facteur 72). Il n'est donc pas possible de choisir un facteur de sécurité inférieur à 5. Avec un facteur de sécurité de 5 appliqué à la HC₅, on obtient une NQE_{eaux intérieures de surface} de $12,1 / 5 = 2,4 \mu\text{g/l}$. Cependant, il ressort des études de mésocosme que cette valeur n'est pas jugée suffisamment protectrice, des effets significatifs étant observés à partir d'une concentration de $1 \mu\text{g/l}$.

Pour la détermination de la NQE_{eaux intérieures de surface}, on applique la règle suivante "An assessment factor of 50[...] also applies to the lowest of three NOECs covering three trophic levels when such NOECs have not been generated from that trophic level showing the lowest L(E)C50 in the short-term tests. This should however not apply in cases where the acutely most sensitive species has an L(E)C50 value lower than the lowest NOEC value. In such cases the PNEC might be derived by using an assessment factor of 100 to the lowest L(E)C50 of the short-term tests" (Lepper, 2005). La CSEO la plus basse qui soit disponible est une concentration de $12,5 \mu\text{g/l}$ pour le poisson *Brachydanio rerio* (Grande et al., 1994) ; la CL50 la plus basse est une concentration de $7 \mu\text{g/l}$ pour l'insecte *Baetis rhodani* (Baekken and Aanes, 1991). Avec un facteur de sécurité de 100,

on obtient une $NQE_{\text{eaux intérieures de surface}}$ de $7/100 = 0,07 \mu\text{g/l}$. La $NQE_{\text{autres eaux de surface}}$ est identique à la $NQE_{\text{eaux intérieures de surface}}$ et s'élève donc à $0,07 \mu\text{g/l}$.

Détermination d'une NQE-CMA (valeur maximale)

Les informations de base sur les données aiguës sont complètes Le FBC est inférieur à 100. Selon le guide de détermination d'une NQE-CMA, il faut prendre un facteur de sécurité de 100 à moins que l'on ne dispose d'informations sur le mécanisme d'impact et que la variation entre les espèces soit faible : "*For substances with a known non-specific mode of action interspecies variations may be low and therefore a factor lower than 100 appropriate. Expert judgement and justification of the decision regarding the assessment factor chosen is therefore required. In no case should a factor lower than 10 be applied to a short-term L(E)C50 value.*" (Lepper, 2005). Dans la base de données pour le diméthoate, les écarts entre les CL50 des différentes espèces sont de $2,5 \cdot 10^5$. On est ici toutefois en présence d'une base de données si détaillée qu'il en découle logiquement des écarts de telle importance entre les CL50. De plus, le mécanisme d'impact est connu (inhibition de la cholinestérase) et les CL50 communiquées pour les espèces sensibles sont assez nombreuses. Ces faits justifient l'application d'un facteur de sécurité de 10. La valeur CL50 de $7 \mu\text{g/l}$ pour l'espèce d'insecte *Baetis rhodani* (Baekken and Aanes, 1991) débouche sur une $NQE-CMA_{\text{eaux intérieures de surface}}$ de $0,7 \mu\text{g/l}$.

A titre de comparaison, on peut également déterminer une SSD sur la base de données aiguës (voir figure 8b). Le jeu de données est complet à l'exception des plantes aquatiques. Etant donné que les données chroniques sur les plantes aquatiques montrent déjà que ces dernières ne sont pas sensibles, l'absence de ce groupe n'aura pas d'impact direct sur les valeurs les plus basses dans la SSD mais éventuellement sur la forme (phase ascendante) de la courbe SSD. C'est pourquoi l'absence de ce groupe a tout de même une influence sur le facteur de sécurité. La HC_5 de la SSD aiguë correspond à $33,1 \mu\text{g/l}$ avec un intervalle de fiabilité de 90% pour des valeurs comprises entre $9,5$ et $88,0 \mu\text{g/l}$. Avec un seuil de signification de $0,025$ et $0,01$, la HC_5 répond à la norme. Un facteur de sécurité de 5 est justifié par (1) le manque de données sur les plantes (voir ci-dessus) et (2) par le fait que de nombreuses concentrations n'ont pas été mesurées, en particulier les plus basses relevées dans les études. La $NQE-CMA_{\text{eaux intérieures de surface}}$ devrait alors être de $33,1 / 5 = 6,62 \mu\text{g/l}$.

Cependant, une SSD se limitant à des données sur les insectes (figure 8c) débouche sur une HC_5 de $2,25 \mu\text{g/l}$. Ceci signifie que la $NQE-CMA_{\text{eaux intérieures de surface}}$ obtenue sur la base d'une SSD avec toutes les espèces ne protège pas les insectes. On a donc décidé de s'écarter d'un facteur de sécurité de 5, étant donné que cette SSD concerne uniquement les espèces sensibles. Le facteur de sécurité peut donc varier entre 1 et 5 (Lepper, 2005 ; Van Vlaardingen and Verbruggen, 2006) ; dans ce cas, on a choisi un facteur de sécurité de 3, car de nombreuses concentrations relevées dans les études utilisées ne sont pas mesurées et que le nombre d'espèces d'insectes (9) est relativement limité. En appliquant un facteur de sécurité de 3 à la HC_5 pour les insectes, on obtient une $NQE-CMA_{\text{eaux intérieures de surface}}$ de $0,75 \mu\text{g/l}$, c'est-à-dire la même valeur que celle déterminée plus haut à l'aide de la CL50 la plus basse ($0,7 \mu\text{g/l}$). On propose donc comme $NQE-CMA_{\text{eaux intérieures de surface}}$ une valeur de $0,7 \mu\text{g/l}$.

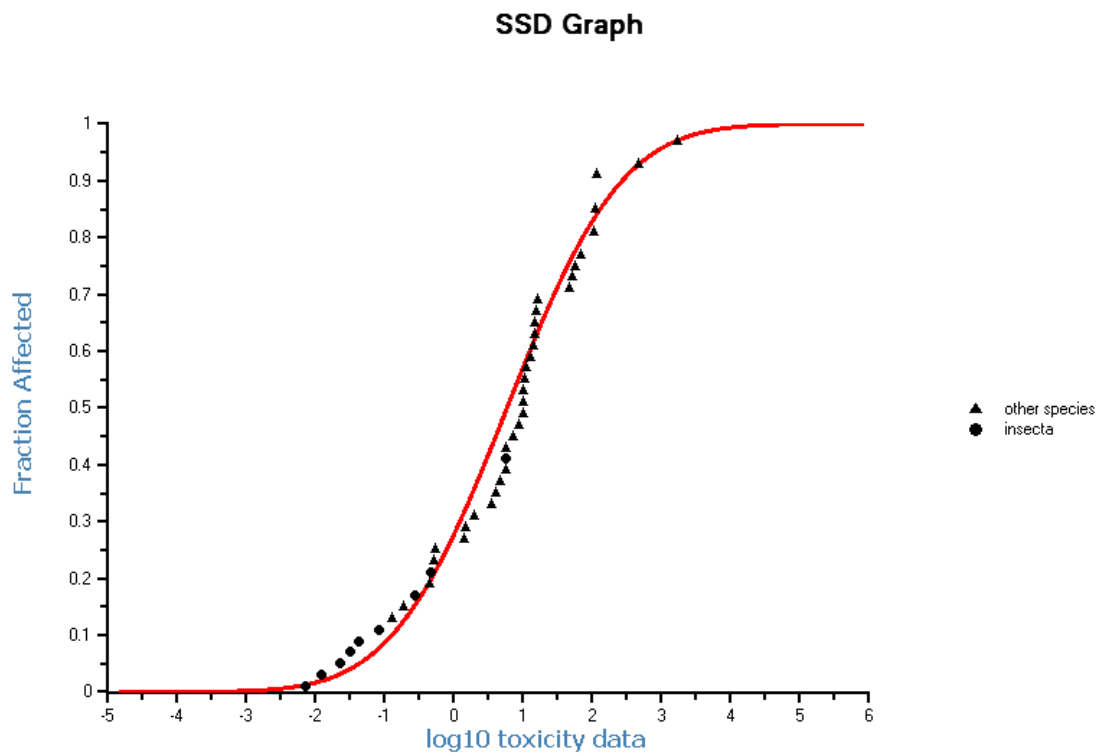


Figure 8b : SSD du diméthoate obtenu sur la base de données aiguës

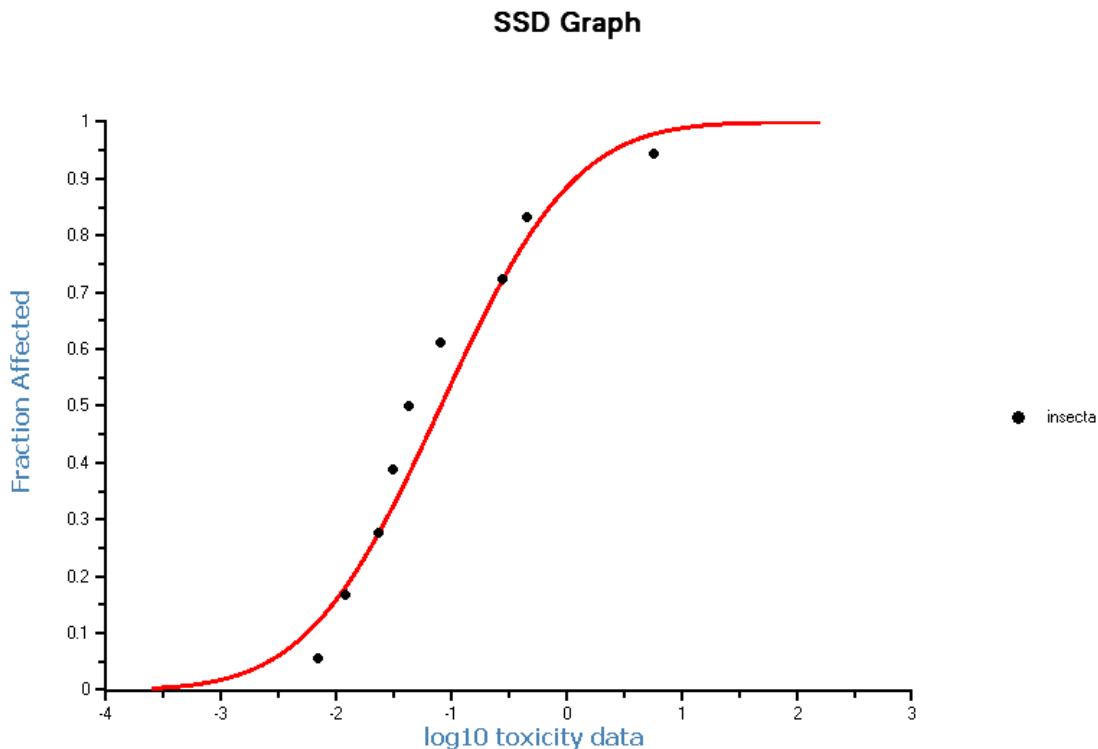


Figure 8c : SSD du diméthoate obtenu sur la base de données aiguës pour les insectes.

Une NQE-CMA_{autres eaux de surface} ne peut pas être déterminée, étant donné que les facteurs de sécurité ne sont pas repris dans le TGD (Lepper, 2005).

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2.

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Voir chapitre 6.3.

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Voir chapitre 7.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Aux termes de la directive communautaire 98/83/CEE (anciennement 80/778/CEE), il convient d'appliquer une valeur maximale de 0,10 µg/l pour la protection de l'eau potable.

9 Bibliographie

- Abdel-Hamid MI. 1996. Development and application of a simple procedure for toxicity testing using immobilized algae. *Water Sci Technol* 33: 129-138.
- Anees MA. 1975. Acute toxicity of four organophosphorus insecticides to a freshwater teleost *Channa punctatus* (Bloch). *Pak J Zool* 7: 135-141.
- Baekken T, Aanes KJ. 1991. Pesticides in Norwegian agriculture. Their effects on benthic fauna in lotic environments. Preliminary results. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2277-2281.
- Baekken T, Aanes KJ. 1994. Sublethal effects of the insecticide dimethoate on invertebrates in experimental streams. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl.* 0: 163-177.
- Basak PK, Konar SK. 1978. A simple bioassay method for estimation of safe disposal rates of insecticides to protect fish: Dimethoate. *Indian J. Fish.* 25: 141-155.
- Begum G, Vijayaraghavan S. 1995. Chronic effects of dimethoate on the reproductive potential of the fresh-water teleost, *Clarias batrachus*. *Pestic Sci* 44: 233-236.
- Begum G, Vijayaraghavan S, Sarma PN, Husain S. 1994. Study of dimethoate bioaccumulation in liver and muscle tissues of *Clarias batrachus* and its elimination following cessation of exposure. *Pestic Sci* 40: 201-205.
- Begum G, Vijayaraghavan S, Sarma PN, Husain S. 1997. Bioaccumulation and depuration of Rogor in branchial tissue of *Clarias batrachus* (Linn). *Toxicol Environ Chem* 60: 149-154.
- Beusen J-M, Neven B. 1989. Toxicity of dimethoate to *Daphnia magna* and freshwater fish. *Bull Environ Contam Toxicol* 42: 126-133.
- Boumaiza M, Ktari MH, Vitiello P. 1979. Toxicité de divers pesticides utilisés en Tunisie pour *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces, Cyprinodontidae). *Archs. Inst. Pasteur Tunis* 56: 307-342.
- Canton JH, Wegman RCC, Van Oers A, Tammer AHM, Mathijssen-Spiekman EAM, Van den Broek HH. 1980. Milieutoxicologisch onderzoek met dimethoate en omethoate.
- Deneer JW, Seinen W, Hermens JLM. 1988. Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicol Environ Saf* 15: 72-77.
- Devillers J, Meunier T, Chambon P. 1985. Usefulness of the dosage-effect-time relation in ecotoxicology for determination of different chemical classes of toxicants. *Tech. Sci. Munic.* 7-8: 329-334.
- European Commission. 2003. Draft Assessment Report (DAR) for dimethoate. European Commission.
- Frear DEH, Boyd JE. 1967. Use of *Daphnia magna* for the microbioassay of pesticides. I. Development of standardized techniques for rearing *Daphnia* and preparation of dosage-mortality curves for pesticides. *J Econ Entomol* 60: 1228-1236.
- Grande M, Andersen S, Berge D. 1994. Effects of pesticides on fish. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl.* 0: 195-209.
- Gupta PK, Mujumdar VS, Rao PS. 1984. Studies on the toxicity of some insecticides to a freshwater teleost *Lebistes reticulatus* (Peters). *Acta Hydrochim Hydrobiol* 12: 629-636.
- Hermens J, Canton H, Steyger N, Wegman R. 1984. Joint effects of a mixture of 14 chemicals on mortality and inhibition of reproduction of *Daphnia magna*. *Aquat Toxicol* 5: 315-322.

- Hessen DO, Kallqvist T, Abdel-Hamid MI, Berge D. 1994. Effects of pesticides on different zooplankton taxa in mesocosm experiments. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. 0*: 153-161.
- IUCLID. 2000. IUCLID Dataset Dimethoate. European Chemicals Bureau, European Commission.
- Jansma JW, Tuinstra J, Linders J. 1991. Adviesrapport Dimethoat. Bilthoven, The Netherlands: RIVM. Report no. 88/678801/043.
- Joshi HC, Kapoor D, Panwar RS, Gupta RA. 1975. Toxicity of some insecticides to chironomid larvae. *Indian J Environ Health* 17: 238-241.
- Joshi PC, Misra RB. 1986. Evaluation of chemically-induced phototoxicity to aquatic organism using paramecium as a model. *Biochem Biophys Res Commun* 139: 79-84.
- Kallqvist T, Abdel-Hamid MI, Berge D. 1994. Effects of agricultural pesticides in freshwater plankton communities in enclosures. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. 0*: 133-152.
- Kallqvist T, Romstad R. 1994. Effects of agricultural pesticides on planktonic algae and cyanobacteria - examples of interspecies sensitivity variations. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. 0*: 117-131.
- Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25: 1-5.
- Kulshrestha SK, Arora N, Sharma S. 1986. Toxicity of four pesticides on the fingerlings of indian major carps *Labeo rohita*, *Catla Catla*, and *Cirrhinus mrigala*. *Ecotoxicol Environ Saf* 12: 114-119.
- Kumar S, Lal R, Bhatnagar P. 1989. The Effects of Dieldrin, Dimethoate and Permethrin on *Tetrahymena pyriformis*. *Environ Pollut* 57: 275-280.
- Kuwabara K, Nakamura A, Kashimoto T. 1980. Effect of petroleum oil, pesticides, PCBs and other environmental contaminants on the hatchability of *Artemia salina* dry eggs. *Bull Environ Contam Toxicol* 25: 69-74.
- 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). 15 September 2005 (unveröffentlicht) ed. Schmollenberg, Germany: Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Maas JL. 1982. Toxicity of Pesticides. Report number 82-15. Lelystad, The Netherlands: Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment.
- Mackay D, Shiu WY, Ma KC. 2000. Physical-chemical properties and environmental fate. Handbook. Chapman and Hall/ CRCnetBase.
- Mayer FL. 1986. Acute toxicity handbook of chemicals to estuarine organisms. Gulf Breeze, FL, USA: Environmental Protection Agency.
- Mayer FL, Eilersieck MR. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource publication 160 ed. Washington DC, USA: Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior.
- Moermond CTA, Van Vlaardingen PLA, Vos JH, Verbruggen EMJ. 2007. Environmental risk limits for dimethoate. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601714001.
- Mohapatra PK, Schubert H, Schiewer U. 1997. Effect of Dimethoate on Photosynthesis and Pigment Fluorescence of *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Ecotoxicol Environ Saf* 36: 231-237.

- Mudgall CF, Patil HS. 1987. Toxic effects of dimethoate and methyl parathion on glycogen reserves of male and female *Rana cyanophlyctis*. *J Environ Biol* 8: 237-244.
- Pant JC, Singh T. 1983. Inducement of metabolic dysfunction by carbamate and organophosphorus compounds in a fish, *Puntius conchonus*. *Pestic Biochem Physiol* 20: 294-298.
- Pantani C, Pannunzio G, De Cristofaro M, Novelli AA, Salvatori M. 1997. Comparative acute toxicity of some pesticides, metals, and surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* Pink. and Stock (Crustacea: Amphipoda). *Bull Environ Contam Toxicol* 59: 963-967.
- Perona E, Marco E, Orus MI. 1991. Effects of dimethoate on N2-fixing cyanobacterium *Anabaena* PCC 7119. *Bull Environ Contam Toxicol* 47: 758-763.
- Portmann JE, Wilson KW. 1971. The toxicity of 140 substances to the brown shrimp and other marine animals. Shellfish information Leaflet
- Roast SD, Thompson RS, Donkin P, Widdows J, Jones MB. 1999. Toxicity of the organophosphate pesticides chlorpyrifos and dimethoate to *Neomysis integer* (Crustacea: mysidacea). *Water Res* 33: 319-326.
- Sateesh TVR, Tiwari C, Mishra KD. 1996. Acute toxicity of dimethoate to dragonfly naids. *Pollut Res* 15: 187-190.
- Serrano R, Hernandez F, Pena JB, Canales J. 1995. Toxicity and bioconcentration of selected organophosphorus pesticides in *Mytilus galloprovincialis* and *Venus gallina*. *Arch Environ Contam Toxicol* 29: 284-290.
- Shafiei TM, Costa HH. 1990. The susceptibility and resistance of fry and fingerlings of *Oreochromis mossambicus* Peters to some pesticides commonly used in Sri Lanka. *J Appl Ichthyol* 6: 73-80.
- Slooff W, Canton JH. 1983. Comparison of the susceptibility of 11 freshwater species to 8 chemical compounds. II. (Semi)Chronic toxicity tests. *Aquat Toxicol* 4: 271-282.
- Song MY, Brown JJ. 1998. Osmotic effects as a factor of modifying insecticide toxicity on *Aedes* and *Artemia*. *Ecotoxicol Environ Saf* 41: 195-202.
- Song MY, Stark JD, Brown JJ. 1997. Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. *Environ Toxicol Chem* 16: 2494-2500.
- Tabassum R, Naqvi SNH, Johan M, Khan MZ. 1993. Toxicity and abnormalities produced by plant products (hydrocarbon and saponin) and dimethoate (perfekthion) against fourth instar larvae of *Cules fatigans* (K.U. strain). *Proc. Pakistan Congr. Zool.* 13: 387-393.
- Tomlin CDS. 2002. e-Pesticide Manual 2002-2003 (Twelfth edition) Version 2.2. British Crop Protection Council.
- US-EPA. 2006. Interim reregistration eligibility decision for dimethoate. USA: Environmental Protection Agency. Report no. June 12, 2006.
- Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2006. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of the project 'International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands' (INS). Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601501031. 117 pp.
- Verma SR, Bansal SK, Gupta AK, Pal N, Tyagi AK, Bhatnagar MC, Kumar V, Dalela RC. 1982. Bioassay trials with twenty three pesticides to a fresh water teleost, *Saccobranchus fossilis*. *Water Res* 16: 525-529.
- Verma Sr, Bhatnagar MC, Dalela RC. 1978. Biocides in relation of water pollution. Part 2: Bioassay studies of few biocides to a fresh water fish, *Channa gachua*. *Acta Hydroch Hydrobiol* 6: 137-144.

- Vighi M, Masoero Garlanda M, Calamari D. 1991. QSARs for toxicity of organophosphorus pesticides to Daphnia and honeybees. *Sci Total Environ* 109-110: 605-622.
- Wong PK, Chang L. 1988. The effects of 2,4-D herbicide and organophosphorus insecticides on growth, photosynthesis, and chlorophyll a synthesis of *Chlamydomonas reinhardtii* (mt +). *Environ Pollut* 55: 179-189.

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont en **caractères gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
Diméthoate					
60-51-5					
Bactéries					
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	CE50	1731	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
Algen					
<i>Chlamydomonas noctigama</i>	croissance	3 d	CE50	5,5	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	croissance	72 h	CE50	470	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	croissance	6 d	CE50	16	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Cyclotella sp.</i>	croissance	6 d	CE50	14	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	72 h	CE50	282,3	Jansma <i>et al.</i> , 1991
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	96 h	CE50	36	Abdel-Hamid, 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	3 d	CE50	35	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	3 d	CE50	14	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	biomasse	3 d	CE50	90,4	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	3 d	CE50	282,3	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	biomasse	3 d	CE50	93,2	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	3 d	CE50	190,6	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
Plantes aquatiques					

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	26 h	CL50	2,5	Frear and Boyd, 1967
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	24 h	CE50	3,5-10	Devillers <i>et al.</i> , 1985
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	2,9	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	6,4	Canton <i>et al.</i> , 1980; Hermens <i>et al.</i> , 1984
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	24 h	CE50	4,7	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 14
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	24 h	CE50	22,12	IUCLID, 2000: BASF Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	5,44	IUCLID, 2000: BASF Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	96 h	CE50	3,5	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	24 h	CE50	0,16	Vighi <i>et al.</i> , 1991
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	0,58	Maas, 1982
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	1,5	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	0,74	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	0,56	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	1,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	0,78	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	0,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CE50	0,88	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	3,32	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	3,12	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CL50	2,2	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CL50	2	Hertl, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	96 h	CL50	0,465	Wuthrich, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	immobilité	48 h	CL50	4,7	Ellgehausen, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
<i>Echinogammarus tibaldii</i>	immobilité	96 h	CL50	4,1	Pantani <i>et al.</i> , 1997
<i>Gammarus lacustris</i>	mortalité	96 h	CL50	0,2	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Gammarus lacustris</i>	mortalité	96 h	CL50	0,18	Baekken and Aanes, 1991
Vissen					
<i>Brachydanio rerio</i>	mortalité	24 h	CL50	>10	Devillers <i>et al.</i> , 1985
<i>Brachydanio rerio</i>	mortalité	96 h	CL50	6,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Brachydanio rerio</i>	mortalité	96 h	CL50	7,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Catla catla</i>	mortalité	96 h	CL50	10,5	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Channa gachua</i>	mortalité	96 h	CL50	1,343	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	mortalité	96 h	CL50	1,32	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	mortalité	96 h	CL50	1,313	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	mortalité	96 h	CL50	1,62	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa punctatus</i>	Immobilisation	96 h	CL50	20,5	Anees, 1975
<i>Clarias batrachus</i>	mortalité	96 h	CL50	50	Begum <i>et al.</i> , 1994
<i>Cirrhinus mrigala</i>	mortalité	96 h	CL50	10,1	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Cyprinus carpio</i>	mortalité	96 h	CL50	505	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 13
<i>Cyprinus carpio</i>	mortalité	7 d	CL50	22,39	Basak and Konar, 1978
<i>Heteropneustes fossilis</i>	mortalité	7 d	CL50	45,71	Basak and Konar, 1978
<i>Labeo rohita</i>	mortalité	96 h	CL50	10,2	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Lebistes reticulatus</i>	mortalité	96 h	CL50	5,7	Gupta <i>et al.</i> , 1984
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	96 h	CL50	6	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	96 h	CL50	17,6	Caley <i>et al.</i> , unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité/ immobilisation	96 h	CL50	30	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 12
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	48 h	CL50	10	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité, inhibition, comportement anormal	48 h	CE50	8,6	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	6,2	Mayer and Ellersieck, 1986

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	8,6	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	24 h	CL50	23	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	7,5	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	24,5	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité et inhibition	96 h	CE50	108	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 63
<i>Phoxinus phoxinus</i>	mortalité	96 h	CL50	0,5	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité	96 h	CL50	560	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité, inhibition, comportement anormal	96 h	CE50	120	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité	96 h	CL50	340	Maas, 1982
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité	96 h	CL50	13	Beusen and Neven, 1989
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité	96 h	CL50	10,4	Beusen and Neven, 1989
<i>Poecilia reticulata</i>	mortalité	96 h	CL50	11,2	Beusen and Neven, 1989
<i>Puntius conchonius</i>	mortalité	96 h	CL50	1,435	Pant and Singh, 1983
<i>Rutilus rutilus</i>	mortalité	96 h	CL50	0,5	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Saccobranchnus fossils</i>	mortalité	96 h	CL50	4,57	Verma <i>et al.</i> , 1982
<i>Salmo salar</i>	mortalité	96 h	CL50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salmo trutta</i>	mortalité	96 h	CL50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salvelinus alpinus</i>	mortalité	96 h	CL50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salvelinus namaycush</i>	mortalité	96 h	CL50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Tilapia mossambica</i>	mortalité	7 d	CL50	23,77	Basak and Konar, 1978
<i>Tilapia mossambica</i>	mortalité	48 h	CL50	11,4	Shafiei and Costa, 1990
<i>Tilapia mossambica</i>	mortalité	48 h	CL50	12,52	Shafiei and Costa, 1990
Autres organismes					
Cyanobacteria					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	croissance	6 d	CE50	8,5	Kallqvist and Romstad, 1994

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	croissance	5 d	CE50	10	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Synechocystis</i>	fixation de C ¹⁴	1h	CE50	46,24	Mohapatra <i>et al.</i> , 1997
<i>Synechocystis</i>	production d'O ₂	1h	CE50	3,5	Mohapatra <i>et al.</i> , 1997
Amphibia					
<i>Rana cyanophlyctis</i>	mortalité	96h	CL50	11,7	Mudgall and Patil, 1987
<i>Rana cyanophlyctis</i>	mortalité	96h	CL50	10,8	Mudgall and Patil, 1987
Protozoa					
<i>Paramecium aurelia</i>	mortalité	90 min	NOCE	>5	Joshi and Misra, 1986
Mollusca					
<i>Physa fontinalis</i>	mortalité	96h	CL50	>2	Baekken and Aanes, 1991
Insecta					
<i>Aedes aegypti</i>	mortalité	48h	CL50	5,04	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Aedes aegypti</i>	mortalité	48h	CL50	6,41	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Baetis rhodani</i>	mortalité	96h	CL50	0,007	Baekken and Aanes, 1991
<i>Chironomid</i>	mortalité	24h	CL50	0,012	Joshi <i>et al.</i> , 1975
<i>Culex fatigans</i>	mortalité	24h	CL50	0,46	Tabassum <i>et al.</i> , 1993
<i>Heptagenia sulfurea</i>	mortalité	96h	CL50	0,081	Baekken and Aanes, 1991
<i>Hydropsyche siltalai</i>	mortalité	96h	CL50	0,023	Baekken and Aanes, 1991
<i>Libellula sp.</i>	mortalité	96h	CL50	0,28	Sateesh <i>et al.</i> , 1996
<i>Pteronarcys californica</i>	mortalité	96h	CL50	0,043	Mayer and Ellersieck, 1986

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont en **caractères gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
Diméthoate					
60-51-5					
Bacteria					
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	specific growth rate	8 h	NOEC	320	Slooff and Canton, 1983
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	NOEC	574	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
Algae					
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	growth rate	8 d	NOEC	>40	Wong and Chang, 1988
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	photosynthetic rate	8 d	NOEC	20	Wong and Chang, 1988
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Chla content in log phase	8 d	LOEC	<1	Wong and Chang, 1988
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	biomass growth	96 h	NOEbC	100	Slooff and Canton, 1983
<i>Selenastrum capricornutum</i>	growth rate	72 h	NOEC	30,5	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
<i>Selenastrum capricornutum</i>	growth rate	3 d	EC10	3,4	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	growth	3 d	NOEC	22,6	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
Plantes aquatiques					
<i>Lemna minor</i>	specific growth rate	7 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortality	21 d	NOEC	0,032	Slooff and Canton, 1983; Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	NOEC	0,1	Slooff and Canton, 1983; Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Daphnia magna</i>	mortality	28 d	NOEC	0,23	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	immobilization	21 d	NOEC	0,04	IUCLID, 2000: BASF AG

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
					Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	NOEC	0,04	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	growth	16 d	NOEC	0,029	Deneer <i>et al.</i> , 1988
<i>Daphnia magna</i>	growth	16 d	EC10	0,21	Deneer <i>et al.</i> , 1988
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	16 d	EC50	0,31	Hermens <i>et al.</i> , 1984
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,1	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,08	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,047	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23d	NOEC	0,076	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	growth	21 d	NOEC	0,024	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
Poissons					
<i>Brachydanio rerio</i>	hatching	12 d	NOEC	0,2	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Brachydanio rerio</i>	survival	12 d	NOEC	0,0125	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Channa punctatus</i>	behaviour	14 d	NOEC	>=5	Anees, 1975
<i>Clarias batrachus</i>	fecundity	6 mo	LOEC	10,8	Begum and Vijayaraghavan, 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	growth	21 d	NOEC	0,4	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	physiology	21 d	NOEC	0,29	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	growth	96 d	NOEC	1,5	Strawn et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oryzias latipes</i>	mortality	40 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Oryzias latipes</i>	mortality/ behaviour	40 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Oryzias latipes</i>	hatching growth	40 d	NOEC	100	Slooff and Canton, 1983
<i>Poecilia reticulata</i>	behaviour	28 d	NOEC	0,1	Slooff and Canton, 1983
<i>Poecilia reticulata</i>	growth	28 d	NOEC	10	Slooff and Canton, 1983
<i>Poecilia reticulata</i>	mortality	28 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
<i>Salmo trutta</i>	hatching	45 d	NOEC	0,3	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salmo trutta</i>	survival	45 d	NOEC	0,02	Grande <i>et al.</i> , 1994
Autres organismes					
Cyanobacteria					
<i>Anabaena</i>	growth	72h	NOEC	100	Perona <i>et al.</i> , 1991
<i>Microcystis aeruginosa</i>	specific growth rate	96	NOErC	32	Slooff and Canton, 1983
Protozoa					
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	cell number	96h	LOEC	1	Kumar <i>et al.</i> , 1989
Cnidaria					
<i>Hydra oligactis</i>	specific growth rate	21d	NOEC	100	Slooff and Canton, 1983
Mollusca					
<i>Lymnaea stagnalis</i>	reproduction	40d	NOEC	10	Slooff and Canton, 1983
<i>Lymnaea stagnalis</i>	mortality	40d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Lymnaea stagnalis</i>	hatch	7d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Insecta					
<i>Culex pipiens</i>	mortality	25d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Culex pipiens</i>	development	25d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
Amphibia					
<i>Xenopus laevis</i>	mortality	100d	NOEC	1	Slooff and Canton, 1983
<i>Xenopus laevis</i>	development	100d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Xenopus laevis</i>	growth	100d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont en **caractères gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
Diméthoate					
60-51-5					
Crustacés					
<i>Americamysis bahia</i>	mortalité	96 h	CL50	15	US-EPA, 2006
<i>Artemia sp.</i>	mortalité	48 h	CL50	15,73	Song and Brown, 1998; Song et al., 1997
<i>Artemia sp.</i>	mortalité	48 h	CL50	10,14	Song and Brown, 1998
<i>Carcinus maenas</i>	mortalité	48 h	CL50	>3,3	Portmann and Wilson, 1971
<i>Crangon crangon</i>	mortalité	48 h	CL50	0,3-1	Portmann and Wilson, 1971
<i>Neomysis integer</i>	immobilité	96 h	CL50	0,543	Roast et al., 1999
<i>Neomysis integer</i>	immobilité	96 h	CL50	0,366	Roast et al., 1999
<i>Pandalus montagui</i>	mortalité	48 h	CL50	>0,033	Portmann and Wilson, 1971
<i>Penaeus aztecus</i>	mortalité	48 h	CE50	>1	Mayer, 1986
Poissons					
<i>Aphanius fasciatus</i>	mortalité	96 h	CL50	117	Boumaiza et al., 1979
<i>Fundulus similis</i>	mortalité	48 h	CL50	>1	Mayer, 1986
Autres organismes					
Mollusca					
<i>Cardium edule</i>	mortalité	48 h	CL50	>3,3	Portmann and Wilson, 1971
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	mortalité	96 h	CL50	>56	Serrano et al., 1995
<i>Venus gallina</i>	mortalité	96 h	CSEO	>32	Serrano et al., 1995
Insecta					
<i>Aedes taeniorhynchus</i>	mortalité	48 h	CL50	0,031	Song and Brown, 1998; Song et al., 1997
<i>Aedes taeniorhynchus</i>	mortalité	48 h	CL50	0,2	Song and Brown, 1998

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont en **caractères gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [mg/l]	Bibliographie
Diméthoate					
60-51-5					
Crustacés					
<i>Artemia salina</i>	hatchability	48 h	CSEO	≥10	Kuwabara <i>et al.</i> , 1980

Fiche de données sur les substances

- MCPA -

1 Substance

Nom :	MCPA
Nom IUPAC :	2-(4-chloro-o-tolyloxy)-propionic acide
Numéro CAS :	94-74-6
Numéro CE :	202-360-6
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	607-051-00-3
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	90
Code	Sandre : 1212
Groupe de substances :	herbicides

On a tenu compte dans le calcul de la NQE non seulement du MCPA mais également des données sur l'écotoxicité du MCPA-DMA sel [n° CAS 2039-46-5].

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux intérieures de surface (fleuves et lacs)	15,2 µg/l	1,4 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	1,52 µg/l	0,14 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux intérieures de surface)	NQE-MA = 1,4 µg/l NQE-CMA = 15,2 µg/l	cf. 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,14 µg/l NQE-CMA = 1,52 µg/l	
Organismes benthiques		
Secondary poisoning		
Consommation des poissons		
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	1 µg/l	cf. 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	cf. 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Xn R22 R38 R41	http://ecb.jrc.it/classification-labelling/ Décision de la Commission des Toxiques le 04.03.09

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface

(Source: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
DE		0,1 µg/l	
NL		280 µg/l	
FR		42 µg/l	percentile 90
LU		0,1 µg/l	

3.2 Mode d'action et utilisation

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Allemagne:

Les produits phytosanitaires contenant la matière active MCPA sont autorisés en Allemagne. Il ressort du registre des produits phytosanitaires autorisés qu'aucun produit contenant de l'ester de MCPA n'est autorisé en Allemagne (BBA, 1998).
Source : Textes UBA 76/99

Pays-Bas:

Les produits phytosanitaires contenant la matière active MCPA sont autorisés aux Pays-Bas. La banque de données sur les autorisations indique : « La date d'expiration du 09.09.9999 concerne une 'autorisation de plein droit', la durée de cette autorisation étant fonction du processus de décision au sein de l'UE. »

http://www.ctb.agro.nl/portal/page?_pageid=33,46731&_dad=portal&_schema=PORTAL

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	26,2 g/l à 25 °C et un pH de 5 293,9 g/l à 25 °C et un pH de 7 320,1 g/l à 25 °C et un pH de 9	CE 2005
Densité	optionnel	
Pression de vapeur	4 * 10⁻⁴ Pa à 32 °C	CE 2005
Constante de Henry	5,5 * 10⁻⁵ Pa*m³/mol à 25°C	CE 2005

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	> 30 jours, stable à 25 °C et un pH de 5 à 9	CE 2005
Photostabilité (DT ₅₀)	25,4 jours à un pH=5, lumière naturelle 88 minutes à un pH=5, lumière artificielle 69 minutes à un pH=7, lumière artificielle 97 minutes à un pH=9, lumière artificielle	CE 2005
Facilement biodégradable (oui/non)	difficilement biodégradable	CE 2005
métabolites significatifs	2-méthyl-4-chlorophénol	CE 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	Coefficient de partage (log Pow) pH1 : 2,70 (0,001 mol/l) ; 2,80 (0,0001 mol/l) pH5 : 0,28 (0,01 mol/l) ; 0,59 (0,001 mol/l) pH7 : -0,81 (0,01 Mol/l) ; -0,71 (0,001 mol/l) pH9 : -1,07 (0,01 mol/l) ; -0,88 (0,001 mol/l) pureté 99,4%.	CE 2005
Koc	Sol 10 – 157 (valeur moyenne 74)	CE 2005
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	Aucun potentiel de bioaccumulation	CE 2005
FBA (poisson)		
FBA _m (facteur de bioamplification)		

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques se fonde sur les résultats d'analyses prolongées sur les algues, les crustacés et les poissons. Aucune donnée n'est disponible pour les bactéries.

Des données relatives aux impacts écotoxicologiques sur les organismes d'eau salée font défaut.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) utilisée pour déterminer une NQE pour les organismes benthiques n'est pas dépassée.

6.3 Protection des « espèces animales piscivores » (secondary poisoning)

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) utilisée pour déterminer une NQE pour les espèces animales piscivores n'est pas dépassée.

7 Impact sur la santé humaine

En regard d'un log Pow de 3, il est improbable qu'il y ait accumulation dans la chaîne alimentaire. La valeur seuil justifiant le calcul d'une norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons n'est pas dépassée.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux intérieures de surface

Les données d'impact sur les espèces les plus sensibles sont rassemblées en annexe 1. La valeur la plus basse obtenue à partir de tests chroniques est relevée sur les algues et les plantes.

Le résultat de tests découlant de travaux de Caux et al. pour *Navicula pelliculosa* ne peut pas être pris en compte pour le calcul d'une NQE, la valeur CSEO indiquée de 9 µg/l ne pouvant être jugée plausible et/ou validée sur la base d'autres données contrôlées pour les algues (CE 2005).

La plante aquatique *Lemna gibba* est la plus sensible au MCPA.

La CSEO validée la plus basse est relevée pour le MCPA-DMA sel avec 16,2 µg/l. Rapporté au MCPA, il en résulte une CSEO de 13,5 µg/l. Comme l'on dispose de données chroniques pour les algues, les daphnies et les poissons, un facteur de sécurité de 10 peut être appliqué.

$NQE-MA = 13,5 \mu\text{g/l} / 10 = 1,35 \mu\text{g/l}$, arrondi à 1,4 µg/l

La NQE-CMA peut être calculée sur la base de la donnée de toxicité aiguë la plus basse (une CE50 de 152 µg/l pour *Lemna gibba*). Etant donné qu'il existe également des données de toxicité aiguë pour les algues, les daphnies et les poissons, on applique un facteur de sécurité de 10. La valeur de la NQE-CMA est de 15,2 µg/l.

Autres eaux de surface

Il n'existe pas de données pour les espèces marines typiques. La NQE-MA pour les autres eaux de surface est donc déterminée à partir des données disponibles pour les eaux de surface intérieures auxquelles est appliqué un facteur de sécurité de 100 ($NQE-MA = 13,5 / 100 = 0,135 \mu\text{g/l}$, arrondi à 0,14 µg/l).

La NQE-CMA pour les autres eaux de surface peut être calculée sur la base de la CE50 la plus basse de 152 µg/l pour *Lemna gibba*. Cette valeur est inférieure aux valeurs de toxicité aiguë pour les algues, les daphnies et les poissons. Pour les autres eaux de surface, on applique un facteur de sécurité de 100 (Lepper, 2005). La NQE-CMA pour les autres eaux de surface est de 1,52 µg/l.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Cf. chapitre 6.2

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Les valeurs du FBC sont tirées de la monographie. Le log Kow étant inférieur à 3, il n'est pas nécessaire de calculer une NQE pour le 'secondary poisoning' (la valeur déterminante n'est pas dépassée).

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Le MCPA n'est pas classé substance 'CMR'. La valeur déterminant le calcul d'une norme de qualité pour la consommation des poissons n'est pas dépassée.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Aux termes de la directive communautaire 98/83/CE (anciennement 80/778/CEE), il convient d'appliquer une valeur maximale de 0,1 µg/l pour la protection de l'eau potable.

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire) il convient d'appliquer la valeur maximale de 1 µg/l pour la protection des eaux de surface utilisées pour le captage d'eau destinée à la consommation humaine.

9 Bibliographie

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallingenberg, Germany, 15 september 2005 (niet gepubliceerd)

Ahmed, W., 1977

The Effectiveness of Predators of Rice Field Mosquitoes in Relation to Pesticide Use in Rice Culture.

Ph.D. Thesis, University of California, Davis, CA:56 p.; Dissert. Abstr. Int. B 379:430B

BBA, 1998

Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln

www.bba.de, Phytomed-Datenbank

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig

Caux, P.Y., Kent, R.A., Bergeron, V., Fan, G.T., MacDonald, D.D., 1995

Environmental fate and effects of MCPA: A Canadian perspective.

Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 25(4): 313-376

CCME- Canadian Council of Ministers of the Environment, 1995

Canadian water quality guidelines: Updates March 1995 Appendix XVIII.

Environment Canada, Ottawa, Kanada

Crosby, D.G., Tucker, R.K., 1966

Toxicity of Aquatic Herbicides to *Daphnia magna*

Science 154:289-290

Davies, P.E., Cook L.S., Goenarso, D., 1994

Sublethal responses to pesticides of several species of Australian freshwater fish and crustaceans and rainbow trout.

Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 13, No 8, pp. 1 341-1354

Davis, J.T., Hughes, J.S., 1963

Further Observations on the Toxicity of Commercial Herbicides to Bluegill Sunfish.

Proc. South. Weed Conf. 16:337-340 Used Ref 612

EUROPEAN COMMISSION, 2005

Review report for the active substance **MCPA** Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on **15 April 2005** in view of the inclusion of MCPA in Annex I of Directive 91/414/EEC.

SANCO/4062/2001-final

<http://www.fytoweb.be/FR/doc/MCPA.pdf#search=%22mcpa%20monograph%20of%20rance%22>

Fargasova, A., 1994

Comparative study of plant growth hormone Herbicide toxicity in various biological subjects.

Ecotoxicology and Environmental Safety 29, 359-364

Johnson,W.W., Finley,M.T., 1980

Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates.
Resour. Publ. 137, Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:98 p.

Hanstveit, A.O. 1988

Effects of U 46 M-Fluid on growth of the algae *Selenastrum capricornutum*.
TPH Report No: R 88/421 (Angaben: Industieverband Agrar e.V., Frankfurt)

Informationssystem Cemikaliensicherheit – ICS

Umweltbundesamt, Berlin

Koch & Memmert 1993

Toxicity of herbicide Marks M to *Pseudokirchneriella subcapitata*.
AH Marks, Report No. RCC 409050 (Angaben: Industieverband Agrar e.V.,
Frankfurt)

Knapek,R. Lakota, S., 1974

Einige Biotests zur Untersuchung der Toxischen Wirkung von Pestiziden im
Wasser. Biological Testing to Determine Toxic Effects of Pesticides.
Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. D.D.R. 126:105-109 GER ENG-ABS;
Pestab: 0175 1977 Author Communication Used

Lysak,A., Marcinek, J., 1972

Multiple Toxic Effect of Simultaneous Action of Some Chemical Substances on Fish.
Rocz. Nauk Roln. Ser. H Rybactwo 943:53-63

Nishiuchi,Y., Hashimoto, Y., 1967

Toxicity of Pesticide Ingredients to Some Fresh Water Organisms.
Botyu-Kagaku Sci. Pest Control 321:5-11 JPN ENG ABS. Author Communication
Used

Nishiuchi,Y., Hashimoto,Y. 1969

Toxicity of Pesticides to Some Fresh Water Organisms.
Rev. Plant Protec. Res. 2:137-139

Peterson,H.G., Boutin,C., et al., 1994

Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at Expected Environmental
Concentrations.
Aquatic Toxicology 28 1994 275-292

UNEP/IRPTC International Register of Potentially Toxic Chemicals

- COPYRIGHT 1990 UNEP -

United Nations Environment Programme/ International Register of Potentially
Toxic, Palais des Nations, CH-1211 Genf 10

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras**.)

Espèce	Substance test	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
MCPA						
97-74-6						
Bactéries						
Algues						
<i>Selenastrum capricornutum</i>		prolifération cellulaire	5 d	CME0	26	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		prolifération cellulaire	5 d	CSEO	9 #	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		aucune indication		CSEO	117.000	Hanstveit 1988
<i>Anabaena flos-aquae</i>		prolifération cellulaire	5 d	CME0	1.200	CCME 1995
<i>Anabaena flos-aquae</i>		prolifération cellulaire	5 d	CSEO	470	Caux et al. 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		prolifération cellulaire	5 d	CME0	26	CCME 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		prolifération cellulaire	5 d	CSEO	9	Caux et al. 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>	MCPA-DMA	taux de croissance	5 d	CSEO	10.300	ICS
Plantes aquatiques						
<i>Lemna gibba</i>		croissance	14 d	CME0	260	Caux et al. 1995
<i>Lemna gibba</i>		croissance	14 d	CSEO	130	Caux et al. 1995
<i>Lemna minor</i>	MCPA-DMA	nombre de frondes	7 d	CSEO	127	ICS
<i>Lemna gibba</i>	MCPA-DMA	nombre de frondes	14 d	CSEO	16,2	ICS
Crustacés						
<i>Daphnia magna</i>		aucune indication	21 d	CSEO	13.000	CE 2005

Espèce	Substance test	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Poissons						
<i>Pimephales promelas</i>		aucune indication	28 jours	CSEO	15.000	CE 2005
<i>Galaxias maculatus</i>		Valeurs plasmatiques	20 jours		> 2.000	Davies et al. 1994
Autres organismes						

Le résultat de tests découlant de travaux de Caux et al. pour *Navicula pelliculosa* ne peut pas être pris en compte pour le calcul d'une NQE, la valeur CSEO indiquée de 9 µg/l ne pouvant être jugée plausible et/ou validée sur la base d'autres données contrôlées pour les algues (CE 2005).

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets chroniques.

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Substance test	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
MCPA						
97-74-6						
Bactéries						
Algues						
<i>Anabaena flos-aquae</i>		prolifération cellulaire	5 d	CE50	6.700	CCME 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		croissance	120 h	CE50	32.900	CE 2005
<i>Navicula pelliculosa</i>	MCPA-DMA	croissance	5 d	CE50	32.900	ICS
<i>Navicula pelliculosa</i>		prolifération cellulaire	5 d	CE50	630	CCME 1995
<i>Nitzschia sp.</i>		assimilation	22 h	TE	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		croissance	120 h	CE50	79.800	CE 2005
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		aucune indication		CSEO	20.000	Koch & Memmert 1993
<i>Pseudoanabaena</i>		assimilation	22 h	TE	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>		assimilation	22 h	TE	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		prolifération cellulaire	20 d	CE50	85.100	Fargasova 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>		prolifération cellulaire	5 d	CE50	950	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		densité cellulaire	120 h	CE50	79.800	CE 2005
Plantes aquatiques						
<i>Lemna minor</i>		croissance	7 d		1400	Peterson et al. 1994
<i>Lemna minor</i>		croissance	7 d	CE50	2.462.000	CE 2005
<i>Lemna gibba</i>		croissance	14 d	CE50	152	CE 2005
<i>Lemna gibba</i>	MCPA-DMA	nombre de frondes	14 d	CE50	152	ICS
Crustacés						
<i>Daphnia magna</i>		aucune indication	48 h	CE50	>190.000	CE 2005
<i>Crangon crangon</i>		mortalité	48 h	CL50	10.000	UNEP/IRPTC

Espèce	Substance test	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [$\mu\text{g/l}$]	Bibliographie
<i>Daphnia magna</i>		immobilisation	1 d	CE50	> 100.000	Crosby & Tucker 1966
<i>Daphnia magna</i>		mortalité	4 d	CL50	110.00	Knappek & Lakota 1974
<i>Daphnia magna</i>		mortalité	48 h	CL50	172.400	Fargasova 1994
<i>Daphnia pulex</i>		mortalité	3 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Daphnia pulex</i>		mortalité	3 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Moina macrocopa</i>		mortalité	3 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Moina macrocopa</i>		mortalité	3 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Paratya australiensis</i>		mortalité	10 d	CL50	> 340	Davies et al. 1994
<i>Paratya australiensis</i>		activité enzymatique	10 d	TE	1.000	Davies et al. 1994
Poissons						
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		aucune indication	96 h	CL50	50.000	CE 2005
<i>Carassius auratus</i>		mortalité	48 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Carassius auratus</i>		mortalité	48 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Carassius sp.</i>		mortalité	96 h	CL50	45.000	Knappek & Lakota 1974
<i>Cyprinus carpio</i>		mortalité	48 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Cyprinus carpio</i>		mortalité	48 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Cyprinus carpio</i>		mortalité	96 h	CL50	59.000	Knappek & Lakota 1974
<i>Gambusia affinis</i>		mortalité	24 h	CL50	> 10.000	Ahmed 1977
<i>Lepomis macrochirus</i>		mortalité	24 h	CL50	164.000	UNEP/IRPTC
<i>Lepomis macrochirus</i>		mortalité	24 h	CL50	163.500	Davis & Hughes 1963
<i>Lepomis macrochirus</i>		mortalité	48 h	CL50	163.500	Davis & Hughes 1963
<i>Lepomis macrochirus</i>		mortalité	96 h	CL50	> 10.000	Johnson & Finley 1980

Espèce	Substance test	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		mortalité	48 h	CL50	20.000	Lysak & Marcinek 1972
<i>Oryzias latipes</i>		mortalité	48 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Oryzias latipes</i>		mortalité	48 h	CL50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Salmo trutta</i>		mortalité	24 h	CL50	147.000	UNEP/IRPTC
<i>Salmonidae</i>		mortalité	96 h	CL50	25.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Tinca tinca</i>		mortalité	96 h	CL50	45.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Galaxias maculatus</i>		mortalité	20 d	CL50	> 50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		mortalité	20 d	CL50	> 50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		valeurs plasmatiques	20 d	CT	50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		mortalité	20 d	CL50	> 50.000	Davies et al. 1994
Autres organismes						
Insectes						
<i>Aedes aegypti</i>		mortalité	96 h	CL50	335.000	Knapek & Lakota 1974

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface
(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Substance test	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
MCPA						
97-74-6						
Bactéries						
Algues						
Plantes aquatiques						
Crustacés						
Poissons						
Autres organismes						
<i>Crassostrea sp.</i>		croissance	96 h	CE0	1.000	UNEP/IRPTC
<i>Crassostrea virginica</i>		mortalité	48 h	CL50	15.620	UNEP/IRPTC
<i>Crassostrea virginica</i>		mortalité	12 d	CL50	31.300	UNEP/IRPTC

Fiche de données sur les substances

- Mécoprop -

1 Substance

Nom:	Mécoprop
Nom IUPAC:	2-(4-chloro-o-tolyloxy)-propionic acide
Numéro CAS:	7085-19-0
Numéro CE:	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	91
Code	Sandre : 1214
Groupe de substances:	herbicides: acide phénoxy carbonique

Liste des composés de mécoprop dont il a été tenu compte lors de la détermination

Nom :	Abréviation	Poids molaire	Numéro CAS
Mécoprop	MCCP = *	214,65	7085-19-0
Mécoprop-P	MCCP-P = **	214,65	16484-77-8
Mécoprop-P-DMA sel	MCCP-P-DMA = ***	259,74	66423-09-4

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	160 µg/l	18,2 µg/l	Moyenne annuelle
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	16 µg/l	1,82 µg/l	Moyenne annuelle

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 18,2 µg/l NQE-CMA = 160 µg/l	Voir 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = 1,82 µg/l NQE-CMA = 16 µg/l	
Organismes benthiques		
Secondary poisoning		
Consommation des poissons		
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	1 µg/l	Voir 8.5
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	0,1 µg/l	

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Bibliographie
Xn N R22 R38 R41 R50/53 S13 S2 S26 S37/39 S60 S61	http://ecb.jrc.it/esis/ Décision CEE du 29 avril 2004

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
AT			
DE	juridique	0,1 µg/l	
NL		4 µg/l	
FR	provisoire	2,9 µg/l	percentile 90
LU		0,1 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Pays-Bas:

Aux Pays-Bas, l'utilisation de produits contenant la matière active mécoprop est interdite depuis le 1^{er} avril 2002 (<http://www.ctb.agro.nl>).

Allemagne:

Le Produit est autorisé en Allemagne (BBA, 1998). Source: Textes UBA 76/99.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Bibliographie
Solubilité dans l'eau	>250 g/l à 20°C et pH=7 6,6 g/l à 4°C >250 g/l à 10°C 620 mg/l à 20 °C	Agritox Selected references dans Mackay et al. 2000
Densité	Optionnel	
Pression de vapeur	1,6 mPa 0,31 mPa à 20 °C	Agritox e-Pesticide manual, 2002
Constante de Henry	2,18*10 ⁻⁴ Pa m ³ /mol 7,43*10 ⁻⁵ Pa m ³ /mol	Agritox Mackay et al., 2000

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Bibliographie
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	>31 jours, très stable pour un pH de 5 à 9	Ces valeurs sont tirées de la monographie.
	Stabilité hydrolytique	e-Pesticide Manual
Photostabilité (DT ₅₀)	28 jours pour un pH = 5 42 jours pour un pH = 7 17 jours pour un pH = 9	Ces valeurs sont tirées de la monographie.
Facilement biodégradable (oui/non)	Facilement biodégradable	
Si pertinent : métabolites significatifs		
Stabilité à la dissolution dans l'eau	4-10 jours dans un milieu anaérobie 28-180 jours dans un milieu anaérobie	Mackay et al., 2000
Stabilité à la décomposition dans le sol	4-10 jours dans un sol anaérobie 21 jours	Mackay et al., 2000
Comportement de sorption		
log P _{ow}	3,94	Mackay et al., 2000
	3,13	
	3,2	e-Pesticide Manual
	2,2 à un pH 4 et 20 °C -0,2 à un pH 7 et 20 °C -0,6 à un pH 10 et 20 °C	Monographie
Koc	20,0 (log Koc = 1,30)	Mackay et al., 2000
	1,3-1,6 à un pH 5,6-7,6 2,1-2,2 à un pH 4,3-4,4	Monographie
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	16	Calculs dans Mackay et al. 2000.
	3	Poisson non spécifié ; monographie
FBA (poisson)		
FBA _m (facteur de bioamplification)		

Le log P_{ow} dépend fortement du pH (RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. adviesrapport Mecoprop. RIVM, Bilthoven, The Netherlands).

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques se fonde sur les résultats d'analyses chroniques effectuées sur les algues, les plantes aquatiques les crustacés et les poissons. Les données les plus sensibles sur les effets sont rassemblées en annexe 1.

Des données relatives aux impacts écotoxicologiques sur les organismes d'eau salée font défaut.

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE pour les organismes benthiques n'est pas dépassée.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

La valeur seuil (selon Lepper, 2005) justifiant la fixation d'une NQE pour les espèces animales piscivores n'est pas dépassée. Bien que le log Pow soit supérieur à 3, la valeur du FBC est < 100.

7 Protection de la santé humaine

La valeur seuil justifiant la fixation d'une norme tenant compte de l'exposition de l'homme n'est pas dépassée.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux de surface intérieures

Les données les plus sensibles sur les effets sont rassemblées en annexe 1. La valeur chronique la plus basse est disponible pour les plantes aquatiques (CSEO = 220 µg/l de MCCP-P-DMA, ce qui correspond à 182 µg/l de MCCP). Comme l'on dispose de données chroniques pour les algues, les daphnies et les poissons, un facteur de sécurité de 10 peut être appliqué.

$$\text{NQE-MA} = 182 \text{ µg/l} / 10 = 18,2 \text{ µg/l}$$

La valeur aiguë la plus faible a également été déterminée pour des plantes aquatiques. La NQE-CMA peut être calculée sur la base de la donnée de toxicité aiguë la plus basse (une CE50 de 1600 µg/l pour les plantes aquatiques). Etant donné qu'il existe également des données de toxicité aiguë pour les algues, les daphnies et les poissons, on applique un facteur de sécurité de 10.

$$\text{NQE-CMA} = 1600 \text{ µg/l} / 10 = 160 \text{ µg/l.}$$

Autres eaux de surface

Il n'existe pas de données pour les espèces marines typiques. La NQE-MA pour les autres eaux de surface est donc déterminée à partir des données disponibles pour les eaux de surface intérieures auxquelles est appliqué un facteur de sécurité de 100 (NQE-MA = $182 / 100 = 1,82 \mu\text{g/l}$).

La NQE-CMA pour les autres eaux de surface peut être calculée sur la base de la CE50 la plus basse, soit $1600 \mu\text{g/l}$ pour les plantes aquatiques. Pour les autres eaux de surface, on applique un facteur de sécurité de 100 (Lepper, 2005).
NQE-CMA = $1600 \mu\text{g/l} / 100 = 16 \mu\text{g/l}$.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2.

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Voir chapitre 6,3.

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Il n'est pas fixé de norme pour la protection de la santé humaine (consommation de poissons).

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Aux termes de la directive communautaire 98/83/CEE (directive sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, anciennement 80/778/CEE), il convient d'appliquer la valeur maximale de $0,1 \mu\text{g/l}$ pour la protection de l'eau potable.

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire), il convient d'appliquer la valeur maximale de $1 \mu\text{g/l}$ pour la protection des eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire.

9 Bibliographie

e-Pesticide Manual, 2002. British Crop Protection Council

CIPR 1997. Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR), Groupe de travail 'Qualité des eaux'

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (non publié)

Mackay, M., Shiu, W.-Y., Ma, K.-C. 2000. Physical-Chemical properties and environmental fate handbook. CD-rom. Chapman and Hall, CRCnetbase

Monograph, 14 april 2003.

Office Of Pesticide Programs 2000. Environmental Effects Database (EEDB). Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C.

Tscheu-Schluter, M. 1974. Acute Toxicity of Herbicides for Selected Aquatic Organisms. I. Synthetic Growth-Promoting Herbicides, Phenoxy-carboxylic Acids. Acta Hydrochim.Hydrobiol. 2(2):139-159.

BBA, 1993. Wirkstoffdatenblatt Mecoprop (Entwurf). Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig

U.S. EPA Office of Pesticide Programs, 1995. Environmental Effects Database (EEDB). Environmental Fate and Effects Division, U.S. EPA, Washington, D.C.

RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. adviesrapport Mecoprop. RIVM, Bilthoven, The Netherlands

RIVM/CSR archives; Summary for mecoprop and mecoprop-P. RIVM, Bilthoven, The Netherlands

EUROPEAN COMMISSION, 2003 Review report for the active substance mecoprop-P Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 15 April 2003 in view of the inclusion of mecoprop-P in Annex I of Directive 91/414/EEC. SANCO/3065/99-Final

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Mécoprop					
7085-19-0					
Bactéries					
Algues					
<i>Chlorella pyrenoid</i>	croissance	96 h	CSEO	180.000	1
<i>Chlorella pyrenoid</i>	croissance	96 h	CSEO	56.000	2
<i>Pseudokirchneriella sp.</i>			CSEO	27.000	CIPR 1997
Plantes aquatiques					
Plantes aquatiques	biomasse	7 d	CSEO	220	ICS-UBA
Plantes aquatiques***	biomasse	14 d	CSEO	220	ICS-UBA
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	21 d	CSEO	32.000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	3.300	2
<i>Daphnia magna</i>			CSEO	50.000	CIPR 1997
<i>Invertébré non spécifié</i>	reproduction	21 d	CSEO	22.000	Monographie
Poissons					
<i>Lepomis macrochirus</i>			CSEO	50.000	CIPR 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			CSEO	50.000	CIPR 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune donnée	96 h	CSEO	68.100	1
<i>Poisson non spécifié</i>	aucune donnée	21 d	CSEO	109.000	Monographie
Autres organismes					

1 - RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. adviesrapport Mecoprop. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

2 - RIVM/CSR archives; 1992. Summary for mecoprop and mecoprop-P. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets chroniques.

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
Mécoprop					
7085-19-0					
Bactéries					
Algues					
<i>Chlorella pyrenoid</i>	croissance	96 h	CE50	220.000	1
<i>Chlorella pyrenoid</i>	prolifération cellulaire	4 d	CE50	220.000	BBA 1993
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	croissance	14 d	CE50	115.000	Tscheu-Schluter, 1974
<i>Algue non spécifiée</i>	biomasse	72 h	CE50	237.000	Monographie
<i>Scenedesmus subspicatus</i>			CE50	100.000	CIPR 1997
Plantes aquatiques					
<i>Plante non spécifiée</i>	croissance	7 d	CE50	40.200	Monographie
<i>Lemna spec.</i>			CE50	5.100	CIPR 1997
Plantes aquatiques***	biomasse	14 d	CE 50	1600	CE 2003
Crustacés					
<i>Daphnia sp</i>	aucune donnée	48 h	CE50	420.000	Union européenne
<i>Daphnia magna</i>	intoxication	48 h	CE50	>100.000	Office Of Pesticide Programs
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	2 d	CL50	420.000	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	aucune donnée	2 d	CE50	> 100.000	U.S. EPA 1995
<i>Invertébré non spécifié</i>	aucune donnée	48 h	CE50	> 200.000	Monographie
Poissons					
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	4 d	CE50	92.000	U.S. EPA 1995
<i>Lepomis macrochirus</i>	aucune donnée	96 h	CL50	<100.000	Union européenne
<i>Lepomis macrochirus</i>	aucune donnée	96 h	CL50	> 92.000	Office Of Pesticide Programs
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortalité	4 d	CL50	> 92.000	U.S. EPA 1995

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune donnée	96 h	CL50	124.800	Office Of Pesticide Programs
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	4 d	CL50	124.800	U.S. EPA 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortalité	96 h	CL50	170.000	2
<i>Cyprinus carpio</i>	aucune donnée	48 h	CL50	503.000	Tscheu-Schluter, 1974
<i>Poecilia reticulata</i>	aucune donnée	96 h	CL50	1.100.000	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	aucune donnée	96 h	CL50	147.000	1
<i>Poisson non spécifié</i>	aucune donnée	96 h	CL50	240.000	Monographie
Autres organismes					

- 1 - RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. adviesrapport Mecoprop. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- 2 - RIVM/CSR archives; RIVM/CSR archives; 1992. Summary for mecoprop and mecoprop-P. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets aigus.

Fiche de données sur les substances

- Zinc -

1 Substance

Nom :	Zinc
Nom IUPAC :	zinc
Numéro CAS :	7440-66-6
Numéro CE :	231-175-3
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index ¹	Différents numéros pour les composés de zinc
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	Liste 1, groupe 1
Code	
Groupe de substances :	Métaux

¹: url: http://ecb.jrc.it/classification-labelling/CLASSLAB_SEARCH/classlab/downanx1.php

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	BF+15,6 µg/l	BF+7,8 µg/l	concentration dissoute bruit de fond = 3 µg/l
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	-	BF+3 µg/l	concentration dissoute bruit de fond = 1 µg/l

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eau douce)	NQE-MA = BF+7,8 µg/l NQE-CMA = BF+15,6 µg/l	concentration dissoute bruit de fond = 3 µg/l
Biocénoses aquatiques (eaux côtières et de transition)	NQE-MA = BF+3 µg/l NQE-CMA = -	concentration dissoute bruit de fond = 1 µg/l
Organismes benthiques	190 mg/kg de poids sec (eau douce)	Il est impossible de déterminer une NQE sédiments eau salée (pas de données)
Secondary poisoning	Non pertinent pour le zinc	
Consommation des poissons	Non pertinent pour le zinc	
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	3000 µg/l	Valeur A-1 dans la directive 75/440/CEE
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	-	Voir 8.5

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
<ul style="list-style-type: none"> F ; R15-17, N ; R50-53 S : (2-)43-46-60-61 (for zinc powder – zinc dust (pyrophoric)) N ; N ; R50-53 S : 60-61 (for zinc powder – zinc dust (stabilised)) zinc as massive metal (environment): Still under discussion (July 2006) 	[1] Remarque : Ces propositions de classification et de labellisation (excepté pour le zinc massif) ont déjà été approuvées par le 'CMR group meeting' en septembre 2002 et par le 'environment meeting' de juin 2001 et ont déjà été intégrées dans le projet du 29 ^{ème} ATP de l'annexe 1 de la directive 67/548/CEE.

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
AT		8,8-53 µg/l	
NL		40 µg/l	
FR		3,1 µg/l 7,8 µg/l	Dureté < 24 mg CaCO ₃ /l Dureté > 24 mg CaCO ₃ /l
LU		140 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

- non pertinent -

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété	Valeur	Source
Solubilité dans l'eau	insoluble	[1]

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété	Valeur	Source
Comportement de sorption		
K _p	<p>Valeurs dans le Rhin :</p> <p>La valeur médiane du coefficient de partage entre matière solide et eau dans les MES (K_p_{susp}), calculée à partir de valeurs mesurées dans le Rhin aux Pays-Bas entre 1988 et 1992, est de 84.000 l/kg.</p> <p>Les valeurs suivantes K_p_{susp} mesurées sont disponibles pour l'Allemagne (UBA, 1994) :</p>	[1]

Propriété	Valeur	Source
Comportement de sorption		
K _p	Rhin (à Lobith, valeur moyenne de 1983 à 1986) : 81.000 l/kg; Rhin (1988, section verticale : 91-863 km) : 113.000 l/kg.	[1]
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	Non pertinent (voir bioaccumulation et bio-amplification)	[1]

Bioaccumulation et bio-amplification

Il a été indiqué sous [1] que le 'secondary poisoning' n'était pas pertinent pour le zinc. Les éléments déterminants amenant à cette conclusion sont les suivants : l'accumulation de l'élément essentiel zinc s'effectue de manière active dans différents groupes de taxons faunistiques tels que les mollusques, les crustacés, les poissons et les mammifères. Pour les mammifères, un des deux groupes cibles pour le 'secondary poisoning', la régulation du zinc passe à la fois par l'absorption de zinc par alimentation et par déjection de zinc. Ceci fait que les mammifères sont en mesure, dans certaines limites, d'équilibrer leur concentration interne de zinc et de maintenir le niveau de zinc physiologiquement nécessaire dans leurs différents tissus, que l'apport en zinc dans leur alimentation soit élevé ou non (homéostasie). Les résultats d'études de terrain faisant apparaître des différences relativement faibles dans le niveau de zinc de petits mammifères, autant sur des sites 'de contrôle' que sur des sites contaminés, sont en conformité avec ce mécanisme homéostatique. Ces données montrent que le potentiel de bioaccumulation de zinc reste faible dans les mammifères herbivores comme carnivores. Partant des données susmentionnées, il n'est pas jugé nécessaire d'évoquer plus en détail sous [1] la question du 'secondary poisoning' ni celles de 'bioaccumulation' et de 'bio-amplification'.

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

Généralités

L'estimation de l'UE sur le risque émanant du zinc et des composés de zinc (règlement CE 793/93), y compris toutes les données d'arrière-plan, est la seule source bibliographique pour les normes de qualité actuelles proposées dans le cadre de la DCE. Aucune étude bibliographique complémentaire n'a été réalisée. Il convient par ailleurs de signaler que SCHER n'a pas encore évalué l'estimation européenne du risque émanant du zinc.

La biodisponibilité a été rectifiée pour les eaux de surface et les sédiments dans l'évaluation du risque émanant du zinc et des composés de zinc [1]. Ces phases de correction devraient également pouvoir être utilisées dans le cadre de la DCE. Pour les eaux de surface, cette rectification se base sur l'utilisation du Biotic Ligand Model (BLM) ; pour les sédiments, il a été tenu compte de la contribution de Acid Volatile Sulphide (AVS). Ces phases de correction ont été appliquées sous [1] pour les concentrations avec effet prévisible sur l'environnement (PEC) et beaucoup moins pour les concentrations sans effet probable sur l'environnement (CPSE). Une approche comparable est prescrite dans la DCE en ce sens qu'une correction

éventuelle de la biodisponibilité d'un métal doit être appliquée aux résultats de la surveillance. Les normes de qualité environnementale (NQE) qui en découlent pour l'écosystème se rapportent donc aux valeurs 'non corrigées'.

Il convient de souligner que la correction du BLM peut être individuellement appliquée dans le compartiment 'eau douce', étant donné que les BLM d'arrière-plan sont déterminés à partir de tests d'écotoxicité chronique réalisés sur des organismes d'eau douce. Dans l'évaluation du risque à l'échelle communautaire [1], il n'existe pas en principe d'approche BLM validée permettant de comparer les données de surveillance avec le MAC 'eau douce' (fondé sur des tests de toxicité aigus), car les phases de correction BLM sont déterminées à partir d'études BLM fondées sur des données chroniques. En attendant d'une telle approche BLM validée fondée sur des données aiguës, les BLM chroniques peuvent être utilisées à titre pragmatique quand les données de surveillance sont comparées avec la valeur MAC-MPA.

Pour la MPA 'eau salée', il n'existe pas actuellement de correction de biodisponibilité de la PEC correspondante.

6.1 Protection des organismes aquatiques

Eau douce, toxicité aiguë

On trouvera sous [1] les données de toxicité utilisées pour la classification et l'étiquetage. L'annexe 1 rassemble les données sur les algues, les crustacés et les poissons ayant satisfait aux critères de qualité définis sous [1]. Les tests ont été réalisés en majeure partie soit avec le chlorure de zinc soit avec le phosphate de zinc. Les valeurs CL50 varient de 0,070 à 7800 mg/l. Les valeurs CL les plus basses ont été détectées dans les crustacés. Des valeurs CL50 plus élevées sont le plus souvent constatées en relation avec les poissons (moins sensibles). Sont également mentionnées sous [1] des études non considérées, c'est-à-dire non utilisées pour la classification et l'étiquetage.

Eau douce, toxicité chronique

On trouvera de nombreuses données sur la toxicité chronique du zinc pour les algues, les invertébrés et les poissons d'eau douce sous [1] (annexe 3.3.2a). On contrôle les données pour en tirer à la fois des critères de qualité et de pertinence tels que définis sous [1] permettant de déterminer une CSEO pour les eaux communautaires (les études non retenues figurent également sous [1]). S'il existe pour une espèce plusieurs valeurs CSEO fondées sur le même critère toxicologique, on calcule alors la moyenne géométrique de ces valeurs pour déboucher sur une CSEO 'species mean'. Il est important que les valeurs CSEO soient obtenues sur la base de tests comparables, par ex. des tests aux temps d'exposition identiques. S'il n'existe qu'un seul test pour un organisme donné, la CSEO 'species mean' est alors tout simplement identique à la CSEO tirée de ce test (pour le critère le plus sensible). Les valeurs 'species mean' sont également utilisées sous [1] comme input dans la méthode statistique d'extrapolation appliquée pour déterminer la CPSE (voir plus bas). Pour le zinc, les valeurs CSEO 'species mean' fondées sur des études utilisées pour la détermination de la CPSE vont de 17 à 660 µg/l (voir tableau 1a dans l'annexe 1).

Pour autant que possible, les valeurs CSEO sont fondées sur des concentrations nominales (ajoutées) de zinc. Dans un certain nombre d'études, les CSEO se fondent sur des concentrations actuelles. Pour la plus grande partie de ces données, en particulier pour les tests réalisés dans un milieu aquatique artificiel

d'expérimentation, il est notoire que le bruit de fond de zinc est très faible dans ce milieu artificiel par rapport aux concentrations mesurées. Les concentrations actuelles correspondent alors à peu près aux concentrations nominales (ajoutées). Les passages suivants donnent des indications plus détaillées sur les valeurs CSEO 'species mean' pour les algues, les invertébrés et les poissons d'eau douce.

Algues

Pour les algues unicellulaires d'eau douce, on ne dispose que d'une CSEO 'species mean' (17 µg/l pour *Pseudokirchneriella subcapitata*, appelée aussi anciennement *Selenastrum capricornutum* ou *Raphidocelis subcapitata*). Cette valeur est la moyenne géométrique de 25 valeurs CSEO de différents tests (critère retenu : croissance) et est également la CSEO 'species mean' la plus basse du jeu de données obtenues dans les eaux douces).

Il n'existe également qu'une seule CSEO 'species mean' pour les algues multicellulaires d'eau douce (60 µg/l pour l'algue filamenteuse *Cladophora glomerata*). Cette CSEO 'species mean' ne repose cependant que sur un seul test (critère : croissance).

Invertébrés

Les valeurs CSEO 'species mean' sur les invertébrés d'eau douce évoluent entre 37 µg/l pour la daphnie *Ceriodaphnia dubia* (moyenne géométrique de 13 valeurs CSEO dans différents tests; critère : reproduction) et 400 µg/l pour le bivalve *Dreissena polymorpha* (mollusque, une seule CSEO sur un seul test, critère : survie). Les données sur les invertébrés d'eau douce englobent les porifères, les mollusques, les crustacés et les insectes. La plupart des données sur les invertébrés d'eau douce sont disponibles pour les daphnies *Daphnia magna* et *Ceriodaphnia dubia* (crustacés).

Poissons

Les valeurs CSEO 'species mean' sur les poissons d'eau douce évoluent entre 44 µg/l pour l'espèce *Jordanella floridae* (moyenne géométrique de valeurs CSEO tirées de deux tests différents; critère : reproduction) et 660 µg/l pour le dario rerio *Brachydanio rerio* (moyenne géométrique de 9 valeurs CSEO pour différents tests ; critère : reproduction).

Eau salée, toxicité aiguë

On trouvera sous [1] les tests suivants de toxicité aiguë du zinc pour les organismes d'eau salée : « les données combinées mentionnées par Mance (1987) et par l'agence américaine EPA (1987) font état de CL50 et de CE50 allant de 0,17 à 950 mg/l pour les invertébrés. Ces valeurs varient pour la plus grande part entre 1 et 10 mg/l, mais certaines d'entre elles sont également inférieures à 0,5 mg/l. Des CL50 et CE50 plus basses, comprises entre 0,065 et 0,12 mg/l, sont relevées dans les stades de vie précoces d'invertébrés (Janus, 1993). En règle générale, les poissons sont moins sensibles au zinc que les invertébrés. Les données combinées de Mance (1987) et de l'EPA (1987) indiquent pour les poissons des CL50 et CE50 aiguës comprises entre 0,19 et 83 mg/l, la plupart évoluant entre 3 et 30 mg/l. »

Les données aiguës dans l'eau salée ne sont pas examinées plus en détail sous [1]. Les valeurs CL50 et CE50 obtenues dans l'eau salée semblent être du même ordre de grandeur que les celles constatées dans l'eau douce. Il apparaît en outre que les invertébrés sont plus sensibles au zinc que les poissons dans le milieu aquatique

salé également. La valeur la plus basse relevée dans l'eau salée (65 µg/l) est à peu près équivalente à la valeur de toxicité aiguë la plus basse dans l'eau douce de 68 µg/l.

Eau salées, toxicité chronique

Les données tirées de tests de toxicité chronique sous forme de valeurs CSEO pour les algues et les invertébrés d'eau salée figurent sous [1]. Les valeurs CSEO 'species mean' vont de 10 à 2700 µg/l (tableau 1b, annexe 1). Ces valeurs se fondent principalement sur des concentrations nominales. Les passages suivants donnent des indications plus détaillées sur les valeurs CSEO 'species mean' pour les algues et les invertébrés d'eau salée. Il n'est pas indiqué de données sur les poissons d'eau salée.

Algues

Les valeurs CSEO 'species mean' pour les algues d'eau salée (toutes des algues unicellulaires à une exception près) vont de 10 µg/l pour *Schroederella schroederi* (une CSEO d'un seul test) et *Thalassiosira rotula* (une CSEO d'un seul test) à 2700 µg/l pour *Phaeodactylum tricornutum* (moyenne géométrique de valeurs CSEO de trois tests différents).

Invertébrés

Les valeurs CSEO 'species mean' pour les invertébrés d'eau salée vont de 10 µg/l pour l'échinoderme *Arbacia lixula* (une CSEO d'un seul test) à 1000 µg/l pour le mollusque *Scrobicularia plana* (une CSEO d'un seul test). Les données sur les invertébrés d'eau salée regroupent entre autres les cnidaires, les annélides, les mollusques, les crustacés et les échinodermes.

6.2 Protection des organismes benthiques

Le tableau 6a rassemble les quatre études sédimentaires sur le zinc répondant aux critères de pertinence et de qualité décrits sous [1]. La valeur CSEO la plus basse est relevée pour l'espèce benthique *Hyaella azteca* (488 mg/kg de poids sec, Zn ajouté). Toutes les autres études non retenues pour la détermination de la CPSE sont listées sous [1]. On ne dispose pas d'études sur les organismes benthiques d'eau salée.

Tableau 6a : Données de toxicité pour les organismes benthiques tirées de [1]

Espèce	Groupe taxonomique	Durée de test	Paramètre d'effet	Critère	Valeur en [mg/kg]
Sédiments d'eau douce					
Hyalloa azteca	crustaceans	6 s	mortalité	CSEO	510 (actual) 488 (-C _b)
Tubifex tubifex	oligochaetes	4 s	reproduction	CSEO	1135 (actual) 1101 (-C _b)
Chironomus tentans	insects	3 s	croissance	CSEO	850 (actual) 795 (-C _b)
Chironomus tentans	insects	8 s	croissance, émergence, mortalité, reproduction	CSEO	639 (actual) 609 (-C _b)
Sédiments d'eau douce					
Aucune donnée					

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Non pertinent pour le zinc (voir paragraphe 5).

7 Protection de la santé humaine

Le zinc n'est pas classé selon les critères de concentration toxique pour la santé humaine et la valeur A1 fixée pour l'eau potable par la directive communautaire 75/440/CEE est en outre beaucoup plus élevée que la norme de qualité définie pour d'autres biens à protéger. De plus, la bioconcentration de zinc dans les organismes vivants n'est pas considérée pertinente (voir paragraphe 5). En raison du fait qu'aucune valeur seuil justifiant la détermination d'une NQ_{humaine} n'est atteinte, le paragraphe sur la santé humaine n'est pas élaboré plus en détail. On trouvera sous [1] des informations plus détaillées sur les effets du zinc sur la santé.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux de surface intérieures

MPA (en relation avec le facteur de sécurité du Technical Guidance Document - TGD)

L'application d'un facteur de sécurité TGD de 10 (plus de 3 valeurs CSEO de différents groupes taxonomiques disponibles) à la valeur 'species mean' CSEO de zinc la plus basse inscrite dans l'annexe 1 débouche sur une MPA (Maximum Permissible Addition) de $17/10 = 1,7 \mu\text{g/l}$. La valeur 'species mean' ($17 \mu\text{g/l}$) la plus basse se fonde sur l'espèce algale *Pseudokirchneriella subcapitata* (n = 25). Il

convient de signaler en outre qu'un certain nombre d'études individuelles sur cette espèce algale font état de CSEO inférieures à 17 µg/l (à savoir de l'ordre de 5 µg/l). Dans la référence [1], il est donné la priorité à la valeur MPA/CPSE pour les organismes d'eau douce, cette valeur étant déterminée à l'aide de la méthode d'extrapolation statistique (voir plus bas).

MPA (en relation avec la méthode d'extrapolation statistique)

En comparant le jeu de données sur les valeurs CSEO 'Species mean' dans l'eau douce (annexe 1) avec les critères TGD pour l'application de la méthode d'extrapolation statistique, on constate:

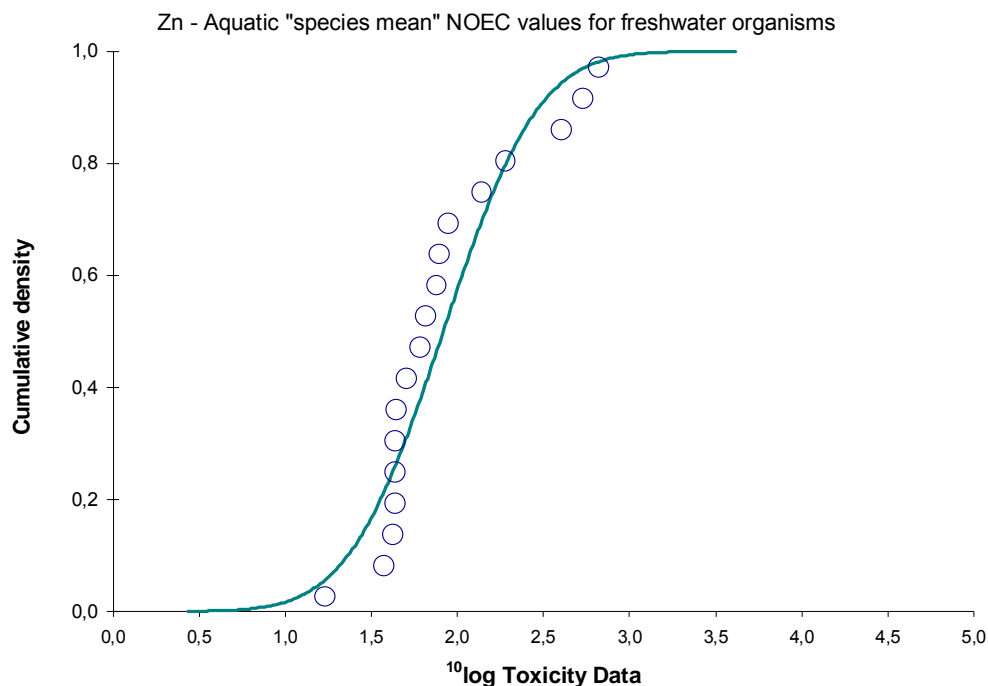
- que le nombre de valeurs CSEO chroniques sur le zinc (n=18 valeurs 'species mean') répond aux exigences générales pour le nombre de données d'entrée (au moins 10 valeurs CSEO exigées et, de préférence, 15 valeurs CSEO).
- On dispose de valeurs CSEO chroniques de zinc pour une espèce algale unicellulaire, une espèce algale multicellulaire, quatre espèces spongiaires, deux mollusques, trois crustacés, un insecte et 6 espèces de poissons. Le jeu de données englobe les 8 groupes taxonomiques (familles) visés dans la liste EPA utilisée comme point de départ du TGD.

Partant des indications susmentionnées, on recommande d'appliquer la méthode d'extrapolation statistique pour déterminer la MPA pour le zinc plutôt que d'utiliser un facteur de sécurité combiné à la CSEO la plus basse. Le percentile 5 est déterminé avec un taux de fiabilité de 50% selon une répartition log-normale, ce qui donne une valeur de 15,6 µg/l pour le zinc dissous dans l'eau douce. On rappellera ici que le test Anderson-Darling montre qu'il n'y a qu'un 'goodness of fit' pour la répartition log-normale quand le niveau de signification est bas (1%). Le test de Kolmogorov-Smirnov, plus pertinent, accepte cependant autant la répartition log-normale que log-logistique quand le niveau de signification est plus élevé (5%). La distribution de sensibilité des espèces (SSD) par rapport au zinc est montrée pour les organismes d'eau douce dans le graphique 8a.

Eu égard aux considérations relatives à la marge d'incertitude, l'atelier de Londres (repris dans le TGD) prescrit d'appliquer un facteur de sécurité compris entre 1 et 5 au taux de fiabilité de 50% du percentile 5 fondé sur une approche au cas par cas. Les arguments étayant l'application d'un facteur 2 pour le zinc sont décrits en détail dans la référence [1]; il en résulte une MPA de $15,6/2 = 7,8$ µg/l pour le zinc dissous dans l'eau douce. Après ajout du bruit de fond naturel du zinc (C_b), compris entre 1 et 4 µg/l pour les eaux communautaires standardisées, la NQ moyenne annuelle est égale à : 8,8-11,8 µg/l. Dans le RAR de l'UE [1], le C_b est indiqué sous forme de fourchette comprise entre 3 et 12 µg/l (total) pour les eaux 'standardisées' de l'UE. Sur la base d'un C_{susp} de 15 mg/l, ceci correspond à peu près à 1-4 µg/l (dissous). On considère qu'une valeur de l'ordre de 3 µg/l (dissous) est la plus appropriée pour le Rhin.

La NQE annuelle moyenne (**NQE-MA**) est de $7,8 + 3 = \mathbf{10,8}$ µg/l

En plus de la CPSE standardisée pour l'eau douce, il est également déterminé une CPSE pour l'eau douce (au sens de non calcaire) dans la référence [1]. Pour cette eau douce, la CPSE est de 3,1 µg/l pour le zinc dissous. Il faut souligner ici que la CPSE 'eau douce' (non calcaire) s'applique uniquement aux eaux de faible degré de dureté, c'est-à-dire inférieur à 24 milligrammes par litre (exprimé sous forme de $CaCO_3$).



Graphique 8a:

Distribution de sensibilité des espèces par rapport au zinc pour les organismes d'eau douce à partir de valeurs chroniques CSEO 'species mean'.

MAC-MPA

L'application du facteur de sécurité TGD de 100 à la CL50 aiguë la plus basse, qui est de 0,07 mg/l de zinc pour les crustacés (annexe 1) débouche sur une MAC-MPA de 0,7 µg/l. Cette valeur est cependant plus basse que la MPA de 7,8 µg/l (voir plus haut), ce qui rend cette dernière moins pertinente.

Pour certaines raisons, on pourrait s'écarter de ce facteur de sécurité standard de 100, par exemple du fait du taux de toxicité aiguë/chronique (ACR) relativement bas du zinc (voir plus bas). Il en résulterait un facteur inférieur à 100. A l'opposé, les données se limitent aux algues, aux crustacés et aux poissons, ce qui rend déraisonnable un facteur 10. Malgré tout, une extrapolation à partir des données chroniques permet de conclure que les groupes taxonomiques les plus sensibles figurent dans ce jeu de données aiguës, à savoir les algues et les daphnies (on soulignera qu'un facteur 10 donnerait une MAC-MPA de 7 µg/l, ce qui est à peu près égal à la MPA).

A l'opposé du jeu de données chroniques, les données aiguës ne satisfont pas aux critères requis pour l'application de la méthode d'extrapolation statistique. En effet, le nombre de groupes taxonomiques est trop faible : les invertébrés ne sont représentés que par une seule espèce d'algues, et il ne s'agit que de cladocères. Bien que l'application du facteur de sécurité TGD (voir plus haut) ne débouche pas sur une MAC-MPA fiable et que la méthode d'extrapolation statistique ne soit pas autorisée, il existe une méthode alternative de détermination de la MAC-MPA fondée sur l'ACR. Ce taux peut être utilisé pour extrapoler la MAC-MPA (aiguë) à partir de la MPA (chronique). Le tableau 8b présente quelques ACR fondées à nouveau sur la référence [1]. Les ACR sont déterminées de trois différentes manières :

1. 'Species mean NOEC' opposée à valeurs 'range LC50'

On a procédé à une comparaison entre les données agrégées chroniques et aiguës tirées de la référence [1]. Pour les données chroniques, on dispose de valeurs 'species mean' alors qu'une moyenne ne peut être obtenue pour les données aiguës (différences trop importantes entre les tests). Par conséquent, on a utilisé pour les données aiguës des marges de variation, ce qui débouche également sur une marge de variation d'ACR. Pour les algues, l'ACR est comprise entre 8 et 9. Pour les daphnies et les poissons, la marge de variation valable est approximativement comprise en 1 et 10. Même si cette méthode ne permet pas de comparer une par une les valeurs, elle fournit malgré tout quelques indications sur les ACR.

2. Paires au sein d'une étude

En se fondant sur la référence [1], on a sélectionné des études indiquant à la fois des tests aigus et chroniques sur un même organisme-test et sous les mêmes conditions d'expérimentation. Deux études répondent à ces critères et font porter leurs analyses sur *Daphnia magna*. Les valeurs ACR varient entre 2 et 4. Cette approche par paire est, de fait, la manière la plus fiable d'estimer des valeurs ACR. On signalera de plus que les daphnies sont par ailleurs l'espèce la plus sensible au zinc, autant au niveau des données aiguës que chroniques.

3. Distribution selon la sensibilité des espèces (aigu contre chronique)

Dans la référence [1], le percentile 5, d'une valeur de 15,6 µg/l, a été calculé à partir d'une SSD établie à partir de données chroniques obtenues dans l'eau douce (voir également plus haut). L'application d'une SSD pour les données aiguës fournirait une valeur médiane de percentile 5 de 45 µg/l. Cette valeur se fonde sur toutes les valeurs du tableau 2a de l'annexe 1, à l'exception de la valeur > 0,530 mg/l (*Ceriodaphnia dubia*) et de la 'marge' de valeurs comprise entre 0,15-0,50 mg/l (*Daphnia magna*). A l'inverse des données chroniques, il n'a pas été calculé dans la référence [1] de valeurs 'species mean' pour les données aiguës. La 'goodness of fit' statistique de la distribution répond aux critères TGD (détails non présentés). Il ressort de la comparaison des valeurs SSD aiguës et chroniques une ACR de 2,9. Un des facteurs limitants de cette comparaison SSD est l'utilisation impropre de la méthode SSD pour les données aiguës (voir plus haut) et l'hétérogénéité des données d'entrée (valeurs individuelles opposées à des valeurs 'species mean').

Tableau 8b: Valeurs ACR pour le zinc et pour les organismes d'eau douce.

	Chronique [µg/l]	Aigu [µg/l]	ACR
<i>1. 'Species mean NOEC' opposée à valeurs 'range LC50'.</i>	<i>species mean (n)</i>	<i>range (n)</i>	
<i>Selenastrum capricornutum</i>	17 (25)	136 – 150 (2)	8 – 9
<i>Daphnia magna</i>	88 (27)	70 – 860 (10)	0,8 – 10
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	189 (15)	140 – 2600 (5)	0,7 – 14
<i>2. Pairs within one study</i>	<i>NOEC</i>	<i>LC50</i>	
<i>Daphnia magna (Biesinger and Christensen, 1972)</i>	35	100	3
<i>Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)</i>	33	140	4
<i>Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)</i>	89	210	2
<i>Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)</i>	159	340	2
<i>3. Species sensitivity distributions</i>			
<i>5th percentile median estimate</i>	15,6	44,9	3

En dépit des différentes restrictions indiquées ci-dessus, cette analyse montre que les valeurs ACR pour le zinc sont en moyenne (très) inférieures à 10. Roex (2000) donne quelques valeurs ACR supplémentaires pour le zinc, ces valeurs allant de 2,9 pour la puce d'eau *Moina macrocopa* jusqu'à plus de 5.000 pour les poissons guppy (cette valeur élevée de 5.000 est toutefois probablement erronée).

Cette information sur les valeurs ACR peut être utilisée comme approche pragmatique pour extrapoler une MAC-MPA (de toxicité aiguë) 'inconnue' à partir d'une MPA (de toxicité chronique) bien étayée. On propose de déterminer la MAC-MPA pour le zinc à partir de la MPA en utilisant une valeur assez prudente de 2 tirée de la comparaison 'par paires' obtenue avec *Daphnia magna* (et étayée par la valeur *Moina macrocopa* de 2,9 indiquée dans Roex (2000)). Il en résulte une MAC-MPA de $7,8 \mu\text{g/l} * 2 = 15,6 \mu\text{g/l}$. La NQE-CMA est alors de : $15,6 \text{ (MAC-MPA)} + 1-4 \text{ (C}_b\text{)} = 16,6-19,6 \mu\text{g/l}$. Dans le RAR de l'UE [1], le C_b est indiqué sous forme de fourchette comprise entre 3 et 12 $\mu\text{g/l}$ (total) pour les eaux 'standardisées' de l'UE. Sur la base d'un C_{susp} de 15 mg/l, ceci correspond à peu près à 1-4 $\mu\text{g/l}$ (dissous). On considère qu'une valeur de l'ordre de 3 $\mu\text{g/l}$ (dissous) est la plus appropriée pour le Rhin. Cette valeur est donc utilisée pour le calcul de la NQE-CMA.

La **NQE-CMA** est donc de $15,6 + 3 = \mathbf{18,6 \mu\text{g/l}}$

Autres eaux de surface

MPA (en relation avec le facteur de sécurité du Technical Guidance Document - TGD)

L'application d'un facteur de sécurité de 10 (plus de 3 valeurs CSEO de différents groupes taxonomiques disponibles) à la valeur 'species mean' CSEO de zinc la plus basse inscrite dans le tableau 1b de l'annexe 1 débouche sur une MPA de $10/10 = 1 \mu\text{g/l}$. La valeur 'species mean' (10 $\mu\text{g/l}$) la plus basse se fonde sur trois espèces algales et une espèce échinoderme. A l'opposé des eaux douces, les valeurs 'species mean' les plus basses pour les organismes d'eau salée reposent sur un seul résultat d'étude (n = 1). Comme indiqué dans le paragraphe suivant, il est fait ici

appel à la méthode d'extrapolation statistique pour déterminer la MPA pour les organismes d'eau salée.

MPA (en relation avec la méthode d'extrapolation statistique)

Il n'est déterminé aucune CPSE 'eaux salées' sur la base des données disponibles dans la référence [1]. En outre, les données des eaux douces et des eaux salées ne sont pas combinées pour déterminer une CPSE 'eaux salées'. De plus, les données de toxicité pour l'eau salée tirées de la référence [1] sont évaluées avec moins de détail que les données pour l'eau douce et n'ont été prises en compte 'que' pour la comparaison avec le jeu de données 'eaux douces'. Une approche pragmatique est présentée dans la référence [1] pour utiliser la CPSE des eaux douces dans le cadre de quelques évaluations locales de risque d'émissions vers le milieu marin.

Tout comme pour les données d'eau douce, les données obtenues pour l'eau salée répondent aux critères de nombre d'espèces et de diversité taxonomique requis pour utiliser la méthode d'extrapolation statistique (voir tableau 1b de l'annexe 1). La SSD par rapport au zinc est montrée pour les organismes d'eau salée dans le graphique 6.2. A partir d'une répartition log-normale, il est calculé un percentile 5 de 6,1 µg/l pour le zinc dissous dans l'eau salée (le C.I. 95% le plus bas est de 2,6 et le plus élevé de 11,6). En appliquant le test 'Goodness of fit for normality' d'Anderson-Darling (modified A^2) ou le test Kolmogorov-Smirnov, on accepte une répartition log-normale à un niveau significatif allant jusqu'à 10%, ce chiffre indiquant que la probabilité que ces données soient issues d'une répartition log-normale est grande (10%). Dans le test Kolmogorov-Smirnov, la répartition log-logistique est écartée à partir d'un niveau significatif de 1%; par conséquent, la probabilité que ces données proviennent d'une répartition log-logistique est très faible (< 1%).

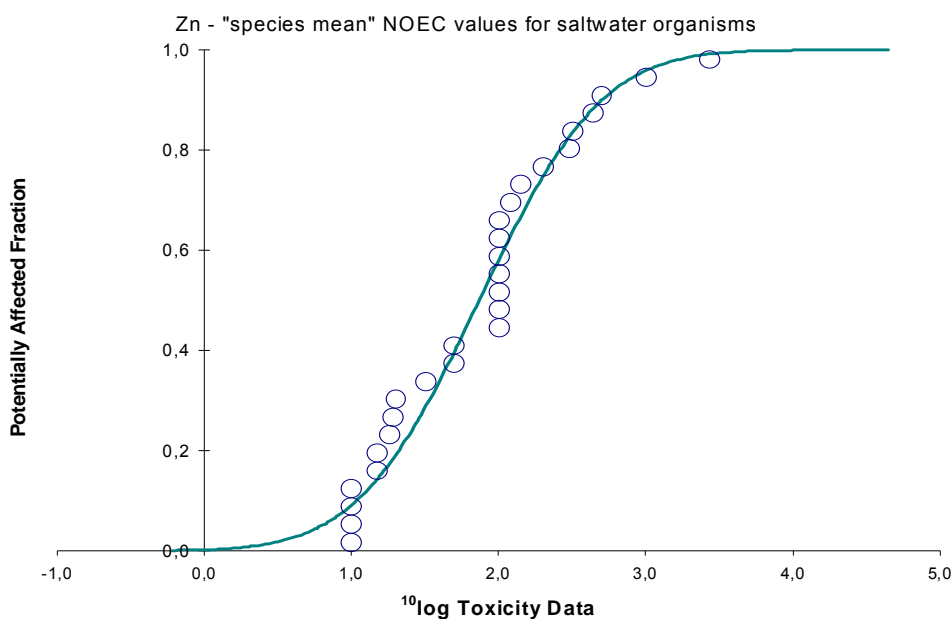


Figure 8c: Distribution de sensibilité des espèces par rapport au zinc pour les organismes d'eau salée à partir de valeurs chroniques CSEO 'species mean'.

Bien que le jeu de données 'eaux salées' soit évalué de manière moins détaillée que celui sur les eaux douces, on peut déterminer une MPA valide pour les organismes d'eau salée à partir des informations disponibles. Les données chroniques sur les poissons font défaut dans le jeu de données 'eaux salées'. C'est un déficit notable, bien que les données aiguës sur les poissons d'eau douce montrent que la sensibilité au zinc est relativement faible comparée à d'autres espèces présentes en nombre suffisant dans le jeu de données chronique sur les eaux salées. De plus, la comparaison avec les données d'eau salée met en évidence que les poissons sont moins sensibles au zinc que les algues et les invertébrés.

Sur la base des informations actuellement disponibles sur la toxicité chronique, les organismes d'eau salée semblent un peu plus sensibles que les organismes d'eau douce. Cette supposition se fonde sur les remarques suivantes :

- un percentile 5 plus bas tiré de la distribution de sensibilité des espèces, à savoir 6,1 contre 15,6 µg/l
- des valeurs 'species mean' plus basses pour les organismes d'eau salée, à savoir 10 µg/l (pour quatre espèces particulières d'eau salée) contre 17 µg/l (pour une seule espèce d'eau douce). Il convient ici de signaler que les valeurs 'species mean' ne se fondent que sur un seul test (n=1) alors que les 'species mean' pour les algues d'eau douce se fondent sur 25 résultats de test, y compris avec des valeurs inférieures à 10 µg/l;
- un test statistique (t-test) montre que les percentiles 50 des deux SSD sont nettement différentes l'une de l'autre, la valeur 'eau salée' étant plus basse que la valeur 'eaux douces'.

La médiane du percentile 5 de 6,1 µg/l est prise comme point de départ de la détermination de la MPA pour les eaux salées. Les considérations mentionnées ci-dessus jouent ensuite un rôle dans la sélection des facteurs de sécurité spécifiques. L'impact de chaque argument sur l'ordre de grandeur du facteur de sécurité (AF) est indiqué par les signes □ et ↑.

- Les données 'eaux salées' rassemblent un grand nombre de valeurs 'species mean' (28) issues de différents groupes taxonomiques □ AF
- absence de données sur les poissons d'eau salée ↑ AF
- le test Anderson-Darling Goodness-of-Fit test met en relief une bonne adaptation statistique pour le percentile 5 dans les eaux salées (meilleure que dans les eaux douces) □ AF
- aucun des résultats individuels de test obtenus à partir des données 'eaux salées' n'est plus bas que le percentile 5 de 6,1 µg/l. La CSEO 'species mean' la plus basse (10 µg/l) est elle-même très proche de la valeur figurant dans la partie supérieure de l'intervalle de fiabilité de 95%, à savoir 11,6 µg/l □ AF
- le contrôle de fiabilité est moins détaillé pour les données d'eau salée que pour les données d'eau douce ↑ AF
- aucun champ ou données de mésocosme/microcosme disponibles ↑ AF

Eu égard aux arguments susmentionnés, il apparaît pertinent d'appliquer un facteur de sécurité de 2 pour déterminer une MPA 'eaux salées', ce qui donne une valeur de $6,1/2 = 3 \mu\text{g/l}$.

On trouve dans la référence [1] des données sur les bruits de fond du zinc en milieu marin. Les valeurs du bruit de fond des eaux côtières sont, entre autres, comprises entre 0,5 et 1 µg/l. Des concentrations de bruit de fond naturel sont indiquées pour les océans avec des valeurs comprises entre 0,001 et 0,06 µg/l. La valeur du bruit de fond du zinc dissous dans l'Océan Atlantique est estimée à $0,1 \pm 0,4 \mu\text{g/l}$. La valeur indiquée pour la mer du Nord s'élève à peu près à 1 µg/l. En moyenne, il est

à supposer que les valeurs du bruit de fond naturel dans les eaux salées sont un peu inférieures à celles dans les eaux douces. Une valeur de 1 µg/l est proposée pour la détermination de la norme de qualité pour les eaux salées, ce qui donne une **NQE moyenne annuelle** de 3 µg/l + 1 µg/l = **4 µg/l**.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

NQE_{sédiment} basée sur l'équation d'équilibre de partage

L'équation d'équilibre de partage débouche sur la valeur suivante pour la MPA/CPSE_{add} dans les sédiments :

- $$K_{\text{susp-water}} : F_{\text{water}_{\text{susp}}} + (F_{\text{solid}_{\text{susp}}} * K_{\text{p}_{\text{susp}}} * RHO_{\text{solid}}) =$$

$$0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + (0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3 * 110 \text{ m}^3/\text{kg} * 2500 \text{ kg}/\text{m}^3) =$$

$$0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + 27.500 \text{ m}^3/\text{m}^3 =$$

$$27.501 \text{ m}^3/\text{m}^3$$
- $$PNEC_{\text{add, sed}} = PNEC_{\text{add, susp}} / (K_{\text{susp-water}} / RHO_{\text{susp}}) * PNEC_{\text{add, aquatic}} =$$

$$(27.501 \text{ m}^3/\text{m}^3 / 1150 \text{ kg}/\text{m}^3) * 7,8 \text{ mg}/\text{m}^3 =$$

$$187 \text{ mg}/\text{kg} \text{ poids}_{\text{humide}} \text{ de sédiment}$$

sachant que

- $K_{\text{susp-water}}$ = volumetric suspended matter / water partition coefficient (m^3/m^3)
- $F_{\text{water}_{\text{susp}}}$ = volume fraction water in suspended matter (m^3/m^3)
- $F_{\text{solid}_{\text{susp}}}$ = volume fraction solids in suspended matter (m^3/m^3)
- $K_{\text{p}_{\text{susp}}}$ = suspended matter / water partition coefficient (m^3/kg)
- RHO_{solid} = density of the solid fraction (kg/m^3)
- $PNEC_{\text{add, sed}}$ = Predicted No Effect Concentration in sediment (mg/kg wet sediment)
- $PNEC_{\text{add, susp}}$ = Predicted No Effect Concentration in suspended matter (mg/kg wet suspended matter)
- RHO_{susp} = bulk density of wet suspended matter (kg/m^3)
- $PNEC_{\text{add, aquatic}}$ = Predicted No Effect Concentration in water (mg/m^3)

Cette MPA/CPSE_{add, sédiment} de 187 mg/kg de sédiment humide (22% solids by weight) est identique à une MPA/CPSE_{add, sédiment} de 860 mg/kg obtenue dans le poids sec.

Le bruit de fond (C_b) dans les sédiments d'eaux standardisées selon l'UE s'élève à 140 mg/kg dwt, ce qui donne une NQE de 140 + 860 = 1020 mg/kg de poids sec.

NQE_{sédiment} basée sur des données de toxicité sur les organismes benthiques

L'équation d'équilibre de partage débouche sur une MPA/CPSE_{add, sédiment} de 860 mg/kg de poids sec (voir plus haut), ce qui est approximativement deux fois plus élevé que la valeur CSEO la plus basse pour les espèces benthiques (488 mg/kg_{dwt}; tableau 6.1). Ceci justifierait l'application d'un facteur de sécurité < 10 sur la valeur CSEO la plus basse pour les organismes benthiques. Il convient cependant de souligner que l'équation d'équilibre de partage a certaines limites quant à la détermination d'une CPSE_{add, sédiment} fiable, en particulier pour les métaux, du fait des incertitudes décrites en détail sous [1].

Il est proposé, sur la base des différents arguments et réflexions présentés sous [1], d'opter au bout du compte pour un facteur de sécurité de 10 appliqué à la CSEO chronique la plus basse relevée sur l'espèce benthique *H. azteca* (488 mg/kg

de poids sec, Zn ajouté; indications fondées sur des « single-species laboratory studies »). Il en résulte une MPA/CPSE_{add, sédiment} de 49 mg/kg de poids sec. Le bruit de fond (C_b) dans les sédiments (UE) s'élève à 140 mg/kg_{poids sec}, ce qui débouche sur une NQ de $140 + 49 = 190$ mg/kg_{poids sec}.

Conclusion

En regard de toutes les informations disponibles, on accordera la préférence à la MPA/CPSE_{add, sédiment} et une NQE 'sédiment' tirée de données de toxicité obtenues sur les organismes benthiques d'eau douce. Il en résulte donc une **NQE 'sédiment' de 190 mg/kg_{poids sec}**.

Comme on ne dispose pas d'informations sur les sédiments dans l'eau salée, on ne peut logiquement pas déterminer de NQ pour les sédiments d'eau salée. Une approche pragmatique est présentée dans la référence [1] pour utiliser la CPSE des sédiments d'eaux douces dans le cadre de quelques évaluations locales de risque d'émissions vers le milieu marin.

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Non pertinent pour le zinc (voir paragraphe 5).

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Non pertinent pour le zinc (voir paragraphe 7).

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire) la valeur contraignante A1 pour la production d'eau potable à partir de méthodes d'épuration simples est de 3000 µg de zinc par litre.

La directive communautaire 98/83/CEE (directive sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, anciennement 80/778/CEE) ne contient pas de norme pour le zinc. Des normes de qualité pour les autres biens à protéger sont sensiblement plus basses que la valeur susmentionnée pour l'eau potable, ce qui permet de conclure qu'il n'est pas nécessaire de déterminer une norme de qualité spécifique pour la protection de la production de l'eau potable.

9 Bibliographie

- [1] RAR Zinc and zinc compounds (EC Regulation 793/93). Draft version of June 2006.
- [2] Roex, E. 2000. Acute versus chronic toxicity of organic chemicals to the zebrafish, *Danio rerio*. PhD Thesis Amsterdam, the Netherlands 2000

Annexe1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures. Toutes les données sont tirées de [1]. (Sont indiquées dans ce tableau les CSEO moyennes par espèce ; le nombre de tests sur lequel se fonde la moyenne est indiqué dans la dernière colonne.)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	n
Zinc					
7440-66-6					
Bactéries					
Algues					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	croissance		CSEO	17	25
<i>Cladophora glomerata</i>	croissance		CSEO	60	1
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	reproduction		CSEO	37	13
<i>Daphnia magna</i>			CSEO	88	27
<i>Hyalella azteca</i>			CSEO	42	1
Poissons					
<i>Brachidanio rerio</i>	reproduction		CSEO	660	9
<i>Jordanella floridae</i>	croissance		CSEO	44	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			CSEO	189	15
<i>Phoxinus phoxinus</i>			CSEO	50	1
<i>Pimephales promelas</i>			CSEO	78	?
<i>Salvelinus fontinalis</i>			CSEO	530	?
Autres organismes					
Porifera (mollusques)					
<i>Ephydatia fluviatilis</i>			CSEO	43	1
<i>Ephydatia muelleri</i>			CSEO	43	1
<i>Spongilla lacustris</i>			CSEO	65	1
<i>Eunapius fragilis</i>			CSEO	43	1
Mollusques					
<i>Dreissena polymorpha</i>	mortalité		CSEO	400	1
<i>Potamopyrgys jenkinsi</i>			CSEO	75	1
Insectes					
<i>Chironomus tentans</i>			CSEO	137	1

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface. Toutes les données sont tirées de [1].

(Sont indiquées dans ce tableau les CSEO moyennes par espèce ; le nombre de tests sur lequel se fonde la moyenne est indiqué dans la dernière colonne.)

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	n
Zinc					
7440-66-6					
Bactéries					
Algues					
<i>Ampidinium carteri</i>			CSEO	100	1
<i>Asterionella japonica</i>			CSEO	15	7
<i>Chaetoceros compressum</i>			CSEO	10	1
<i>Gymnodinium splendens</i>			CSEO	500	1
<i>Nitzschia closterium</i>			CSEO	20	2
<i>Scrippsiella faeroense</i>			CSEO	100	1
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>			CSEO	2700	3
<i>Prorocentrum micans</i>			CSEO	100	1
<i>Rhizosolenia spp.</i>			CSEO	15	1
<i>Schroederella schroederi</i>			CSEO	10	1
<i>Skeletonema costatum</i>			CSEO	32	9
<i>Thalassiosira pseudonana</i>			CSEO	140	2
<i>Thalassiosira rotula</i>			CSEO	10	1
<i>Thalassiosira guillardii</i>			CSEO	200	1
<i>Laminaria hyperborea</i>			CSEO	100	1
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Callinassa australiensis</i>			CSEO	440	1
<i>Holmesimysis costata</i>			CSEO	18	1
<i>Mysidopsis bahia</i>			CSEO	120	1
Poissons					
Autres organismes					
Coelentérés					
<i>Eirene viridula</i>			CSEO	300	1
Vers (annélidés)					
<i>Capitella capitata</i>			CSEO	320	1

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	n
<i>Ctenodrilus serratus</i>			CSEO	100	2
<i>Nereis arenaceodentata</i>			CSEO	100	1
<i>Ophryotrocha diadema</i>			CSEO	100	2
Mollusques					
<i>Crassostrea gigas</i>			CSEO	50	1
<i>Haliotis refescens</i>			CSEO	19	1
<i>Mercenaria mercenaria</i>			CSEO	50	1
<i>Scrobicularia plana</i>			CSEO	1000	1
Echinodermes					
<i>Arbacia lixula</i>			CSEO	10	1

Tableau 2a: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures. Toutes les données sont tirées de [1]. Les sources d'origine comprennent également des données sur la dureté et le pH.

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Source
Zinc					
7440-66-6					
Bactéries					
Algues					
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	72 h	CE50	136	Van Ginneken, 1994a
<i>Selenastrum capricornutum</i>	croissance	72 h	CE50	150	Van Woensel, 1994a
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	800	Attar & Maly, 1982
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	96 h	CL50	68	Attar & Maly, 1982
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	100	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	280	Cairns et al., 1978
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	860	Magliette et al., 1995
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CL50	68	Mount & Norberg, 1984
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	72 h	CL50	140	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	72 h	CL50	210	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	72 h	CL50	340	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>		48 h	CE50	150-500	Vos, 1994
<i>Daphnia pulex</i>	mortalité	48 h	CL50	500	Cairns et al., 1978
<i>Daphnia pulex</i>	mortalité	48 h	CL50	107	Mount & Norberg, 1984
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	mortalité	48 h	CL50	76	Mount & Norberg, 1984
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	mortalité	48 h	CL50	> 530	Schubauer-Berigan et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	mortalité	48 h	CL50	360	Schubauer-Berigan et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	mortalité	48 h	CL50	95	Schubauer-Berigan et al., 1993

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Source
Poissons					
<i>Cyprinus carpio</i>	mortalité	96 h	CL50	7800	OMS, 1996
<i>Oncorhynchus kisutch, 0,47 g</i>	mortalité	96 h	CL50	820	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus kisutch, 0,63 g</i>	mortalité	96 h	CL50	1810	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus kisutch, 0,94 g</i>	mortalité	96 h	CL50	1650	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus kisutch, 0,6 g</i>	mortalité	96 h	CL50	170	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus mykiss, juvenile</i>	mortalité	96 h	CL50	136	OMS, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss, juvenile</i>	mortalité	96 h	CL50	430	OMS, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss, 25-70 g</i>	mortalité	96 h	CL50	2600	OMS, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss, 160-290 g</i>	mortalité	96 h	CL50	2400	OMS, 1996
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CL50	780	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CL50	330	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CL50	500	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas, 0,08 g</i>	mortalité	96 h	CL50	2610	OMS, 1996
<i>Thymallus arcticus, 0,20 g</i>	mortalité	96 h	CL50	140	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Thymallus arcticus, 0,85 g</i>	mortalité	96 h	CL50	170	Buhl & Hamilton, 1990
Autres organismes					

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

Il n'existe pas de données sur les effets aigus.

Fiche de données sur les substances

- Arsenic -

1 Substance

Nom :	Arsenic *)
Nom IUPAC :	arsenic
Numéro CAS :	7440-38-2
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	
Code	[ajouter éventuellement d'autres codes]
Groupe de substances :	

*) Pour l'établissement de la fiche de données, il a été tenu compte des composés arséniques suivants:

Nom	Formule brute	Numéro CAS
Pentoxyde d'arsenic	As ₂ O ₅	1303-28-2
Trioxyde d'arsenic	As ₂ O ₃	1327-53-3
arsenic	As	7440-38-2
Acide arsénique, sel de sodium	AsH ₂ NaO ₄	7631-89-2
Acide arsénique	AsH ₃ O ₄	7778-39-4
Hydrogéoarsénate de disodium	AsHNa ₂ O ₄	7778-43-0
Arsénite de sodium	AsNaO ₂	7784-46-5
Arséniate de sodium	AsNa ₃ O ₄	13464-38-5

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque ³
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	BF + 8 µg/l	BF + 0,5 µg/l	voir 8.6 BF Rhin = 1 µg/l
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	BF + 1,1 µg/l	BF + 0,6 µg/l	voir 8.6 BF eaux de mer = env. 0,05 à 1,6 µg/l

³ Par ex. indiquer si la valeur de surveillance est la moyenne annuelle ou le percentile 90.

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	NQE-MA = BF + 0,5 µg/l NQE-CMA = BF + 8 µg/l	voir 8.1
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = BF + 0,6 µg/l NQE-CMA = BF + 1,1 µg/l	voir 8.1
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	Pertinent; la NQE fixée pour les biocénoses aquatiques est cependant suffisante.	voir 6.3
Consommation des poissons	Pertinent: pour la protection de la santé humaine, la concentration d'arsenic dans les eaux doit être aussi basse que possible.	voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	10 µg/l	
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)		

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Bibliographie
Arsenic sous forme de métal: T ; R23/25 – N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source : Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Il est également possible de rechercher d'autres dispositions relatives à la qualité entre autres dans le système d'information ETOX <http://webetox.uba.de/webETOX>.

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	Objectif de référence	40,0 mg/kg	
AT	obj. de qualité	24 µg/l	
DE	Norme de qualité	40 mg/kg	
NL		32 µg/l	Eau
		55 mg/kg	sédiments
FR		10 µg/l	Eau (provisoire)
		7 µg/kg	Sédiments (provisoire)
LU		10 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

L'arsenic est un élément naturel présent dans le milieu. Il rejoint également les eaux à partir de sources anthropogéniques. Dans des conditions aérobies, la forme pentavalente [As(V)] est dominante par rapport à la forme trivalente [As(III)]. L'hydrogène arsénié (arséniure d'hydrogène) (3-) et l'arsenic élémentaire ne sont présents que dans des conditions fortement réduites et ne se trouvent donc que rarement dans les eaux de surface. Alors que As(III) est lié au groupement sulfhydryl de protéines, As(V) est en concurrence avec le phosphore et a un impact négatif sur la phosphorylation oxydative. L'arsenic peut également se présenter sous forme de composé organique.

Les teneurs moyennes en arsenic dans l'écorce terrestre sont de l'ordre de 5 mg/kg. Les bruits de fond (médianes) relevés dans les sols de différentes roches-mères en Allemagne varient entre 2 et 12 mg/kg. Aux Pays-Bas, on a déterminé un bruit de fond pour les sols de 29 mg/kg (VROM 1999). Dans les eaux, l'arsenic est dissous à raison de quelque 70%. Dans la bibliographie, le coefficient de partage Kp est indiqué à 10000 l/kg (VROM 1999). Aux Pays-Bas, le bruit de fond déterminé pour les cours d'eau non pollués s'élève à 1 µg/l (total). L'atlas géochimique pour l'Europe donne pour les concentrations dissoutes (filtrat < 0,45 µm) dans les rivières une valeur moyenne de 1,24 µg/l. Dans les sédiments fluviaux, la moyenne a été fixée à 9,5 mg/kg pour la fraction < 150 µm (FOREGS, 2005). Dans le périmètre allemand de la mer du Nord et de la Baltique, on indique comme minimum le plus bas ayant été déterminé une valeur de 0,05 µg/l et comme médiane la plus basse une valeur de 1,6 µg/l (MUBAD, 2009). On ne dispose pas jusqu'à présent de bruit de fond ajusté dans le cadre d'OSPAR.

Tableau: Données statistiques de l'Atlas Géochimique Européen (FOREGS, 2005)

Media	Parameter	Unit	Count	Minimum	Median	Mean	Standard deviation	Percentile 90	Maximum
Water	As	µg/l	807	<0,01	0,63	1,24	2,25	2,45	27,3
Stream sediment	As	mg/kg	852	<1,0	6,00	10,1	15,6	22,0	241
Stream sediment	As (AR)	mg/kg	845	<5,0	6,00	9,50	14,8	19,0	231
Floodplain sediment	As	mg/kg	747	<1,0	6,00	12,2	24,6	23,0	390
Floodplain sediment	As (AR)	mg/kg	747	<5,0	6,00	11,2	23,7	20,0	410

AR=aqua regia digestion

Il n'a pas été fixé jusqu'à présent de bruit de fond spécifique pour la concentration dissoute d'arsenic (filtration < 0,45 µm) dans le Rhin.

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales):

Non pertinent.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Bibliographie
Solubilité dans l'eau	Alors que l'arsenic sous forme de métal est insoluble, les sels d'arsenic sont solubles.	
Densité	optionnel	
Pression de vapeur	optionnel	
Constante de Henry	optionnel	

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Bibliographie
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	sans objet	
Photostabilité (DT ₅₀)	sans objet	
Facilement biodégradable (oui/non)	sans objet	
Si pertinent : métabolites significatifs		
Comportement de sorption		
log P _{ow}	sans objet	
K _p	10.000 l/kg	VROM 1999
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	< < 100 l/kg	Lepper et al. 2007
FBA (poisson)	146 l/kg	Ikemoto et al. 2008
FBA (bivalves, eaux douces)	607 – 1.078 l/kg	Ravera <i>et al</i> (2003, 2007)
FBA _m (facteur de bioamplification)	Non pertinent	Lepper et al. 2007

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

L'estimation des effets écotoxicologiques de l'arsenic dans le milieu aquatique se fonde sur les résultats de tests pour les algues, les poissons, les crustacés et d'autres organismes. Pour définir une NQE en Grande Bretagne, Lepper et al. 2007 ont évalué et synthétisé les données sur les effets de l'arsenic. Afin de limiter l'ampleur de la fiche de données CIPR, on se limitera à citer les résultats pertinents des tests d'impact ; pour le reste, il est fait référence au rapport de Lepper et al. 2007.

Selon les résultats de tests disponibles, les algues, les crustacés et d'autres invertébrés sont les plus sensibles. Les CSEO les plus basses obtenues à partir de tests prolongés sont < 10 µg/l.

Pour les algues d'eau douce, on a relevé des CSEO ou CMEO entre 5 et 50 µg/l. La CMEO la plus basse de 5 µg/l a été observée pour l'algue *Stichogloea doederleinii*. Il reste cependant des doutes quant à la validité du test. Pour les crustacés, le résultat validé le plus bas pour *Daphnia pulex* est une CMEO de 10 µg/l. La valeur aiguë validée la plus basse a été déterminée pour l'algue *Scenedesmus acutus* avec une CE50 = 79 µg/l. (Lepper et al. 2007)

Les algues marines sont aussi sensibles que les espèces d'eau douce. Pour la diatomée marine la plus sensible *Skeletonema costatum*, on a relevé des CMEO de 10 µg/l d'As(III) et de 13 µg/l d'As(V). Dans le milieu marin, l'espèce la plus sensible est l'oursin :

(Lepper et al. 2007): ..."Reliable chronic effects values for marine invertebrates are much higher than those reported for algae. However, there is one 48-hour test on sea urchin embryo development that may be considered as an early life stage (ELS) test rather than an acute test [49]; this reported a LOEC of 11 µg/l As(V) for development of embryos of the sea urchin *Strongylocentrosus purpuratus*. On the basis of the data reported, it was possible to derive an EC10 of 6 µg/l and an EC50 of 15 µg/l."

Pour les organismes marins, la CE50 validée la plus basse est de 11 µg/l (mortalité); elle est observée sur le copépode *Tigriopus brevicornis* (Lepper et al. 2007).

6.2 Protection des organismes benthiques

La valeur seuil (par ex. selon Lepper, 2005) utilisée pour déterminer une NQE est dépassée. On ne dispose toutefois pas de tests sédimentaires validés permettant de définir une NQE pour les sédiments (Lepper, 2007).

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Dans la référence Lepper et al 2007, le secondary poisoning n'est pas jugé pertinent. ... "*Biomagnification of arsenic has not been observed in aquatic food chains. With the exception of algae and higher plants, bioaccumulation of arsenic in organisms appears to be very low (normally well below BCF 100). In saline environments, however, arsenic BCFs are reported to be generally higher. Based on the available information on bioaccumulation, biotransformation and metabolism, secondary poisoning of predators appears not to be a realistic scenario. Therefore, it is not considered necessary to derive a quality standard for the protection of predators from secondary poisoning.*"

Dans des zones contaminées, on a relevé dans le milieu naturel des facteurs de bioaccumulation (FBA) pouvant atteindre 480 l/kg dans quelques espèces de poissons (U.S. EPA 2004). La bioaccumulation des métaux peut dépendre de la concentration dans l'eau (McGeer et al. 2003). Il convient donc de ne tenir compte que de données obtenues dans des cours d'eau relativement peu contaminés si l'on désire obtenir un FBA représentatif.

Ikemoto *et al.* (2008) a déterminé un FBA moyen de 146 l/kg_{ph poisson} pour les poissons, cette valeur se référant à l'organisme total. La concentration moyenne d'arsenic dans l'eau était à peu près comparable à celle mesurée dans le Rhin ; on peut donc considérer représentatif le FBA déterminé pour les poissons par Ikemoto

et al. (2008). Les analyses de l'Umweltprobenbank (banque d'échantillons de l'environnement) sur la concentration d'arsenic dans la chair musculaire des brèmes confirment cette hypothèse. L'étude d'Ikemoto *et al.* (2008) montre en outre qu'il n'y a pas d'effet de bioamplification d'arsenic dans la chaîne alimentaire aquatique. Le FBAm peut donc être considéré comme égal à 1. Les données tirées d'analyses effectuées sur les mollusques bivalves montrent que les FBA atteignent une valeur de 500 ou plus (U.S. EPA, 2004).

Au regard de ces résultats, la « valeur seuil » indiquée dans la référence Lepper 2005 justifie le calcul d'une NQE pour les biotes. Le calcul d'une NQE pour la protection des organismes aquatiques débouche sur une valeur encore comprise dans la marge de variation du bruit de fond naturel. On peut donc en déduire que les espèces animales piscivores sont également protégées. Pour cette raison, il est renoncé au calcul d'une NQE pour les biotes.

7 Impact sur la santé humaine

Les composés d'arsenic inorganiques sont classés cancérigènes. Les WHO Guidelines for Drinking-Water Quality (1993) émettent la recommandation suivante <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs210/en/>:

- "0,01 mg/l was established as a provisional guideline value for arsenic.
- Based on health criteria, the guideline value for arsenic in drinking-water would be less than 0,01mg/l.
- Because the guideline value is restricted by measurement limitations, and 0,01 mg/l is the realistic limit to measurement, this is termed a provisional guideline value."

Les références OMS (2002), IARC (2004) et Schuhmacher-Wolz (2005, 2009), entre autres, regroupent d'autres informations sur l'impact de l'arsenic sur la santé humaine.

En 1988, l'OMS avait proposé une *Provisional tolerable weekly intake (PTWI)* de 15 µg/kg de poids corporel par semaine comme limite d'impact non cancérigène de l'arsenic inorganique.

Sur le site internet de l'*International Programme on Chemical Safety (IPCS)* INCHEM (<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je17.htm>), on trouve la recommandation suivante sur l'ingestion d'arsenic : „*The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) considered arsenic at its meeting in October 1966 (World Health Organization, 1967) and concluded that until further data are obtained, the maximum acceptable lead of arsenic can be placed at 0,05 mg per kg body weight per day...*” Cette valeur est toutefois nettement supérieure à la PTWI de 15 µg/kg de poids corporel/semaine.

L'institut fédéral allemand d'évaluation des risques (BfR) a observé en détail la voie de contamination 'consommation de poissons' dans le cadre d'un projet de recherche sur la détermination de teneurs maximales dans les aliments de produits chimiques cancérigènes présents dans le milieu (Schuhmacher-Wolz et al. 2005). Cependant, il n'en a pas découlé de valeur indicative ou maximale pour l'arsenic dans les poissons, de nombreuses questions étant restées sans réponse à propos de l'estimation de la voie de contamination poisson-homme, notamment celle de l'ordre de grandeur du

pourcentage d'arsenic inorganique par rapport aux composés organiques dans les poissons.

L'US EPA (<http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0278.htm>) a proposé une DJA (RfD) de 0,3 µg/kg_{pc}/j pour l'impact non cancérigène. On trouve dans la référence Ahsan et al. (2006) une proposition de DJA très légèrement supérieure (0,45 µg/kg_{pc}/j) établie à partir de l'évaluation des données de 10.000 personnes. L'impact cancérigène de l'arsenic n'a pas été pris en compte dans le cadre de l'évaluation.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

On ne dispose pas d'un nombre suffisant de données pour le calcul d'une NQE sur la base de la répartition de la sensibilité des espèces (méthode statistique). Le calcul doit donc être effectué selon Lepper (2005) en appliquant des facteurs de sécurité (FS). Les valeurs seuils d'impact les plus basses fixées pour les organismes aquatiques n'étant que très légèrement supérieures au bruit de fond naturel (BF), Lepper et al. (2007) proposent de prendre en compte le BF dans la démarche de fixation de valeurs selon la « *Added Risk Approach* ».

Eaux intérieures de surface

La détermination d'une NQE-MA pour l'arsenic dans les eaux intérieures se fonde sur les résultats de tests prolongés sur les algues, les poissons, les crustacés et d'autres organismes. Le résultat validé le plus bas a été relevé pour *Daphnia pulex* avec une CME0 de 10 µg/l. Il faut donc appliquer un facteur 2 pour déterminer une CSEO à partir de la CME0. Un facteur de sécurité de 10 est appliqué pour calculer la NQE-MA.

$$\text{NQE-MA} = \text{BF} + 10 \mu\text{g/l} / (2 * \text{FS } 10) = \text{BF} + 0,5 \mu\text{g/l d'arsenic (dissous)}$$

On dispose de résultats de tests aigus pour les algues, les poissons, les crustacés et d'autres organismes permettant de calculer une NQE-CMA pour l'arsenic dans les eaux intérieures.

La valeur aiguë validée la plus basse a été déterminée pour l'algue *Scenedesmus acutus* avec une CE50 = 79 µg/l. En regard de la bonne base de données et des faibles disparités entre la toxicité aiguë et chronique, on peut abaisser le facteur de sécurité de 100 à 10.

$$\text{NQE-CMA} = \text{BF} + 79 \mu\text{g/l} / \text{FS } (10) = \text{BF} + 8 \mu\text{g/l d'arsenic (dissous)}$$

Autres eaux de surface

Le calcul d'une NQE-MA pour l'arsenic dans les eaux marines se fonde sur les résultats de tests prolongés sur les algues, les poissons, les crustacés et d'autres organismes. On a calculé une CE10 de 6 µg/l pour le développement d'embryons d'oursin *Strongylocentrosus purpuratus*. La base de données étant relativement bonne, on peut appliquer ici un facteur de sécurité de 10. Par ailleurs, l'application d'un FS de 100 entraînerait une valeur basse irréaliste par rapport au bruit de fond de l'arsenic.

$$\text{NQE-MA} = \text{BF} + 6 \mu\text{g/l} / \text{FS } (10) = \text{BF} + 0,6 \mu\text{g/l d'arsenic (dissous)}$$

On dispose de résultats de tests aigus pour les algues, les poissons, les crustacés et d'autres organismes permettant de calculer une NQE-CMA pour l'arsenic dans les eaux marines. Pour les organismes marins, la CE50 validée la plus basse a été relevée sur les crustacés *Tigriopus brevicornis* avec 11 µg/l. La base de données étant bonne, on peut appliquer ici un facteur de sécurité de 10. Par ailleurs, l'application d'un FS de 100 entraînerait une valeur basse irréaliste par rapport au bruit de fond de l'arsenic.

$$\text{NQE-CMA} = \text{BF} + 11 \mu\text{g/l/FS (10)} = \text{BF} + 1,1 \mu\text{g/l d'arsenic (dissous)}$$

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Voir chapitre 6.2

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la 'Protection des espèces animales piscivores'

Il n'est pas nécessaire de déterminer une NQE, voir 6.3.

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Bien que la bioaccumulation dans les poissons soit faible (voir 6.3), on trouve des valeurs de FBA supérieures à 100 l/kg_{ph}, ce qui indique que la consommation de poissons peut contribuer pour une part très importante à l'ingestion d'arsenic par l'homme. Cependant, il n'existe pas encore au niveau communautaire de valeur indicative ou maximale pour l'arsenic dans les poissons.

En appliquant la DJA la plus basse recommandée (0,3 µg/kg_{ph}/j), on obtient par calcul une NQE_{sh,biote} de 18 µg/kg de poids frais et une concentration correspondante dans l'eau de 0,12 µg/l.

Calcul :

LT (DJT, DJA [µg/kg (pc) j])	0,3
Pourcentage de contamination par voie de consommation de poisson	0,1
Poids corporel humain [kg]	70
Consommation de poisson [kg/j]	0,115
NQE _{sh,biote} [µg/kg poids frais]	18
FBC	146
NQE _{sh,eau} [µg/l]	0,12

$$\text{NQE}_{\text{sh,biote}} = 0,1 * 0,3 * 70 / 0,115 = 18 \mu\text{g/kg}_{\text{ph}}, \text{ et}$$

$$\text{NQE}_{\text{hh biote, eau}} = 18 / 146 = 0,12 \mu\text{g/l.}$$

La NQE_{sh,biote} calculée de 18 µg/kg de poids frais évolue dans la marge du bruit de fond de l'arsenic dans les poissons. Des analyses de la banque d'échantillons de l'environnement (1997-2007) ont permis de déterminer dans la chair musculaire de brèmes pêchées dans des eaux de référence non polluées (lac de Belau) des valeurs moyennes comprises entre 22 et 47,6 µg/kg de poids frais. On rappellera à titre de

comparaison avec le lac de Belau que la concentration d'arsenic dans la chair musculaire de brèmes (1997-2007) était environ 4 fois supérieure dans le Rhin à hauteur de Bimmen (Rhin, PK 865), avec des valeurs comprises entre 84 et 198 µg/kg de poids frais. La concentration d'arsenic dans la chair musculaire des loquettes d'Europe dans les sites de l'UPB (banque d'échantillons de l'environnement) de la mer du Nord et de la mer Baltique allemandes est encore nettement plus élevée que celle des brèmes d'eaux douces.

Pour le calcul de la $NQE_{sh,biote}$ selon Lepper (2005), on est parti de l'hypothèse que l'ingestion d'un polluant (ici l'arsenic) par consommation de poissons constituait un pourcentage de 10% (Lepper 2005). Cependant, Schuhmacher-Wolz et al. (2005) a calculé à l'aide des données de la référence EC (2004) que le pourcentage relatif du poisson dans l'ingestion totale d'arsenic par voie alimentaire était de 51,1% au Danemark, de 91,2% en France, de 30,6% en Allemagne et de 93,6% en Grande-Bretagne. Il est donc manifeste, dans le cas de l'arsenic, que le pourcentage réel est nettement plus élevé et qu'il dépend du comportement alimentaire.

Il n'apparaît actuellement pas opportun de fixer une $NQE_{sh,biote}$ car la valeur calculée pour une $NQE_{sh,biote}$ de 18 µg/kg de poids frais évolue dans la marge du bruit de fond naturel et le calcul de l'arsenic, comme il est expliqué plus haut, est sujet à quelques incertitudes.

Pourtant, et plus particulièrement en regard des effets cancérogènes de l'arsenic, la concentration d'arsenic devrait être la plus basse possible dans les eaux pour des motifs de protection de la santé humaine et en application du principe de précaution.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE (directive sur les eaux destinées à la production d'eau alimentaire), il convient d'appliquer la valeur maximale de 10 µg/l pour la protection des eaux de surface utilisées pour le captage d'eau destinée à la consommation humaine.

8.6 Norme de qualité environnementale globale pour les biens à protéger

Le bien déterminant à protéger est : biocénoses aquatiques*)

Eaux intérieures de surface :

$NQE\text{-}MA = BF + 0,5 \text{ µg/l d'arsenic (dissous)}$

$NQE\text{-}CMA = BF + 8 \text{ µg/l d'arsenic (dissous)}$

Autres eaux de surface :

$NQE\text{-}MA = BF + 0,6 \text{ µg/l d'arsenic (dissous)}$

$NQE\text{-}CMA = BF + 1,1 \text{ µg/l d'arsenic (dissous)}$

Les $NQE\text{-}MA$ déterminées pour les eaux intérieures et les eaux de surface sont dans l'ordre de grandeur du bruit de fond moyen. Lepper et al. 2007 proposent donc d'utiliser la « Added Risk Approach » pour la détermination d'une NQE . Pour le Rhin, il n'a pas été déterminé jusqu'à présent de valeur pour la concentration naturelle d'arsenic (dissous). En se fondant sur l'Atlas Géochimique Européen (FOREGS,

2005), on peut provisoirement fixer à 1 µg/l (filtration < 0,45µm) le bruit de fond d'arsenic dans le Rhin.

Pour les eaux marines, on ne dispose pas actuellement de suffisamment de données pour être en mesure de fixer une valeur de bruit de fond.

*) Pour le mode d'exposition 'consommation de poissons', des prescriptions encore plus sévères sont à fixer éventuellement pour protéger la santé humaine. Il n'existe pas cependant jusqu'à présent de valeur d'orientation ou de valeur limite contraignante pour l'arsenic dans les poissons et les produits dérivés de la pêche.

9 Bibliographie

Ahsan, H., Chen, Y., Parvez, F., Zablotska, L., Argos, M., Hussain, I., Momotaj, H., Levy, D., Chen, Z., Slavkovich, V., van Geen, A., Howe, G. R., and Graziano, J. H., 2006:

Arsenic exposure from drinking water and risk of premalignant skin lesions in Bangladesh: baseline results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *Am. J. Epidemiol.* 163(12):1138–1148.

EC 2004:

Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Directorate-General Health and Consumer Protection. Reports on tasks for scientific cooperation Report of experts participating in Task 3.2.11 March 2004, Online:

http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/cadmium_en.htm

http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/scoop_3-2-11_heavy_metals_report_en.pdf

FOREGS, 2005:

Geochemical Atlas of Europe. <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>

<http://www.gsf.fi/publ/foregsatlas/text/As.pdf>

McGeer JC, Brix KV, Skeaff JM, DeForest DK, Brigham SI, Adams WJ, Green A. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environ Toxicol Chem* 22: 1017-1037

Ikemoto, T., Phuc Cam Tu, N., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Cach Tuyen, B., Takeuchi, I., 2008:

Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 504-515. (ETOX ID 6705)

MUDAB, 2009. Meeresumwelt-Datenbank (MUDAB)

<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MUDAB-Datenbank/index.jsp>

International Agency for Research on Cancer. (2004). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 84. Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. WHO, World Health Organization, Geneva.

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

Lepper, P., Sorokin, N., Maycock, D., Crane, M., Atkinson, C., Hope, S-J., Comber, S., 2007:

Preconsultation report: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: arsenic (total dissolved). Environment Agency, Bristol, Science Report: SC040038/SR3

Ravera O, Cenci R, Beone GM, Dantas M, Lodigiani P. 2003. Trace element concentrations in freshwater mussels and macrophytes as related to those in their environment. *J Limnol* 62: 61-70.

Ravera O, Beone GM, Trincherini PR, Riccardi N. 2007. Seasonal variations in metal content of two *Unio pictorum* *mancus* (Mollusca, Unionidae) populations from two lakes of different trophic state. *J Limnol* 66: 28-39.

Schuhmacher-Wolz, U., Hassauer, M., Oltmanns, J., Schneider, K., 2005: Verfahren zur Ableitung von Höchstgehalten für krebserzeugende Umweltkontaminanten in Lebensmitteln
Bundesinstitute für Risikobewertung, Berlin, UFOPLAN FKZ 704 61 358

Schuhmacher-Wolz, U., Schneider, K., Dieter, H.H., Klein, D., 2009: Oral exposure to inorganic arsenic: evaluation of its carcinogenic and non-carcinogenic effects. *Critical Reviews in Toxicology*, (im Druck)

Umweltprobenbank des Bundes
Umweltbundesamt, Berlin, Online: <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>

U.S. E.P.A. 2003. Technical summary of information available on the bioaccumulation of arsenic in aquatic organisms. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA-822-R-03-032.

VROM (1999):
Setting integrated environmental quality standards for substances in The Netherlands - Environmental quality standards for soil, water & air. Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Nederlande. In: Bruijn, J. de, Crommentuijn, T., van Leeuwen, K., van de Plassche E. (1999) Environmental Risk limits in The Netherlands. National Institute of Public Health and Environment, RIVM-report 601 640 001, Bilthoven

World Health Organization (WHO), 2002:
Concise International Chemical Assessment Document 47. Arsine: human health aspects. Geneva: WHO. Available from:
<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/> [Accessed 1 February 2007]

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Les données sur les effets de l'arsenic sur les organismes aquatiques ont été évaluées et synthétisées par Lepper et al. 2007. Il est donc renoncé à une reproduction des données en annexe 1 et fait référence aux travaux de Lepper et al. 2007.

Fiche de données sur les substances

- Chrome et composés de chrome -

1 Substance

Nom :	- chrome et composés de chrome ⁴ -
Nom IUPAC :	trioxydes de chrome chromate de sodium dichromate de sodium dichromate d'ammonium dichromate de potassium
Numéro CAS :	1333-82-0 7775-11-3 10588-01-9 7789-09-5 7778-50-9
Numéro CE :	215-607-8 231-889-5 234-190-3 232-143-1 231-906-6
Directive CE 67/548/CE Annexe I Index	L II
Numéro dans liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	-
Code	[ajouter éventuellement d'autres codes]
Groupe de substances :	Métaux

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) globale pour les biens à protéger

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	Cr (III + VI): non applicable	Cr (III + VI) : BF + 3,4 µg/l	concentration dissoute ⁵ , voir 8.1 Bruit de fond (BF) Rhin = 0,38 µg/l
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	Cr (III + VI): non applicable	Cr (III + VI) : BF + 0,6	concentration dissoute ⁶ BF des autres eaux de surface : env. 0,02 à 0,5 µg/l

⁴ La NQE déterminée pour la phase aqueuse se réfère à la concentration mesurée de ions de chrome trivalents et hexavalents. Sont mentionnés ici les composés de chrome indiqués dans le RAR de l'UE.

⁵ Concentration dissoute, c'est-à-dire phase dissoute d'un échantillon d'eau obtenue par filtration (passage dans un filtre de 0,45 µm) ou par traitement équivalent.

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (eaux de surface intérieures)	NQE-MA = BF + 3,4 NQE-CMA = non applicable	concentration dissoute ⁷ cf. point 8.1 Bruit de fond (BF) + 0,38 µg/l
Biocénoses aquatiques (autres eaux de surface)	NQE-MA = BF + 0,6 NQE-CMA = non applicable	cf. point 8.1 Bruit de fond (BF) : env. 0,02 - 0,5 µg/l
Organismes benthiques	NQE = 80 mg/kg + (BF) (poids sec)	voir 8.2
Secondary poisoning		
Consommation des poissons		
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	50 µg/l Cr	Valeur A1 dans 75/440/CEE pour le chrome total, voir 8.5 et 8.6
Eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE)	50 µg/l Cr	Valeur maximale pour l'eau potable dans 98/83/CE

3 Informations générales sur la substance

3.1 Classification et identification

Phrases R et identification	Source
Chromium oxide: O; R9 Carc. Cat. 1; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 3; R62 T+; R26 T; R24/25-48/23 C; R35 R42/43 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass
Sodium chromate: Carc. Cat. 2; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat.2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; R50-53	
Chromic acid, disodium salt: O; R8 Carc. Cat. 2; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; 50-53	
Chromic acid, diammonium salt: E; R2 O; R8 Carc. Cat. 2; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; R50-53	
Chromic acid, dipotassium salt: O; R8 Carc. Cat. 2: R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; 50-53	

⁶ Concentration dissoute, c'est-à-dire phase dissoute d'un échantillon d'eau obtenue par filtration (passage dans un filtre de 0,45 µm) ou par traitement équivalent.

⁷ concentration dissoute, c'est-à-dire phase dissoute d'un échantillon d'eau obtenue par filtration (passage dans un filtre de 0,45 µm) ou par traitement équivalent.

3.2 Critères de qualité disponibles pour les eaux de surface (Source : Squa 12-06 rev. 06/09/2006)

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	Objectif de référence	100 mg/kg	MES, percentile 90
AT	NQ	9 µg/l	
DE	NQ	640 mg/kg	MES, valeur moyenne annuelle
NL	NQ	84 µg/l	
FR		Bruit de fond + 3,4 µg/l	Normes de qualité environnementale provisoires
LU		36 µg/l	

3.3 Mode d'action et utilisation

Le RAR de l'UE donne des indications détaillées sur l'utilisation et le mode d'action du chrome (ECB 2005) ; on se limitera donc ici à faire référence à ce rapport.

Réglementations juridiques sur les substances (autorisations et interdictions nationales) :

Non pertinent.

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	par ex. trioxyde de chrome: ~1,667 g/l Données sur d'autres composés de chrome : voir EC (2005)	ECB (2005)
Densité	inapplicable	
Pression de vapeur	inapplicable	
Constante de Henry	inapplicable	

Un relevé de données supplémentaires sur les propriétés physico-chimiques des composés de chrome figure dans EC (2005).

5 Comportement et persistance dans l'environnement

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	inapplicable	
Photostabilité (DT ₅₀)	inapplicable	
Facilement biodégradable (oui/non)	inapplicable	

Propriété		Source
Comportement de sorption		
log P _{ow}	inapplicable	
K _{oc}	inapplicable	
K _d	75 000 m ³ /m ³	ECB 2005
Bioaccumulation		
FBC (poisson)	Cr(VI) = 1 l/kg Cr(VI) - Cr (III) = 100 l/kg	ECB 2005
FBA (poisson)		
FBA _m (facteur de bioamplification)		

Le chrome est un élément relativement fréquent que l'on trouve dans l'écorce terrestre dans une concentration moyenne de 200 mg/kg. Dans les sols, les teneurs mesurées varient en général entre 10 et 90 mg/kg.

Le chrome trivalent est un élément-trace essentiel pour l'homme et les animaux. Les composés de chrome hexavalents entraînent des réactions allergiques et asthmatiques et sont considérés comme cancérogènes.

Le chrome est présent dans les eaux sous forme trivalente et hexavalente. Dans des conditions aérobies, le chrome (VI) est stable. Dans des conditions anaérobies, il prend la forme de chrome (III). Exposé à l'oxydation, il peut également arriver que le chrome trivalent se transforme en chrome hexavalent.

La répartition entre le chrome (III) et le chrome (VI) dans la concentration totale de chrome dans les rivières n'est pas constante, le pourcentage du chrome (VI) pouvant varier entre 30 et 70% (RIVM 1990).

Du fait de la formation de composés de chrome trivalents peu solubles et de l'adsorption du chrome aux matières en suspension, une grande partie du chrome est lié à des particules. Pour les teneurs dans les matières en suspension, on se base en Allemagne sur une valeur moyenne du bruit de fond de 80 mg/kg pour les matières en suspension et la fraction fine de sédiments (Schudoma 1994 ; LAWA 1998). Il existe un large éventail de valeurs de bruit de fond en Europe (« ambient background concentrations »). Des valeurs comprises entre < 0,1 µg/l et 0,5 µg/l sont indiquées pour la concentration de chrome dissous dans les eaux non polluées. L'étude FOREGS mentionne pour les eaux européennes et une concentration filtrée >0,45 µm une valeur médiane (n=806) de 0,38 µg/l (FOREGS 2007). Un bruit de fond naturel de 2,5 µg/l a été estimé pour le Rhin (ECB 2005) pour la concentration totale obtenue par addition de la concentration dissoute et de la fraction particulaire liée. La description détaillée du comportement du chrome et de ses composés dans l'environnement figure dans le **Risk Assessment Report** (ECB 2005) de l'UE.

Pour l'eau de mer, OSPAR (2005) indique pour l'Atlantique un bruit de fond de chrome (VI) dissous de l'ordre de 0,05 à 120µg/l. Dans le périmètre allemand de la mer du Nord et de la Baltique, on indique comme valeur la plus basse ayant été déterminée 0,02 µg/l et comme médiane la plus basse une valeur de 0,50 µg/l (MUBAD, 2009).

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

Les données sur les effets des composés de chrome hexavalents, soit le trioxyde de chrome (n° CAS 1333-82-0), le chromate de sodium (n° CAS 7775-11-3), le dichromate de sodium (n° CAS 10588-01-9), le dichromate d'ammonium (n° CAS 7789-09-5), le dichromate de potassium (n° CAS 7778-50-9), et des composés de chrome trivalents sont évalués dans le cadre de l'analyse du risque (793/93/CE) et résumées dans le RAR chrome (ECB 2005). Le RAR chrome peut être téléchargé sur Internet. Il est donc renoncé ici à présenter les différents résultats des tests d'effet.

Chrome (VI)

On trouvera en figure 6a la répartition des valeurs d'impact aigu du chrome VI sur les organismes d'eau douce. Les résultats de tests disponibles montrent que la toxicité aiguë du chrome (VI) peut dépendre d'une série de facteurs tels que le pH, la dureté de l'eau, la teneur en sel et la température. Les crustacés réagissent le plus sensiblement. La valeur aiguë la plus faible est relevée pour *Ceriodaphnia sp.* avec une CL50 sur 48h = 0,030 mg/l. En comparant les effets sur les organismes d'eau douce et les organismes marins, on constate en tendance que les organismes d'eau douce réagissent de manière un peu plus sensible au chrome (VI).

On dispose de données sur les effets chroniques du chrome (VI) pour les cyanophycées, les algues, les plantes aquatiques, les crustacés, les insectes, les mollusques, les poissons et les batraciens. Des études prolongées montrent que la toxicité ne dépend pas clairement de paramètres hydrochimiques. Certains signes laissent supposer que la toxicité est plus élevée quand la dureté de l'eau est basse. Les études sont cependant trop peu nombreuses pour qu'on puisse en tirer une relation de dépendance entre la toxicité et la dureté ou d'autres paramètres pour une espèce donnée.

Le tableau 6c présente la distribution de la fréquence des données sur les effets chroniques. Le tableau 6b sous forme synthétique les données utilisées pour déterminer une valeur CPSE. La valeur CSEO la plus faible a été déterminée pour la reproduction de *Ceriodaphnia dubia* avec 0,0047 mg/l.

La valeur aiguë validée la plus basse est celle constatée sur les crustacés (*Moina australiensis*, 2 j CE50, 20 µg/l) qui représentent le groupe d'espèces le plus sensible (Maycock et al. 2007).

Fig. 6a: Toxicité aiguë du chrome (VI) sur les organismes d'eau douce (source : ECB 2005)

Figure 3.4 Acute aquatic toxicity - freshwater

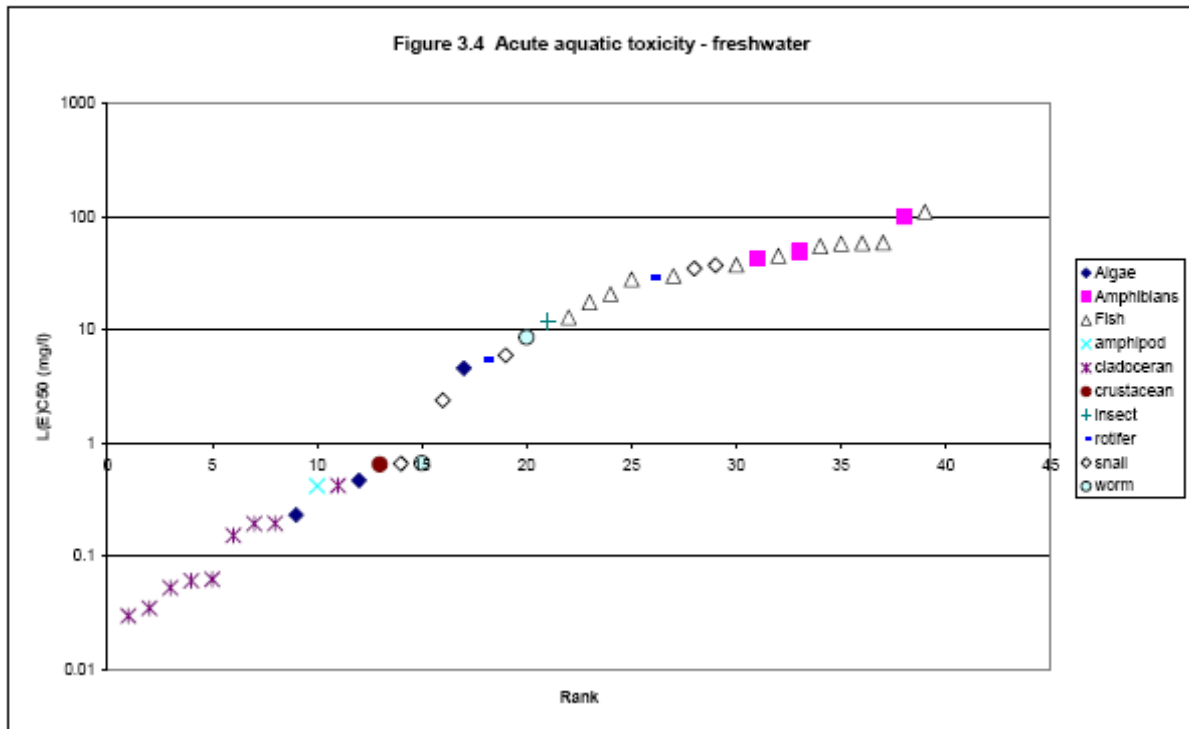
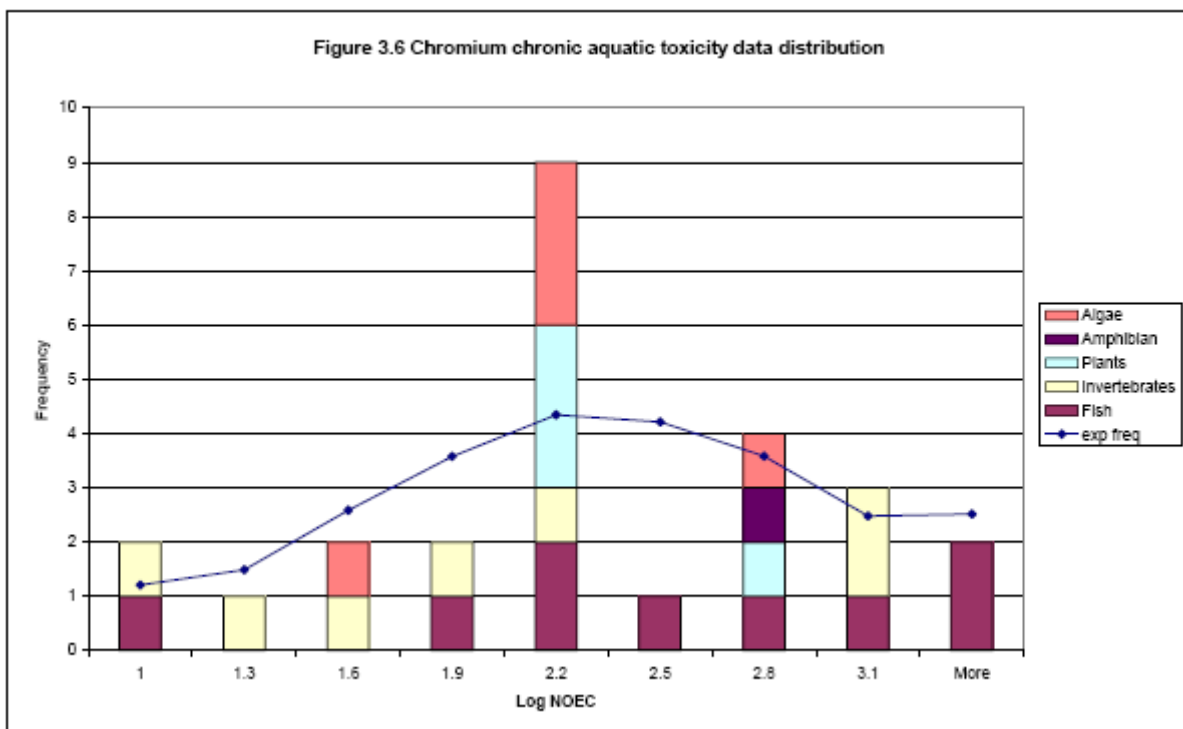


Fig. 6b: La distribution de la fréquence des données sur les effets chroniques du chrome

Figure 3.6 Chromium chronic aquatic toxicity data distribution



Source : ECB (2005)

Tableau 6c: Données sur les effets en vue de déterminer une valeur CPSE pour le chrome

Table 3.57 Data used for PNEC derivation

	Species	NOEC (mg Cr/l)	Notes
Blue-green algae	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.35	
Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	0.1	
	<i>Chlorella</i> sp. (wild)	0.1	
	<i>Scenedesmus pannonicus</i>	0.11	
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	0.033	Geometric mean of EC ₁₀ (g)
Macrophytes	<i>Lemna gibba</i>	0.1	
	<i>Lemna minor</i>	0.11	
	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	0.1	
	<i>Spirodela punctata</i>	0.5	
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.0047	Reproduction value
	<i>Daphnia carinata</i>	0.05	
	<i>Daphnia magna</i>	0.019	Geometric mean of reproduction values
Coelenterates	<i>Hydra littoralis</i>	0.035	
	<i>Hydra oligactis</i>	1.1	
Insect	<i>Culex pipiens</i>	1.1	Survival/growth NOEC
Mollusc	<i>Lymnaea stagnalis</i>	0.11	Reproduction value
Fish	<i>Catostomus commersoni</i>	0.29	Longer growth value
	<i>Esox lucius</i>	0.538	
	<i>Lotulus punctatus</i>	0.15	30-d growth NOEC
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.07	Geometric mean of growth NOECs
	<i>Oryzias latipes</i>	3.5	Survival NOEC
	<i>Pimephales promelas</i>	0.68	Geometric mean of growth NOECs
	<i>Poecilia reticulata</i>	3.5	Growth/mortality NOEC
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	0.01	Growth NOEC
	<i>Salvelinus namaycush</i>	0.105	Growth NOEC
Amphibian	<i>Xenopus laevis</i>	0.35	Mortality NOEC

Source : ECB (2005)

Chrome (III)

On dispose de données sur les effets prolongés du chrome (III) sur les bactéries, les algues, les crustacés et les poissons. La valeur CSEO validée la plus basse sur un effet prolongé est de 0,047 mg/l pour les crustacés (*Daphnia magna*). Les poissons réagissent de manière similairement sensible. La valeur CSEO validée la plus basse sur un effet prolongé est de 0,05 mg/l pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). On obtient une valeur > 2 mg/l comme CSEO la plus basse rapportée à la biomasse pour l'algue *Chlorella pyrenoidosa*. Pour l'algue *Selenastrum capricornutum*, la CE50 est cependant de 0,32 mg/l. Les résultats de tests avec le chrome (III) sont rassemblés en annexe F du RAR (ECB 2005).

Les données disponibles sont insuffisantes pour permettre l'application de la méthode SSD aux fins de calcul d'une valeur CH5 pour le chrome (III).

6.2 Protection des organismes benthiques

Extrait d'ECB 2005:

"There are very few studies that have investigated the toxicity of chromium (VI) to organisms in the sediment phase. The two tests included here do not involve

organisms which live in intimate contact with sediments, and so are not particularly relevant to an assessment of the risk to sediment organisms. Dave (1992) investigated the toxicity of chromium (VI) (as potassium dichromate) and chromium (III) (as chromium potassium sulphate), spiked onto sediment, to 4-5 day old Daphnia magna. The experiment was carried out by mixing 5 g of sediment with a solution of either chromium (III) or chromium (VI) (total volume of 50 ml), and allowing the suspension to equilibrate and settle for 3 days at 20°C. The toxicity test was carried out by adding 20 Daphnia to each suspension, and mortality was monitored after 24 and 48 hours exposure. The 48-hour EC50 values were found to be 195 mg/kg dry weight for chromium (III) and 167 mg/kg dry weight for chromium (VI), based on the amounts added to the dry sediment. The sediment used in this experiment had a background total chromium concentration of 92 mg/kg dry weight. In a study using marine sediment, Gardner et al. (1992) showed that oysters (Crassostrea virginica) developed tumours when exposed for 30 days to the overlying water containing 20 mg/l suspended sediment for 30 days. In the study, the marine sediment was spiked with chromium (VI) (as potassium chromate) at levels of 1,460 and 14,600 mg/kg dry weight, however, 10 other known or suspected carcinogens were also added to the sediment during the test, and so the effects seen cannot be attributed directly to the chromium (VI) alone."

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Extrait d'EC (2005) :

"Chromium (VI) has been shown to be taken up by a wide range of organisms from water, sediment and soil. For fish, although uptake does occur, the bioconcentration factors for chromium (VI) are usually very low (~1 l/kg)."

On estime qu'il n'y a pas accumulation de chrome dans la chaîne alimentaire. Il n'est donc pas nécessaire de déterminer une NQE.

7 Impact sur la santé humaine

Les composés de chrome hexavalents entraînent des réactions allergiques et asthmatiques et sont considérés comme cancérigènes.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Le chrome (VI) représente 30 à 70% de la concentration totale de chrome dans les rivières (RIVM 1990). Le chrome (III) et le chrome (VI) ne sont pas mesurés séparément. On a donc déterminé une NQE pour le chrome total, cette norme d'orientant sur la valeur la plus basse de chrome (VI).

Eaux intérieures de surface

Extrait d'ECB 2005 :

"There are two values included in the data set which lie below the HC5-50% value, one for the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* and the other for the fish *Salvelinus fontinalis*. In the case of *Ceriodaphnia dubia*, the NOEC for

reproduction was 4,7 µg/l; from the same report the NOEC for survival was 8,4 µg/l. These values come from a ring test and are derived from 18 individual results (as noted below Table 3.52). In the same study the 50% effect concentration for survival and reproduction over 7 days was 14 µg/l, indicating a steep dose-response. The NOEC for *Salvelinus fontinalis* is 10 µg/l, which is virtually the same as the HC5-50% value. The considerations above suggest that a small assessment factor could be applied to the extrapolated value to give a more protective PNEC. The choice of assessment factor to be used with the HC5 makes little or no difference to the overall result of the assessment, but a factor of 3 was accepted during Technical Meeting discussions as a reasonable compromise between member states that expressed a view. This gives a PNEC of 3,4 µg/l. It should also be noted that the PNEC for chromium (III) refers to the dissolved water concentration. In laboratory tests, water soluble forms of chromium (III) have generally been used. However, in the environment, chromium (VI) is likely to be reduced to forms of chromium (III) with limited water solubility, which will be associated mainly with the particulate (sediment and suspended matter) phases of the water compartment."

"Since chromium (VI) is converted to chromium (III) under some conditions in the environment, the possible effects of chromium (III) should also be considered in the assessment. The toxicity of chromium (III) to aquatic organisms is briefly summarised in Appendix F. From the available data, it can be seen that chromium (III) appears to be less toxic than chromium (VI) in waters of medium hardness (>50 mg CaCO₃). In lower hardness waters the acute toxicity increases; there are also indications that NOEC values decrease with decreasing hardness. There are insufficient data to carry out an HC5 calculation for chromium (III). From the freshwater data reported in Appendix F, long-term NOEC values are 0.05 mg/l for fish and 0,047 mg/l for invertebrates, and >2 mg/l for algae (although an EC₅₀ of 0,32 mg/l is reported for another species). The fish and invertebrate values relate to hardness levels of 26 and 52 mg/l respectively. Applying an assessment factor of 10 to the lowest available NOEC gives a tentative PNEC for chromium (III) of 4,7 µg/l for soft water.

[...]

In summary, the PNEC values for the surface water compartment are 3,4 µg/l for chromium (VI) and 4.7 µg/l for chromium (III)."

On peut se fonder sur le calcul d'une CPSE tirée du RAR chrome (ECB, 2005) pour déterminer une NQE pour le chrome. Le calcul d'une valeur HC5-50% à partir de la répartition de la sensibilité des espèces a débouché sur une valeur de 10,2 µg/l. Cette valeur a été divisée par 3, compte tenu de l'ensemble des données disponibles ; la CPSE ainsi obtenue pour le chrome (VI) est de 3,4 µg/l. Il est intéressant de constater que la CPSE calculée n'est que peu inférieure à la CSEO de 4,7 µg/l déterminée pour la reproduction de *Ceriodaphnia dubia*.

La CPSE calculée pour le chrome (III) s'élève à 4,7 µg/l.

On manque cependant d'indications fiables sur le bruit de fond naturel du chrome (VI) dans les eaux. L'étude FOREGS mentionne pour les eaux européennes et une concentration filtrée >0,45 µm une valeur médiane (n = 806) de 0,38 µg/l (FOREGS 2007).

Les programmes de mesure dans les cours d'eau ne fournissent jusqu'à présent pratiquement que des valeurs mesurées pour la concentration filtrée de chrome

(VI+III). L'effet additif du chrome III et du chrome VI ne doit pas non plus être négligé.

Etant donné que le chrome (III) et le chrome (VI) sont présents en concentrations variables dans les eaux (voir chapitre 5), la valeur CPSE la plus sensible obtenu pour le chrome (VI), qui est de 3,4 µg/l, est reprise pour la concentration filtrée de chrome (VI+III) en tant que NQE-MA.

En vue d'obtenir la concentration maximale admissible NQE-CMA permettant d'évaluer les brefs pics de contamination de chrome (VI), on peut calculer une NQE en appliquant un facteur de sécurité ou la méthode SSD.

Sur la base de la valeur CE50 la plus basse (*Moina australiensis*, 2 j, CE50 = 20 µg/l) et après application d'un facteur de sécurité réduit de 10, on obtient pour la NQE-CMA une valeur de 2 µg/l de chrome (VI).

Sur la base des données d'effet aigu de chrome (III) et après application d'un facteur de sécurité réduit de 10, on obtient pour *Selenastrum capricornutum* 96h-CE50 = 0,32 une NQE-CMA de 32 µg/l pour le chrome (III).

En appliquant la méthode SSD (ETX 2.0) avec les données d'effets aigus du chrome (VI) mentionnées dans l'ECB (2005) pour les organismes d'eau douce, on obtient une valeur HC5 de 42 µg/l, bien que tous les tests 'Goodness-of-fit' rejettent l'hypothèse d'une répartition normale des valeurs CE/CL50. Si l'on applique la méthode SSD uniquement aux données se rapportant aux crustacés, qui réagissent le plus sensiblement au chrome, le calcul débouche sur une valeur HC5 de 26 µg/l. L'hypothèse d'une répartition normale des valeurs CE/CL50 est ici acceptée dans tous les tests 'Goodness-of-fit'. Les données utilisées et les résultats individuels des calculs sont rassemblés en annexe. On dispose de trop peu de données sur le chrome (III) pour appliquer la méthode SSD.

En regard de l'incertitude liée à l'utilisation de la méthode SSD pour le calcul de la NQE-CMA, cette méthode n'est pas appliquée pour l'obtention de la NQE-CMA.

Autres eaux de surface

L'évaluation des données sur les effets dans le RAR a montré que les organismes d'eau douce étaient un peu plus sensibles aux composés de chrome que les organismes marins (ECB 2005). Il n'a cependant pas été déterminé de CPSE pour les organismes marins dans le RAR. L'Environment Agency britannique a calculé une CPSE pour le chrome (VI) de 0,6 µg/l comme moyenne annuelle et une valeur de 32 µg/l pour une exposition de brève durée (Maycock et al. 2007) sur la base de la méthode TGD et des données actuellement disponibles. Dans le cas du chrome (III), la base de données a été jugée insuffisante pour le calcul d'une CPSE pour les organismes marins. Le calcul de valeurs CPSE pour l'eau marine est justifié par Maycock et al., 2007, dans les termes suivants :

"Freshwaters and saltwaters differ in various abiotic physico-chemical factors including natural background concentrations of essential and other elements. For metals/metalloids, it was decided not to combine the freshwater and saltwater effects databases, but to derive PNECs for freshwaters and saltwaters on the basis of their respective effects data. PNEC referring to the annual average concentration Chromium(VI) A PNEC referring to the pelagic community in saltwater was not derived in the EU RAR on chromates. Aquatic invertebrates

such as the blue mussel (*Mytilus edulis*, 12-week NOEC_{growth} 4–6 µg/l) or the polychaete worm *Nereis arenaceodentata* (2-week NOEC_{mortality} 6 µg/l) and the yellow rock crab (*Cancer anthonyi*, 12-week LOEC_{mortality, hatching} 10 µg/l) appear to be the most sensitive organisms. An algal NOEC of 0,1 µg/l is also available. However, there were very few details available to assess the quality of this study. Studies with fish indicate lower sensitivity than invertebrates. The lowest available NOEC of 4–6 µg/l in *Mytilus edulis* was unbounded (highest concentration tested). Consequently, it was not suitable for PNEC derivation. The next lowest value, a 2-week NOEC_{mortality} of 6 µg/l in *Nereis arenaceodentata*, was regarded as valid for PNEC derivation by the EU RAR. According to the provisions of the TGD on marine effects assessment, an assessment factor of 10 is appropriate to derive the PNEC on the basis of the lowest NOEC (additional good quality long-term data for fish, crustaceans and algae were available as well as for more than two additional marine taxonomic groups). There are insufficient data available to carry out SSD calculations for Cr(III) or Cr(VI).”

“According to the provisions of the TGD on marine effects assessment, an assessment factor of 10 is appropriate to derive the PNEC on the basis of the lowest NOEC (additional good quality long-term data for fish, crustaceans and algae were available as well as for more than two additional marine taxonomic groups):

$$PNEC_{saltwater_It} = 6 \mu\text{g l}^{-1}/(AF 10) = 0.6 \mu\text{g l}^{-1} \text{ Cr(VI) (dissolved)}''$$

On propose d’adopter la $PNEC_{saltwater_It}$ de 0,6 µg/l Cr(VI) (dissous) comme NQE-MA pour les ‘Autres eaux de surface’ (eaux côtières, eaux de transition et eaux territoriales).

“The LC50 of 0,32 mg/l obtained with *Callinectes sapidus* could be used as the basis for the derivation of the $PNEC_{saltwater_st}$. The TGD [152] does not provide specific guidance for assessment of acute effects of intermittent releases to marine water bodies. However, the PNEC may be derived on the basis of the general guidance given in the TGD on the effects assessment for intermittent releases (Section 3.3.2 of Part II). A reduced assessment factor of 10 (instead of 100) is considered sufficient to extrapolate from the 50 per cent acute effect level to the short-term no effect level because good quality data are available for algae, crustacean and echinoderms. Short-term saltwater fish data are lacking. However, long-term data indicate that fish are unlikely to be the most sensitive group. In addition, the resulting PNEC will also be in the range of the lowest NOECs obtained for species with a short life cycle, such as algae and crustaceans of the genus *Ceriodaphnia*.

$$PNEC_{saltwater_st} = 320 \mu\text{g/l}/AF (10) = 32 \mu\text{g/l} \text{ Cr(VI) (dissolved)}''$$

Comme une certaine incertitude subsiste dans la détermination de la $PNEC_{saltwater_st}$ de 32 µg/l Cr(VI), celle-ci n’est pas adoptée comme NQE-CMA.

On ne propose pas de NQE pour le chrome (III), étant donné que la base de données est insuffisante pour la détermination d’une valeur fiable.

Les programmes de mesure dans les cours d’eau ne fournissent jusqu’à présent pratiquement que des valeurs mesurées pour la concentration filtrée de chrome (VI+III). L’effet additif du chrome III et du chrome VI ne doit pas non plus être

négligé.

Etant donné que le chrome (III) et le chrome (VI) sont présents en concentrations variables dans les eaux côtières et de transition (voir chapitre 5), la valeur CPSE la plus sensible obtenu pour le chrome (VI), qui est de 0,6 µg/l, est reprise pour la concentration filtrée de chrome (VI+III) en tant que NQE-MA.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Extrait du RAR ECB (2005) : *"Given that the vast majority of chromium (VI) entering into sediment will be converted to chromium (III), the PNEC_{sediment} of 31 mg/kg wet weight (which is equivalent to around 80 mg/kg on a dry weight basis) is in reasonable agreement with the draft effect levels derived by Environment Canada (1997)."*

Il est proposé de reprendre la valeur CPSE sédiments comme NQE pour les matières en suspension et les sédiments en tenant compte éventuellement d'un bruit de fond de 80 mg/kg. La NQE-MA pour les matières en suspension/sédiments est égale à 80 + (Cb) mg/kg. La valeur devrait toutefois être considérée comme provisoire étant donné que Maycock et al. 2007 estime que la base de données est insuffisante pour pouvoir déterminer une CPSE à partir de tests d'impact.

Dans les régions où la NQE est dépassée du fait de pressions géogènes antérieures, la NQE est jugée respectée même si la pression anthropogénique supplémentaire est < = 80 mg/kg.

Si l'on utilise un coefficient de partage eau-MES moyen de 75000 l/kg, une concentration de 80 mg/kg dans les MES correspond approximativement à une concentration dissoute de chrome d'env. 1 µg/l.

Le chrome s'accumulant dans les matières en suspension/sédiments, la NQE devrait également être surveillée dans ce compartiment. Il convient de vérifier à l'aide des données de suivi si les valeurs pour la phase aqueuse sont suffisantes afin que la NQE ne soit pas dépassée dans les matières en suspension/sédiments.

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la 'Protection des espèces animales piscivores'

Voir chapitre 6.3

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

Partant d'un FBC faible pour les poissons, on estime qu'il n'y a pas accumulation dans la chaîne alimentaire.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE, il est appliqué une valeur obligatoire A1 pour le chrome total de 50 µg/l Cr pour la protection des eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire. La valeur maximale dans

l'eau potable fixée par la directive 98/83/CE (anciennement 80/778/CEE) pour le chrome est également de 50 µg/l.

En vertu de la directive communautaire 75/440/CEE, il convient d'appliquer pour le chrome total la valeur maximale de 50 µg/l Cr pour la protection des eaux de surface destinées à la production d'eau alimentaire.

9 Bibliographie

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) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

European Commission – Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau (ECB), 2005: European Union Risk Assessment Report chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate and potassium dichromate: CAS No: 1333-82-0, 7775-11-3, 10588-01-9, 7789-09-5 and 778-50-9 EINECS No: 215-907-8, 231-889-5, 234-190-3, 232-143-1 and 231-906-6, Series: 3rd Priority List Volume: 53

*FOREGS Geochemical database, 2007: Cr – Chromium
<http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/text/Cr.pdf>*

LAWA 1998: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band 2 / Hrsg. von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Erarbeitet vom LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“ (Stand: 2. Juni 1997). 1. Aufl. 1998, Kulturbuchverlag Berlin. - [25] S: 30 cm; (Oberirdische Gewässer : Konzepte und Strategien); ISBN 3-88961-216-4

OSPAR, 2005: CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT OF THE NORTH-EAST ATLANTIC, Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment (OSPAR Agreement 2005-6)

*MUDAB, 2009
Meeresumwelt-Datenbank (MUDAB)
<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MUDAB-Datenbank/index.jsp>*

RIVM 1990: Integrated Criteria Document Chromium Slooff W – 1990, RIVM Rapport 710401002

Schudoma, D., 1994: Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Umweltbundesamt, Berlin Texte 52/94

Maycock, D., Sorokin, N., Atkinson, C., Rule, K., Crane, M. 2007: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: chromium(VI) and chromium(III) (dissolved). Environment Agency, Bristol, Science Report: SC040038/SR5 SNIFFER Report: WFD52(v)

Annexe 1: Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Il est renoncé à une énumération des résultats de différents tests sur le chrome (VI) et le chrome (III), ces résultats figurant dans les annexes A à F du RAR chrome (ECB 2005). Le RAR peut être recherché par le biais du site <http://ecb.jrc.it/esis/> (numéro CAS ou CE voir chap. 1) et téléchargé.

Annexe 2: Calcul de la valeur HC5 pour l'effet aigu du chrome (VI)

Tab. A 2-1: Données sur la toxicité aiguë du chrome (VI)

Tax. Group	Species	Endpoint	Value mg/l	Value used to cal. HC5 mg/l	Reference in ECB 2005
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia sp</i>	48 h LC50	0,03	0,03	Dorn et al. (1987)
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24 h LC50	0,053	0,053	Hickey (1989)
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	24 h LC50	0,196	0,196	Hickey (1989)
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	48 h EC50	0,195	0,195	Elnabarawy et al. (1986)
Crustaceans	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	96 h LC50	0,42	0,42	Martin and Holdrich (1986)
Crustaceans	<i>Daphnia carinata</i>	24 h EC50	0,423	0,423	Hickey (1989)
Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48 h EC50	0,035	0,058087857	Stephenson and Watts (1984) Elnabarawy et al. (1986) Trabalka and Gehrs (1977)
Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48 h EC50	0,112		
Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48 h EC50	0,05		
Crustaceans	<i>Daphnia obtusa</i>	48 h EC50	0,061	0,061	Coniglio and Baudo (1989)
Crustaceans	<i>Daphnia pulex</i>	48 h EC50	0,063	0,111427134	Dorn et al. (1987) Elnabarawy et al. (1986) Jop et al. (1987)
Crustaceans	<i>Daphnia pulex</i>	48 h EC50	0,122		
Crustaceans	<i>Daphnia pulex</i>	48 h EC50	0,18		
Crustaceans	<i>Macrobrachium lamarrei</i>	96 h LC50	0,65	0,65	Murti et al. (1983)
Crustaceans	<i>Simocephalus vetulus</i>	24 h EC50	0,154	0,154	Hickey (1989)
Insects	<i>Chironomus tentans</i>	48 h LC50	11,8	11,8	Khengarot and Ray (1989a)
Molluscs	<i>Biomphalaria glabrata</i>	96 h LC50	37,3	37,3	Bellavere and Gorbi (1981)
Molluscs	<i>Goniobasis levescens</i>	48 h LC50	2,4	2,4	Cairns Jr. et al. (1976)
Molluscs	<i>Lymnaea acuminata</i>	96 h LC50	5,97	5,97	Khengarot et al (1982)
Molluscs	<i>Lymnaea emarginata</i>	48 h LC50	34,8	34,8	Cairns Jr. et al. (1976)
Molluscs	<i>Physa integra</i>	48 h LC50	0,66	0,66	Cairns Jr. et al. (1976)
Polychaetes	<i>Acolosoma haedlyi</i>	48 h LC50	8,6	8,6	Cairns Jr. et al. (1978)
Polychaetes	<i>Enchytraeus albidus</i>	96 h LC50	0,67	0,67	Roembke and Knacker (1989)
Rotifers	<i>Philodina acuticumis</i>	48 h LC50	29	29	Cairns Jr. et al. (1978)
Rotifers	<i>Philodena roseola</i>	96 h LC50	5,5	5,5	Schaefer and Pipes (1973)
Algae	<i>Chlorella vulgaris</i>	72 h IC50 (g)	0,47	0,47	Jouany et al. (1982)
Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	72 h EC50 (b)	0,19	0,19	ECB 2005, average value ring test
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	72 h IC50 (g)	0,99	0,368539139	Nyholm (1991)
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	96 h EC50 (b)	0,217		Greene et al. (1988)
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	72 h EC50 (g)	0,233		Christensen et al. (1983) Christensen and Nyholm (1984)
Fish	<i>Brachydanio rerio</i>	96-hour LC50	58,5	58,5	Bellavere and Gorbi (1981)
Fish	<i>Carrasius auratus</i>	96-hour LC50	37,5	37,5	Pickering and Henderson (1966)
Fish	<i>Channa punctatus</i>	96-hour LC50	45,2	45,2	Saxena and Parashari (1983)

Tax. Group	Species	Endpoint	Value mg/l	Value used to cal. HC5 mg/l	Reference in ECB 2005
Fish	<i>Colisa fasciatus</i>	96-hour LC50	20,8	20,8	Srivastava et al. (1979)
Fish	<i>Ictalurus punctatus</i>	24-hour LC50	58	58	Cairns Jr. et al (1978)
Fish	<i>Lebistes reticulatus</i>	96-hour TLm	30	30	Pickering and Henderson (1966)
Fish	<i>Lepomis macrochirus</i>	96-hour LC50 48-hour TLm 96-hour LC50	110	141,1403461	rama and Benoit (1960) Turnbull et al. (1954) Cairns Jr. and Scheier (1958)
Fish			213		
Fish			120		
Fish	<i>Morone saxitalis</i>	96-hour LC50	28	28	Palawski et al. (1985)
Fish	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	96-hour LC50	55	55	Hartwell et al. (1989)
Fish	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96-hour LC50	63,6	38,49608101	Brown et al. (1985) Benoit (1976) Van Der Putte et al (1981b)
Fish			69		
Fish			13		
Fish	<i>Pimephales promelas</i>	96-hour TLm 96-hour LC50 96-hour TLm	17,6	29,86793504	Pickering and Henderson (1966) Benoit (1976) Pickering and Henderson (1966)
Fish			33,2		
Fish			45,6		
Fish	<i>Salvelinus fontinalis</i>	96-hour LC50	59	59	Benoit (1976)
Amphibian	<i>Bufo melanostictus</i>	96-hour LC50	49,3	49,3	Khangarot and Ray (1987a)
Amphibian	<i>Rana hexadactyla</i>	96-hour LC50	100	100	Khangarot et al. (1985)
Amphibian	<i>Xenopus laevis</i>	96-hour LC50	81	66,64856453	Joshi and Patil (1991)
Amphibian			85		Joshi and Patil (1991)
Amphibian			43		Joshi and Patil (1991)
Bacteria	<i>Bacillus subtilis</i>	10-hour EC50	0,11	0,11	Ogawa et al. (1989)
Bacteria	<i>Escherichia coli</i>	24-hour EC50	3,5		Gaur and Bhattacharjee (1991)
Bacteria		24-hour EC50	0,42	1,212435565	Gaur and Bhattacharjee (1991)
Bacteria	<i>Vibrio harveyi</i>	50-minute EC50	2,2	2,2	Thomulka and Lange (1997)
Protozoan	<i>Chilomonas paramecium</i>	19-25-hour NOEC	1	1	Cairns Jr. et al. (1978)
Protozoan	<i>Colpidium campylum</i>	24-hour IC50	2,8	2,8	Dive et al. (1990)
Protozoan	<i>Microregma heterostoma</i>	28-hour NOEC	0,21	0,21	Bringmann and Kuhn (1959)

Tab. A 2-2: Valeurs HC5 obtenues pour les organismes d'eau douce à partir de toutes les valeurs d'effet aigu du chrome (VI) en mg/l

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	0,483305 76	mean of the log toxicity values	
s.d.	1,121504 7	sample standard deviation	
n	45	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0,013700 04	-1,86327812	lower estimate of the HC5
HC5	0,042266 47	-1,37400398	median estimate of the HC5
UL HC5	0,102179 75	-0,99063516	upper estimate of the HC5
sprHC5	7,458353 3	0,87264295	spread of the HC5 estimate

Goodness-of-fit

Anderson-Darling test for normality				
Sign. Level	Critical	Normal?		
0,1	0,631	Rejected		
0,05	0,752	Rejected	AD Statistic:	1,57301473
0,025	0,873	Rejected	n:	45
0,01	1,035	Rejected		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. Level	Critical	Normal?		
0,1	0,819	Rejected		
0,05	0,895	Rejected	KS Statistic:	1,24708604
0,025	0,995	Rejected	n:	45
0,01	1,035	Rejected		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. Level	Critical	Normal?		
0,1	0,104	Rejected		
0,05	0,126	Rejected	CM Statistic:	0,25441057
0,025	0,148	Rejected	n:	45
0,01	0,179	Rejected		

Tab. A 2-2:

Valeurs HC5 obtenues pour les organismes d'eau douce à partir des valeurs d'effet aigu du chrome (VI) sur les crustacés d'eau douce en mg/l

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	-0,85186724	mean of the log toxicity values	
s.d.	0,43111194	sample standard deviation	
N	11	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0,00860113	-2,06544467	lower estimate of the HC5
HC5	0,0261263	-1,58292206	median estimate of the HC5
UL HC5	0,05002996	-1,30076985	upper estimate of the HC5
sprHC5	5,81667528	0,76467482	spread of the HC5 estimate

Goodness-of-fit

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,631	Accepted			
0,05	0,752	Accepted	AD Statistic:	0,28076797	
0,025	0,873	Accepted	n:	11	
0,01	1,035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,819	Accepted			
0,05	0,895	Accepted	KS Statistic:	0,58295214	
0,025	0,995	Accepted	n:	11	
0,01	1,035	Accepted			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,104	Accepted			
0,05	0,126	Accepted	CM Statistic:	0,03206213	
0,025	0,148	Accepted	n:	11	
0,01	0,179	Accepted			

Figure A 2-1: Courbe SSD obtenue pour tous les organismes d'eau douce à partir des valeurs d'effet aigu du chrome (VI)

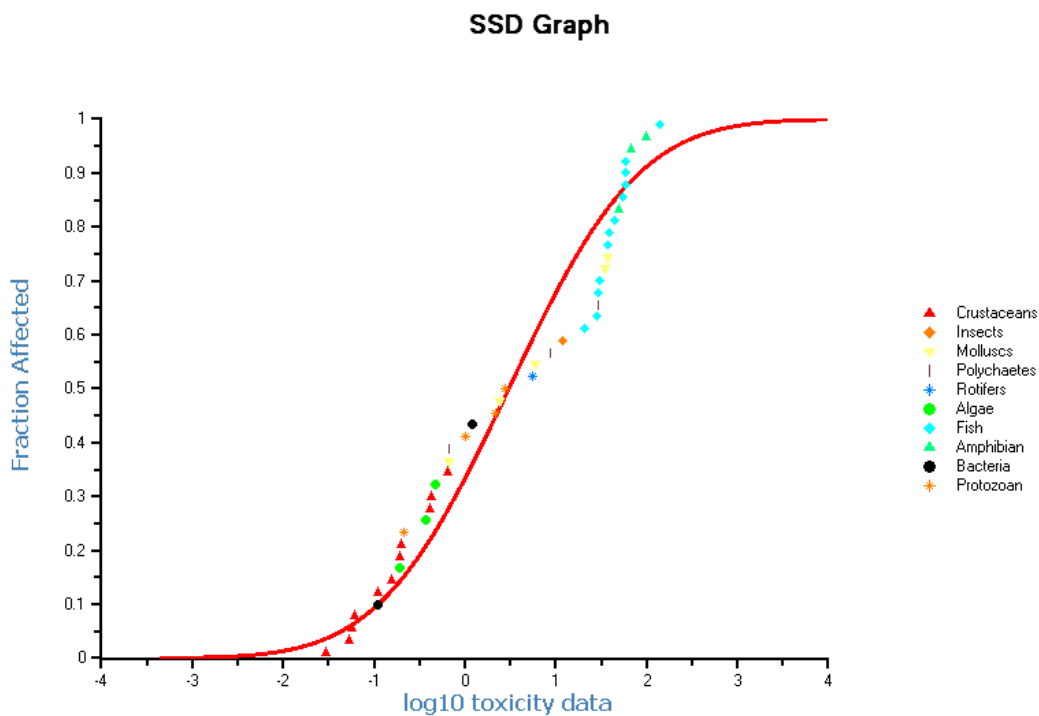
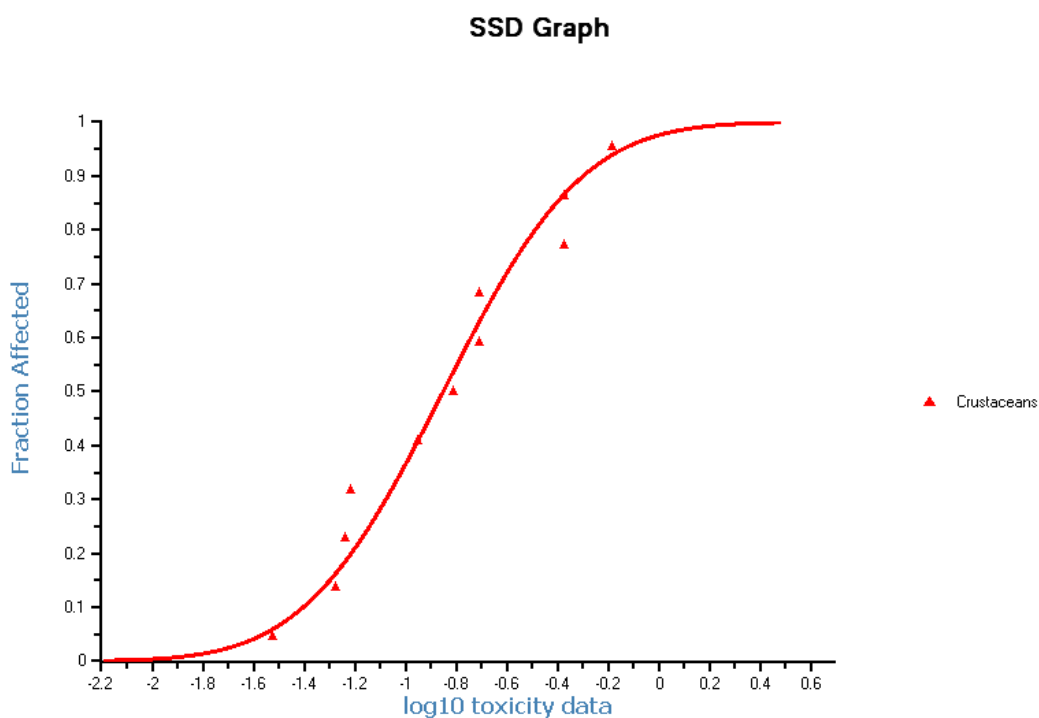


Figure A 2-2: Courbe SSD obtenue pour les crustacés d'eau douce à partir des valeurs d'effet aigu du chrome (VI)



Fiche de données sur les substances

- PCB -

PCB-28 [CAS Nr. 7012-37-5]

PCB-52 [CAS Nr. 35693-99-3]

PCB-101 [CAS Nr. 37680-73-2]

PCB-118 [CAS Nr. 31508-00-6]

PCB-138 [CAS Nr. 35065-28-2]

PCB-153 [CAS Nr. 35065-27-1]

PCB-180 [CAS Nr. 35065-29-3]

1 Substance

Nom :	PCB (groupe de substances)
Numéro CE :	2156481
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	602-039-00-4
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	101
Code	-
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 28
Nom IUPAC :	2,4,4'-trichloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	7012-37-5
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1239
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 52
Nom IUPAC :	2,2',5,5'-tétrachloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	35693-99-3
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1251
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 101
Nom IUPAC :	2,2',4,5,5'-pentachloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	37680-73-2
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1242
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 118
Nom IUPAC :	2,3',4,4',5'-pentachloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	31508-00-6
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1243
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 138
Nom IUPAC :	2,2',3,4,4',5'-hexachloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	35065-28-2
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1244
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 153
Nom IUPAC :	2,2',4,4',5,5'-hexachloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	35065-27-1
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1245
Groupe de substances :	Aromates chlorés

Nom :	PCB 180
Nom IUPAC :	2,2',3,4,4',5,5'-pentachloro-1,1'-biphényle
Numéro CAS :	35065-29-3
Numéro CE :	
Directive CE 67/548/CEE Annexe I Index	
Numéro dans la liste 2006/11/CE (anciennement 76/464/CEE)	(101)
Code	Sandre : 1246
Groupe de substances :	Aromates chlorés

2 Norme de qualité environnementale

2.1 Norme de qualité environnementale (NQE) pour tous les biens à protéger

Somme des PCB

(PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180)

Bien à protéger	Concentration maximale (NQE-CMA)	Valeur de surveillance (NQE-MA)	Remarque
Eaux de surface intérieures (fleuves et lacs)	sans objet	Somme des dioxines et des PCB de type dioxine dans l'anguille 12 pg TEQ/g de poisson (poids frais) Somme des dioxines et des PCB de type dioxine dans d'autres poissons 8 pg TEQ/g de poisson (poids frais)	Norme fixée pour les PCB de type dioxine dans les poissons de consommation (Règlement (CE) n° 1881/2006 du 19 décembre 2006 fixant des teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires) ; pour le 'secondary poisoning', la norme est éventuellement plus stricte
Autres eaux de surface (eaux côtières et eaux de transition)	sans objet	Somme des dioxines et des PCB de type dioxine dans l'anguille 12 pg TEQ/g de poisson (poids frais) Somme des dioxines et des PCB de type dioxine dans d'autres poissons 8 pg TEQ/g de poisson (poids frais)	Norme fixée pour les PCB de type dioxine dans les poissons de consommation (Règlement (CE) n° 1881/2006) du 19 décembre 2006 fixant des teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires) ; pour le 'secondary poisoning', la norme est éventuellement plus stricte

2.2 Norme de qualité environnementale (NQE) spécifique

Il n'a pas été possible, pour les 7 PCB indicateurs, de déterminer des normes pouvant à la fois s'appliquer aux objectifs de protection de la DCE et à la Commission pour la Protection du Rhin. Ceci vient du manque de nombreuses données de base nécessaires pour la détermination de NQE pour les 7 PCB indicateurs. Le présent paragraphe indique quelles sont les données réellement disponibles. Les valeurs présentées indiquent quelles pourraient être les NQE déterminées sur la base de ces données. Les principales données sur les effets toxiques faisant défaut sont celles relatives à la protection des oiseaux et mammifères piscivores ainsi qu'aux impacts éventuels sur l'homme. En raison de l'absence de ces données, il n'a été possible de déterminer que des valeurs pour la phase aqueuse et pour les effets directs. Les informations mentionnées ci-dessous sont des informations d'arrière-plan faisant état des données disponibles sur les effets de 7 PCB indicateurs.

PCB-28

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 8 µg/l NQE-CMA : sans objet	Ordre de grandeur, estimé via QSAR, facteur de sécurité = 100
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,8 µg/l NQE-CMA : sans objet	
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	-	Voir 8.5

PCB-52

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 9 µg/l NQE-CMA : sans objet	facteur de sécurité = 10
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,9 µg/l NQE-CMA : sans objet	
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	-	Voir 8.5

PCB-101

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 2 µg/l NQE-CMA : sans objet	facteur de sécurité = 50
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,2 µg/l NQE-CMA : sans objet	
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	-	Voir 8.5

PCB-118

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 2 µg/l NQE-CMA : sans objet	estimé via QSAR, facteur de sécurité = 100
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	0,2 ng/l	Ordre de grandeur, estimé via QSAR
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	-	Voir 8.5

PCB-138

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 2 µg/l NQE-CMA : sans objet	facteur de sécurité = 50
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	0,2 ng/l	
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	-	Voir 8.5

PCB-153

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 10 µg/l NQE-CMA : sans objet	facteur de sécurité = 10
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	1 ng/l	
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Voir 8.4
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	-	Voir 8.5

PCB-180

Bien à protéger	NQE	Remarque
Biocénoses aquatiques (Eaux de surface intérieures)	NQE-MA = 2 µg/l NQE-CMA : sans objet	facteur de sécurité = 50
Biocénoses aquatiques (Autres eaux de surface)	NQE-MA = 0,2 µg/l NQE-CMA : sans objet	
Organismes benthiques	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Somme des 6 PCB équivalente à la somme des 7 PCB
Consommation des poissons	-	Somme des 7 PCB, poids humide
Production d'eau alimentaire (75/440/CEE)	35 ng/l	calculé à partir de la DJT

3 Informations générales sur la substance**3.1 Classification et identification**

Phrases R et identification	Bibliographie
R33; N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Objectifs de qualité disponibles pour les eaux de surface
(source: Squa 12-06 rev. 06.09.06)**PCB-28**

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [µg/l]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [µg/l]	total, percentile 90
FR		0,001 [µg/l]	somme des PCB
NL		0,00031 [µg/l] ¹ 0,00048 [µg/l] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [µg/l]	somme des 7 PCB

¹) la concentration dissoute n'a pas de statut formel mais a été utilisée pour calculer la valeur dans les sédiments, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-52

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [µg/l]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [µg/l]	total, percentile 90
FR		0,001 [µg/l]	somme des PCB
NL		0,000011 [µg/l] ¹ 0,000064 [µg/l] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [µg/l]	somme des 7 PCB

¹) la concentration dissoute n'a pas de statut formel mais a été utilisée pour calculer la valeur dans les sédiments, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-101

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [µg/l]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [µg/l]	total, percentile 90
FR		0,001 [µg/l]	somme des PCB
NL		0,00010 [µg/l] ¹ 0,00012 [µg/l] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [µg/l]	somme des 7 PCB

¹) la concentration dissoute n'a pas de statut formel mais a été utilisée pour calculer la valeur dans les sédiments, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-118

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [µg/l]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [µg/l]	total, percentile 90
FR		0,001 [µg/l]	somme des PCB
NL		0,000011 [µg/l] ¹ 0,000014 [µg/l] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [µg/l]	somme des 7 PCB

¹) la concentration dissoute n'a pas de statut formel mais a été utilisée pour calculer la valeur dans les sédiments, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-138

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [µg/l]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [µg/l]	total, percentile 90
FR		0,001 [µg/l]	somme des PCB
NL		0,00008 [µg/l] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [µg/l]	somme des 7 PCB

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-153

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [µg/l]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [µg/l]	total, percentile 90
FR		0,001 [µg/l]	somme des PCB
NL		0,000035 [µg/l] ¹ 0,000054 [µg/l] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [µg/l]	somme des 7 PCB

¹) la concentration dissoute n'a pas de statut formel mais a été utilisée pour calculer la valeur dans les sédiments, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-180

Pays	Statut	Valeur	Remarque
CIPR	CQ	0,0001 [$\mu\text{g/l}$]	percentile 90
DE	CQ	0,0005 [$\mu\text{g/l}$]	total, percentile 90
FR		0,001 [$\mu\text{g/l}$]	somme des PCB
NL		0,000025 [$\mu\text{g/l}$] ¹ 0,000046 [$\mu\text{g/l}$] ²	dissous, percentile 90
LU		0,007 [$\mu\text{g/l}$]	somme des 7 PCB

¹) la concentration dissoute n'a pas de statut formel mais a été utilisée pour calculer la valeur dans les sédiments, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

²) valeur écotoxicologiquement fondée et tirée du FBC; la valeur n'a pas de statut formel, source : Kansen voor Waterorganismen, 1989

3.3 Mode d'action et utilisation

Les PCB constituent un groupe de substances composé de 209 congénères différents. Les PCB sont des composés industriels à degré chloré variable. Les composés industriels les plus fabriqués sont les suivants : arochlor, chlophène et kanechlor. Le producteur européen le plus important était l'entreprise Bayer (Allemagne) qui fabriquait le composé Kanechlor.

Les PCB sont persistants, fortement lipophiles et s'accumulent dans les chaînes alimentaires. Ce sont des composés très stables, c'est-à-dire difficilement dégradables, résistants à l'oxydation, les acides et les bases, peu solubles dans l'eau et solubles dans les graisses. La toxicité directe des PCB est faible mais leurs effets indirects font que le groupe de substances est placé dans les listes de substances jugées préoccupantes. Les PCB à structure plate ont des effets de type dioxine.

Les utilisations de PCB en plein air sont déjà interdites aux Etats-Unis depuis 1974. Dans les pays européens, l'utilisation de PCB a connu une lente régression à partir de 1985. Aujourd'hui, leur utilisation est interdite. L'application de ces substances en plein air a été interdite aux Pays-Bas en 1979. Par la suite, certaines utilisations se sont maintenues sous la forme d'applications closes, par ex. comme liquides de refroidissement ininflammables dans les transformateurs et divers types de condensateurs.

Depuis qu'a été décrété en 1985 l'interdiction de production et de toutes les utilisations de PCB, diverses mesures ont été prises pour remplacer et éliminer les PCB encore existants. A l'échelle internationale, il a été produit plus d'1 million de tonnes de PCB.

Les PCB sont toujours présents dans le milieu sous forme de mélange et les effets perçus sont imputables autant aux PCB de type dioxine qu'aux 7 PCB indicateurs décrits ici, représentatifs des PCB de type non dioxine.

Pour les PCB de type dioxine, on a déjà déterminé antérieurement des normes tenant compte des effets directs et indirects (comme le secondary poisoning et les effets sur la santé humaine) (entre autres : van Wezel, 1999, COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006).

4 Propriétés physico-chimiques de la substance

PCB-28

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	220 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,03 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	28,1 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-52

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	47,8 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,012 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	24 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-101

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	33,3 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,0025 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	24 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-118

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	22,2 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,001 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	7,8 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-138

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	6,7 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,0006 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	9,0 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-153

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	11 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,0006 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	15 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-180

Propriété		Source
Solubilité dans l'eau	5,1 µg/l	Li, 2002
Densité	-	
Pression de vapeur	0,00016 Pa	Li, 2002
Constante de Henry	2,2 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

5 Comportement et persistance dans l'environnement**PCB-28**

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	5,62	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	4,98	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	4,0	QSAR TGD partII, 2003
log FBA (poisson)	3,4	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	2,1	annexe 2
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	10	Tableau Lepper, 2005

* les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

PCB-52

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	6,26	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	5,1	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	4,6	annexe 2
log FBA (poisson)	5,3	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	11	annexe 2
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	25	annexe 2

* les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

PCB-101

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	6,85	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	5,78	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	5,4	annexe 2
log FBA (poisson)	4,8	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	10	QSAR Lepper, 2005
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	63	annexe 2

* les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

PCB-118

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	7,12	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	5,99	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	5,4	annexe 2
log FBA (poisson)	5,1	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	12	annexe 2
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	48	annexe 2

les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

PCB-138

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	7,45	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	6,20	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	5,8	annexe 2
log FBA (poisson)	5,3	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	14	annexe 2
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	62	annexe 2

* les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

PCB-153

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	7,44	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	6,20	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	5,6	annexe 2
log FBA (poisson)	5,3	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	14	annexe 2
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	63	annexe 2

* les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

PCB-180

Propriété		Source
Dégradation biotique et abiotique		
Stabilité hydrolytique (DT ₅₀)	-	
Photostabilité (DT ₅₀)	-	
Facilement biodégradable (oui/non)	non, les PCB sont très persistants	
Si pertinent : métabolites significatifs	Dans les organismes, les PCB sont métabolisés en hydroxy et méthyl-sulfonyl. Certains de ces métabolites ont un impact endocrinien.	EFSA rapport, 2005
Comportement de sorption		
log P _{ow}	8,16	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	6,37	Hansen, 1999
Bioaccumulation *		
log FBC (poisson)	4,8	annexe 2
log FBA (poisson)	-	annexe 2
FBA _{m1} (eau douce)	11	annexe 2
FBA _{m2} (eaux côtières et de transition)	67	annexe 2

* les données d'accumulation correspondent à la moyenne arithmétique des données marquées tirées des tableaux 3a et 3b de l'annexe 2, pour le FBA_{m1} de poisson à poisson et pour le FBA_{m2} de poisson à mammifère ou oiseau

6 Effet sur les biocénoses aquatiques

6.1 Protection des organismes aquatiques

Les données écotoxicologiques utilisées pour la détermination des normes indicatives présentées au paragraphe 2.2 sont tirées d'une recherche bibliographique détaillée effectuée par le RIVM. Cette recherche bibliographique a été réalisée en avril 2006 dans les banques de données TOXLINE et Current Contents 1997-avril 2006, ainsi que dans la banque de données ECOTOX de l'US-EPA (www.epa.gov/ecotox). La bibliographie obtenue a été filtrée pour correspondre au degré de fiabilité attendu de l'étude réalisée. Dans ce contexte, on a examiné si les études avaient été réalisées sur la base de protocoles bien documentés et si les données sur l'exposition étaient suffisantes. Les données sur la toxicité directe figurent dans les tableaux 1 et 2 de l'annexe 1. Il n'a pas été possible de trouver, pour la plupart des PCB, de valeurs expérimentales de toxicité aiguë et chronique dont pourraient être tirées une CE50 ou une CSEO. Un grand nombre de valeurs observées sont indiquées avec le signe supérieur à (>).

6.2 Protection des organismes benthiques

Le log $K_{p_{\text{spm-water}}}$ est supérieur à 3 pour tous les congénères de PCB considérés. La valeur seuil (selon Lepper, 2005) est alors dépassée pour déduire une NQE pour les organismes benthiques.

Tout comme pour les organismes aquatiques, les données de toxicité utilisables sont très rares ou totalement absentes de la bibliographie disponible. Seuls les composés de PCB existant soit sous forme de PCB indicateurs soit de PCB de type dioxine sont utilisés dans les études de toxicité portant sur les organismes benthiques. Les effets ne peuvent donc pas être rapportés à un congénère de PCB particulier. Il faut rappeler en outre qu'une conversion d'éléments individuels en concentration dans l'eau est certes possible (à l'aide de Koc) mais qu'elle ne l'est pas pour les composés.

6.3 Protection des espèces animales piscivores (secondary poisoning)

Pour tous les PCB, l'accumulation dans la chaîne alimentaire est importante du fait de leur log Pow élevé et de leur stabilité dans les organismes et dans l'environnement. Les indications bibliographiques obtenues pour tous les PCB indicateurs sont tirées de recherches bibliographiques effectuées dans TOXLINE et Current Contents complétées d'une recherche bibliographique réalisée par l'Institut voor Milieuvraagstukken de l'Université Libre (VU) d'Amsterdam. Ont été recherchées dans ce contexte des valeurs FBC, FBA et FBAm pour les sept PCB. Les sources trouvées sont examinées quant au degré de fiabilité de l'étude. Pour le calcul des valeurs FBC, FBA et FBAm susceptibles d'avoir été utilisées pour déterminer la chaîne du 'secondary poisoning', la moyenne des études les plus fiables a été appliquée (jugement de qualité 1 ou 2, voir annexe 2). Ces valeurs moyennes se retrouvent dans le chapitre 5.

7 Protection de la santé humaine

Autant en termes de production que de présence dans le milieu, le groupe des PCB comprend une multitude de composés (209 au total en théorie), constitués de 1 à 10 atomes de chlore reliés à une molécule de biphényle. Les effets toxiques des PCB sont fonction de la position de l'atome de chlore. Un certain nombre de PCB (12) peuvent avoir une structure plate et agir de manière similaire aux dioxines. La plupart des PCB n'ont pas de structure plate. Les 7 PCB indicateurs, qui sont désignés substances significatives pour le Rhin, sont principalement des molécules non plates. Seul le PCB 118 est plat et agit de manière similaire aux dioxines. Une législation européenne spécifique s'applique aux PCB de type dioxine. Ainsi, des normes de consommation sont entrées en vigueur à l'échelle communautaire avec prise en compte des PCB de type dioxine (règlement 199/2006 de la Commission).

En cas d'exposition aiguë, les PCB de type dioxine peuvent provoquer chez l'homme des chloracnées et des tâches de pigmentation sur la peau et les ongles. Des tests sur animaux ont démontré que les PCB de type dioxine étaient cancérigènes, mutagènes et tératogènes (impact sur l'embryon). Les PCB non plats ont, entre autres, des effets sur le foie et le cerveau et font apparaître des impacts immunotoxicologiques et oestrogènes ainsi que sur la reproduction et le développement du système nerveux. Les PCB sont transmis à l'embryon par le biais du placenta et du lait maternel. L'homme est tout particulièrement exposé

aux PCB par le biais de l'alimentation (par exemple via graisses d'origine animale, oeufs, lait, beurre, poissons).

Dans le cadre de la détermination de la norme, il est tenu compte des impacts sur la santé humaine par calcul de teneurs de sécurité dans les biotes à l'aide de la DJA (dose journalière admissible) pour l'homme (Lepper, 2005).

Entre-temps, une discussion est engagée entre les experts sur la DJA à appliquer aux PCB qui ne sont pas de type dioxine. Cette discussion a été publiée dans un rapport de l'EFSA de 2005. Il y est mentionné qu'une norme ne peut être déterminée pour les PCB qui ne sont pas de type dioxine à partir des données disponibles. La principale raison en est que la plupart des études ne peuvent exclure la contribution de nombreux PCB toxiques de type dioxine.

L'UE a lancé un processus visant à déterminer des DJA solidement fondées pour les 7 PCB indicateurs (projet ATHON : Assessing the Toxicity and Hazard of Non-dioxin-like PCBs present in Food, www.athon-net.eu). Ce projet s'étend jusqu'à la mi-2010. La détermination d'une norme pour les PCB devra donc être revue une fois que l'on disposera d'informations sur la DJA pour l'homme.

8 Calcul des normes de qualité environnementale

8.1 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes aquatiques

Eaux de surface intérieures

Détermination d'une NQE à partir des données sur la toxicité

On dispose dans la bibliographie d'une quantité limitée de données sur la toxicité pour les 7 PCB indicateurs. D'ordinaire, la toxicité des PCB est testée à l'aide de composés commerciaux. Ces composés comprennent, outre les PCB à structure non plate et aux impacts non spécifiques considérés dans le présent document, les PCB de type dioxine. Ces PCB de type dioxine sont souvent responsables des effets détectés.

Pour le PCB 28 et le PCB 118, on ne trouve dans la bibliographie aucune CSEO, CL 50 ou CE 50 : pour ces 2 PCB, on a donc calculé la toxicité à l'aide d'un QSAR (relation entre la structure quantitative et les activités), cf. ci-dessous. Pour le PCB 52 et le PCB 153, on a trouvé des CSEO pour 3 niveaux trophiques ; pour les autres PCB (52, 101, 138 et 180), les valeurs CSEO trouvées se réfèrent à 2 niveaux trophiques.

Calcul de la toxicité à l'aide du QSAR

Les 7 PCB sélectionnés dans la présente fiche font globalement apparaître un impact non spécifique sur les organismes aquatiques (narcose). Cet impact narcotique est à mettre en relation avec l'hydrophobie d'une substance donnée (exprimée en log Pow). Du fait de l'absence de données de toxicité pour 2 PCB, il est procédé ci-dessous à une estimation de la toxicité des 7 PCB pour 3 niveaux trophiques, à savoir algues, daphnies et poissons, à l'aide de relations QSAR (quantitative structure-activity relationships - Verhaar, 1995). Cette estimation fournit un ordre de grandeur de la toxicité directe des 7 PCB sur les organismes aquatiques. Selon toute attente, la toxicité directe des PCB ne constitue pas le facteur prédominant de détermination d'une NQE, la NQE fondée sur la toxicité directe étant probablement plusieurs fois supérieure à celle obtenue sur la base de l'exposition humaine et du 'secondary poisoning'.

Valeurs QSAR tirées de Verhaar, 1995 :

1. algue : (*Scenedesmus subspicatus*) - $\log CE 50 = -0,86 \log Pow -1,41$
2. daphnie : (*Daphnia magna*) - $\log CSEO = -1,04 \log Pow -1,70$
3. poisson : (*P.promelas/B. rerio*) - $\log CSEO = -0,87 \log Pow -2,35$

Les valeurs ainsi obtenues sont exprimées en mol/l et converties en µg/l dans le tableau ci-dessous

PCB	QSAR 1 ¹	QSAR 2 ¹	QSAR 3 ¹	log Pow	MW ²	valeur la plus basse (en µg/l)	¹ ré-sultat QSAR en mol/l ² MW = poids moléculaire, source : Mack
28	6,56145E-07	3,37287E-08	6,62979E-08	5,62	257,5	0,734	
52	3,5514E-07	1,60546E-08	3,56287E-08	6,26	292	0,179	
101	1,40023E-07	5,20955E-09	1,38963E-08	6,85	326,4	0,0489	
118	1,08243E-07	3,81593E-09	1,07103E-08	7,12	326,4	0,0256	
138	6,59781E-08	2,09701E-09	6,49083E-09	7,45	360,9	0,0128	
153	5,63119E-08	1,73141E-09	5,52968E-09	7,44	360,9	0,0131	
180	2,65338E-08	6,96947E-10	2,58285E-09	8,16	395,3	0,00257	

ay fate handbook

Bien qu'il soit possible de calculer une CSEO ou une CE pour trois niveaux trophiques, on divise la valeur la plus basse par un facteur 10 pour calculer une NQE pour la protection des biocénoses aquatiques. Etant donné que la concentration la plus basse produisant un effet est calculée à l'aide d'un QSAR, on applique un facteur de sécurité supplémentaire de 10. Les valeurs calculées pour la CSEO à l'aide de ce QSAR sont du même ordre de grandeur que les données trouvées dans la bibliographie pour les autres PCB.

Le tableau ci-dessous fait état des valeurs déterminées pour les NQE.

Substance	CSEO la plus basse (µg/l)	Facteur de sécurité	NQE proposée pour les eaux douces de surface
PCB 28	0,73 (QSAR)	100	7 ng/l
PCB 52	0,086	10	9 ng/l
PCB 101	0,10	50	2 ng/l
PCB 118	0,012 (QSAR)	100	0,1 ng/l
PCB 138	0,10	50	2 ng/l
PCB 153	0,10	10	10 ng/l
PCB 180	0,10	50	2 ng/l

Autres eaux de surface

Du fait du nombre insuffisant de données de toxicité spécifiques aux organismes d'eau salée, on a renoncé à déterminer des normes spécifiques dans le milieu aquatique salé pour les 7 PCB examinés. Les NQE pour les autres eaux de surface sont donc calculées selon Lepper. La NQE pour les eaux douces de surface est divisée par un facteur 10 pour calculer une NQE pour la protection

des biocénoses aquatiques dans les autres eaux de surface (eaux de transition et eaux côtières).

Détermination de valeurs NQE-CMA

Il n'a pas été déterminé de NQE-CMA pour les PCB. Les PCB ne sont plus rejetés dans le milieu naturel et leur unique source est diffuse (pollution historique). Il est donc exclu que de brefs pics de pollution surviennent.

8.2 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des organismes benthiques

Cette étape de détermination de normes de qualité environnementale vise à prendre en considération des informations spécifiques sur la toxicité pour les organismes benthiques et à exprimer cette toxicité en concentration dans l'eau. Il n'a pas été identifié d'étude faisant état uniquement de tests sur les impacts des PCB individuels mentionnés sur les organismes benthiques. Il n'est donc pas possible de calculer une concentration dans l'eau à rapporter à la protection des organismes benthiques.

8.3 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la protection des espèces animales piscivores

Compte tenu du 'secondary poisoning', la valeur de détermination de normes est dépassée pour tous les PCB : Cette valeur de détermination est la suivante : "experimental BCF \geq 100, experimental BMF $>$ 1 or log $K_{ow} \geq 3$ " (Lepper, 2005). Pour les 7 PCB analysés ici, on ne dispose que d'un nombre limité de valeurs de toxicité pour les organismes supérieurs. La plupart des études se fondent sur des composés commerciaux de PCB qui regroupent les PCB à structure plate de type dioxine en plus des PCB à structure non plate. Les effets ressentis sont les répercussions de l'exposition au composé et ne peuvent être uniquement imputés à l'exposition aux PCB à structure non plate. Ces études ne peuvent donc pas être utilisées pour déterminer des CSEO pour les PCB à structure non plate.

Le "scientific panel on contaminants in the food chain" a évalué en 2005 les effets de PCB à structure non plate. Il ressort des études évaluées que le vison (vison blanc) semble être l'espèce la plus sensible. Des effets sont constatés sur la reproduction du vison à partir d'une concentration de 0,335 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (somme de 6 PCB) dans des poissons réservés à son alimentation. Cette somme de 6 PCB est la somme des PCB 28, 52, 101, 138, 153 et 180, donc sans le PCB 118. Vu le fait que le PCB 118 ne contribue que pour une faible part à la somme des 7 PCB, la valeur obtenue pour la somme des 6 PCB est jugée identique à la valeur de la somme des 7 PCB.

La valeur choisie est une CMEQ. Il est calculé à partir de cette valeur une CSEO avec un facteur 2 : $CSEO = 335/2 = 167,5$.

Conformément à la détermination des normes pour l'HCB, on applique un facteur de sécurité de 30 pour définir une CPSE_{alimentation} à partir de la CSEO. Cette CPSE est la concentration considérée inoffensive pour l'espèce proie que sont les animaux piscivores, et donc la NQE pour les biotes.

$NQE_{\text{secpois.biote}} = 167,5 / FS(30) = 5,6 \mu\text{g}/\text{kg biote}$

La concentration dans l'eau à rapporter à la concentration dans la nourriture d'oiseaux piscivores ou de mammifères est déterminée à l'aide de la formule Lepper (2005) :

$$NQE_{\text{secpois.water}} = NQE_{\text{secpois.biota}} / [\text{FBC} * \text{FBAm1}]$$

Pour l'eau salée, une étape spéciale de bio-amplification est ajoutée, ce qui donne la formule suivante :

$$NQE_{\text{secpois.water}} = NQE_{\text{secpois.biota}} / [\text{FBC} * \text{FBAm1} * \text{FBAm2}]$$

$NQE_{\text{secpois.biota}}$ représentant ici la teneur considérée inoffensive pour l'espèce proie dans la chaîne alimentaire concernée.

La conversion en eau s'appuie ici sur les valeurs FBC et FBAm. Ces valeurs sont faciles à trouver dans la bibliographie pour les 7 PCB qui sont examinés dans le cadre de la détermination de NQE pour le Rhin (voir annexe 2).

Pourtant, il est difficile de déterminer la concentration dans l'eau. La teneur en PCB dans la proie est uniquement connue sous forme de somme de 6 PCB. Les PCB ne peuvent pas être considérés comme groupe ou somme car leurs propriétés varient trop fortement ; la différence entre le FBC le plus bas et le plus élevé est d'un ordre de grandeur de 2. En outre, la contribution respective des 7 PCB n'est pas constante dans leur somme.

La norme de protection déterminée pour les PCB à la fois pour l'absorption humaine par consommation de poissons et pour le 'secondary poisoning' dans les chaînes alimentaires aquatiques est donc exprimée uniquement sous forme de teneur dans les biotes.

Dans le cadre de cette détermination, la somme de 6 PCB (il s'agit de la somme des 7 PCB sans la contribution du PCB 118) est considérée comme équivalente à celle des 7 PCB. Le PCB 118 représente env. 10% de la somme des 7 PCB ; la différence est donc marginale et il n'en est pas tenu compte dans la détermination.

Les arguments mentionnés ci-dessus débouchent sur la norme suivante pour les eaux douces de surface :

$$NQE_{\text{secpois.biota}} = 5,6 \mu\text{g/kg (somme de 7 PCB)}$$

Il convient également de tenir compte du FBAm2 dans la conversion d'une $NQE_{\text{secpois.biota}}$ dans l'eau pour les autres eaux de surface. Cette valeur sert à protéger les mammifères ou les oiseaux piscivores. Il en résulte donc une valeur inférieure à celle découlant des calculs susmentionnés pour les eaux douces de surface.

8.4 Calcul de la norme de qualité environnementale pour la consommation des poissons

On se fonde sur la méthode de calcul selon Lepper (2005) pour calculer la NQE pour la consommation de poissons. On considère que l'absorption de substances

par le biais de la consommation de poissons ne doit pas dépasser 10% de la DJA/DJT/DMSENO-oral pour l'homme.

Les hypothèses utilisées dans le cadre de ce calcul sont les suivantes : poids = 70 kg, consommation de poissons de 115 g/jour. Formule à appliquer :
 $NQE_{hh,food} = 0,1 * DJA (\mu g/kg \text{ poids}) * 70 \text{ kg (poids corporel humain)} / 0,115 \text{ kg consommation de poisson} = \mu g/kg \text{ nourriture de poisson ;}$

Cette valeur peut être convertie en teneur dans l'eau :

$$NQE_{hh,food,water} (\mu g/l) = NQE_{hh,food} / FBC_{poisson} * FBAm_1$$

Comme on ne dispose pas pour l'instant de valeur reconnue pour la DJA des PCB qui ne sont pas de type dioxine (EFSA, 2005, voir également 7.4), il est impossible de calculer une norme de qualité environnementale pour la consommation de poisson.

8.5 Norme de qualité environnementale pour la protection de l'eau potable et de sa production

Les normes pour les PCB dans l'eau potable étaient fixées dans la directive 80/778. Cette directive a été abrogée entre-temps. Les normes considérées dans cette directive sont de 0,1 $\mu g/l$ pour les PCB pris individuellement et de 0,5 $\mu g/l$ pour le total des PCB. Ces normes ayant été supprimées, l'exposition à l'eau potable est calculée ci-dessous à partir de la DJA (la TL_{hh} est égale à la DJA).

La méthode de calcul décrite dans Lepper (2005) est la suivante :

$$QS_{dw} = 0,1 * TL_{hh} * BW (70 \text{ kg}) / uptake_{dw} (2 \text{ l/day})$$

Ici aussi, on part des valeurs suivantes : 10% au plus de la DJA peuvent être absorbés par le biais de l'eau potable, le poids moyen d'un individu est de 70 kg et la quantité d'eau consommée en moyenne est de 2 l/jour.

Comme on ne dispose pas pour l'instant de valeur reconnue pour la DJA des PCB qui ne sont pas de type dioxine (EFSA, 2005, voir également 7.4), il est impossible de calculer une norme de qualité environnementale pour la consommation de poisson.

8.6 Norme de qualité environnementale globale pour les biens à protéger

Pour les sept PCB indicateurs, le bien à protéger déterminant pour les eaux douces de surface tout comme pour les eaux côtières et les eaux de transition est le 'secondary poisoning'. Il ne peut encore être fixé de valeur à partir de la consommation humaine de poisson car il est impossible de déterminer pour l'instant de DJA fiable pour les PCB qui ne sont pas de type dioxine.

En raison du manque de données de base suffisantes pour déterminer une norme fiable pour les PCB indicateurs, il est fait référence à la réglementation communautaire en vigueur.

Les teneurs dans les biotes sont exprimées sous forme de somme des PCB de type dioxine et des dioxines. Les valeurs utilisées sont donc celles fixées dans la réglementation communautaire de 2006.

Etant donné les variations importantes constatées autant dans le mélange dans les biotes que dans les propriétés des 7 PCB, il est difficile de convertir ces teneurs en teneurs correspondantes dans la phase aqueuse.

Les NQE proposées pour les biotes ne tiennent pas compte des effets du 'secondary poisoning', ces dernières étant éventuellement plus strictes que les valeurs sur les effets directs.

On recommande d'adapter les NQE fixées pour le Rhin à la réglementation communautaire quand celle-ci soumettra de nouvelles normes soit pour les PCB indicateurs soit pour les PCB de type dioxine.

9 Bibliographie

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2000
Toxicological Profile for polychlorinated biphenyls (PCB's). Atlanta, GA: U.S.
Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Borgmann, U., Norwood, W.P., Ralph, K.M., 1990
*Chronic Toxicity and bioaccumulation of 2,5,2',5'- and 3,4,3',4'-
tetrachlorobiphenyl and Aroclor® 1242 in the amphipod Huallella azteca.*
Archives of Environmental Contamination and Toxicology 19:558-564

COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006).

Dillon, T.M., Benson, W.H., Stackhouse, R.A., Crider, A.M, 1990
*Effects of selected PCB congeners on survival, growth, and reproduction in
Daphnia Magna.*
Environmental Toxicology and Chemistry 9:1317-1326

Dillon, T.M., Burton, W.D.S., 1991
Acute toxicity of PCB congeners to Daphnia magna and Pimephales promelas.
Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 46:208-215

EFSA, 2005.

*Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request
from the commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated
biphenyls (PCB) in feed and food.*
The EFSA Journal (2005) 284, 1-137

Hansen, B.G., Paya-Perez, A.B., Rahman, M, Larsen, B.R. 1999
*QSARs for Kow and Koc of PCB congeners: a critical examination of data,
assumptions and statistical approaches.*
Chemosphere 39:2209-2228

ten Hulscher, Th.E.M., van den Heuvel, H., van Noort, P.C.M., Govers, H.A.J.,
2006
Henry's Law Constants for Eleven Polychlorinated Biphenyls at 20 °C.
Journal of Chemical and Engineering Data 51:347-351

James, D.E., Manley, S.L. Carter, M.C., 1987
*Effects of PCB's and hydrazine on life processes in microscopic stages of selected
brown seaweeds.*
Hydrobiologia 151/152:411-415

Lee, D.-Y., and Rhee, G.-Y., 2001
*The effect of 2,5,2',5'-tetrachlorobiphenyl on growth and death of the
cyanobacterium Anabaena flos-aquae.* *Environmental Toxicology and Chemistry*
20:2189-2192

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)* Fraunhofer-Institute Molecular Biology and
Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 september 2005

Li, N, Wania, F., Lei, Y.D., Daly, G.L., 2002

A comprehensive and critical compilation, evaluation and selection of physical chemical property data for selected polychlorinated biphenyls.

Journal of Physical and Chemical Reference Data 32:1545-1590

Lijzen, J.P.A., et al., 2001

Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater.

RIVM report 711701 023

Mackay, D, Shiu, W.-Y., Ma, K.-C., 2000

Physical chemical properties and environmental fate handbook.

Chapman and Hall/CRCnetBASE, Compact Disc

Stortelder, P.B.M., van der Gaag, M.A., van der Kooij, L.A.

„Kansen voor Waterorganismen“. Een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstelling voor water en waterbodem. Deel 2. Gegevens.

DBW/RIZA nota nr. 89.016b

Suedel, B.C., Dillon, T.M., Benson, W.H., 1997

*Subchronic effects of five di-ortho PCB congeners on survival, growth and reproduction in the fathead minnow *Pimephales promelas*.*

Environmental Toxicology and Chemistry 16:1526-1532

van Wezel, A.P., Traas, T, Polder, M., Posthumus, R., van Vlaardingen, P.

Crommentuijn, T., van de Plassche, E.J., 1999

Maximum permissible concentrations for polychlorinated biphenyls.

RIVM report no. 601501 006

Annexe 1 : Résultats de tests sur les organismes aquatiques

Tableau 1a : Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

PCB 28 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 28					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CSEO	> 1,5	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephalis promelas</i>	mortalité	96 h	CSEO	> 1,5	Dillon 1991
Autres organismes					

PCB 52 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

On ne dispose pas de données aiguës de toxicité pour le PCB 52

PCB 101 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 101					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CSEO	> 1,2	Dillon&Burton 1991
Poissons					
<i>Pimephalis promelas</i>	mortalité	96 h	CSEO	> 1,2	Dillon 1991
Autres organismes					

PCB 118 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

On ne dispose pas de données aiguës de toxicité pour le PCB 118

PCB 138 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 138					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CSEO	> 1,5	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephalis promelas</i>	mortalité	96 h	CSEO	> 1,5	Dillon 1991
Autres organismes					

PCB 153 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 153					
Bactéries					
Algues					
<i>Macrocostis pyrifera</i>	croissance	9 d		1,6	James, 1987, eau salée
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	48 h	CSEO	> 1,3	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	96 h	CSEO	> 1,3	Dillon&Burton 1991
Autres organismes					

PCB 180 : toxicité aiguë - Eaux de surface intérieures :

On ne dispose pas de données aiguës de toxicité pour le PCB 52

Tableau 1b: Tableau synoptique des effets aigus sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface

On ne dispose de données de toxicité aiguë sur les organismes d'eau salée pour aucun des PCB.

Tableau 2a:

Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les eaux de surface intérieures

(Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras**)

PCB 28 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

On ne dispose pas de données chroniques de toxicité pour le PCB 28

PCB 52 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 52					
Bactéries					
<i>Anaebaena flos-aquae</i>	mortalité	17 d		0,086	Lee&Rhee, 2001
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21 d	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	croissance	21 d	CSEO	> 0,1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Hyalella azteca</i>	croissance	6-10 w	CSEO	6,5	Borgmann, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	reproduction	6-10 w	CSEO	6,5	Borgmann, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	mortalité	6-10 w	CSEO	6,5	Borgmann, 1990
Poissons					
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproduction	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	croissance	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
Autres organismes					

PCB 101 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 101					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	croissance	21 h	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21 h	CSEO	0,1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 h	CSEO	0,1	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	13 w		> 25	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproduction	13 w		> 25	
<i>Pimephales promelas</i>	croissance	13 w		2,5	
Autres organismes					

PCB 118 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 118					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
Poissons					
<i>Daphnia magna</i>	croissance	21 d	CSEO	> 0,1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21 d	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	> 1	Dillon 1990
Autres organismes					

PCB 138 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 138					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21 d	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	0,1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	croissance	21 d	CSEO	> 0,1	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	13 w	CSEO	> dissolubilité	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	croissance	13 w	CE11	2,5	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproduction	13 ws	CSEO	> dissolubilité	Suedel, 1997
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité		CSEO	> dissolubilité	Kim, 1999
Autres organismes					

PCB 153 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 153					
Bactéries					
Algues					
<i>Macrocystis pyrifera</i>	croissance	9 d		1,6	James, 1987
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21d	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	croissance	21 d	CSEO	> 0,1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	0,1	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	13 w	CSEO	> dissolubilité	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproduction	13 w	CSEO	> dissolubilité	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	croissance	13 w	CSEO	2,5	Suedel, 1997
<i>Oryzias latipes</i>	mortalité		CSEO	> dissolubilité	Kim, 1999
Autres organismes					

PCB 180 : toxicité chronique - Eaux de surface intérieures

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 180					
Bactéries					
Algues					
Plantes aquatiques					
Crustacés					
<i>Daphnia magna</i>	croissance	21 d	CSEO	> 0,1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	mortalité	21 d	CSEO	> 1	Dillon 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	CSEO	0,1	Dillon 1990
Poissons					
<i>Pimephales promelas</i>	mortalité	13 w	CSEO	> dissolubilité	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproduction	13 w	CSEO	> dissolubilité	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	croissance	13 w	CSEO	2,5	Suedel, 1997
Autres organismes					

Tableau 2b: Tableau synoptique des effets chroniques sur les organismes aquatiques dans les autres eaux de surface (Les valeurs pertinentes pour la détermination sont indiquées en caractères **gras.**)

On ne dispose de valeurs sur les organismes d'eau salée que pour le PCB 153 :

PCB 153 : toxicité chronique – Autres eaux de surface

Espèce	Critère de vérification	Durée	Valeur	Concentration [µg/l]	Bibliographie
PCB 153					
Bactéries					
Algues					
<i>Macrocystis pyrifera</i>	croissance		CMEO	1	James et al., 1987
<i>Macrocystis pyrifera</i>	croissance		CMEO	2	James et al., 1987
Plantes aquatiques					
Crustacés					
Poissons					
Autres organismes					

Annexe 2: Aperçu général des FBC, FBA et FBAm pour les organismes aquatiques

Les tableaux 3a et 3b présentés ci-dessous donnent un aperçu général de toutes les valeurs de FBC, FBA et FBAm tirées des sources bibliographiques pour les 7 PCB indicateurs.

Les valeurs utilisées pour déterminer la norme sont signalées en gras , le calcul de la valeur moyenne figure en bas de tableau.

Les sources bibliographiques ont été évaluées et il leur a été attribué un critère de qualité indiqué dans la première colonne du tableau sous le titre 'Qual'.

La signification de ce jugement de qualité est la suivante (en anglais) :

1. *"Valid without restriction. The test is carried out according to internationally recognised protocols (or equivalent protocols) and all or most of the important experimental details are available.*
2. *Use with care. The test is carried out according to internationally recognised protocols (or equivalent protocols) but some important experimental details are missing, or the method used, or endpoint studied, in the test means that interpretation of the results is not straight forward.*
3. *Not valid. There is a clear deficiency in the test that means that the results cannot be considered as valid.*
4. *Not assignable. Insufficient detail is available on the method used to allow a decision to be made on the validity of the study."*

Les valeurs sélectionnées pour calculer un FBC, FBA ou FBAm moyen doivent avoir le niveau de qualité 1 ou 2. En outre, les valeurs du FBC ou du FBA doivent être exprimées en ou converties en poids humide (L/kg ww).

Ne sont utilisées par ailleurs pour la sélection des FBAm que les valeurs obtenues à partir d'organismes entiers. Les études mesurant la bio-amplification dans des parties d'organismes (comme le sang par exemple) ne sont pas prises en considération.

Tableau 3a.1-7:

Aperçu général des FBC et des FBA pour les organismes aquatiques dans les eaux de surface (en anglais) avec tableau spécifique pour chaque PCB.

(Les valeurs significatives pour la détermination sont indiquées en **gras** ; la norme est déterminée à partir de la moyenne des valeurs en gras pour le calcul du FBC et du FBA.

BCF and BAF data of PCB-28

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
#2-3?	Chamaeleosoma	Bivalve mollusk	BAF	3.4	l/kg*dw	1

log FBA moyen = 3,4

log FBC moyen = inconnu

Reference List

1. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. Chemosphere 1998; 36:1247-1261.

BCF and BAF data of PCB-52

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.0	L/kg lw	1
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	6.1	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	3.59	dw	2
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.0	L/kg lw	1
3	<i>Dreissena Polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	4.7	ww	3
2	<i>Mytilus edulis</i>	Blue mussel	BAF	5.5	L/kg drw	4
2	<i>Mytilus edulis L.</i>	Blue mussel	BAF	4.4	L/kg ww	5
3	<i>Oryzias latipes</i>	Japanese Medaka	BCF	11.9	ww	6
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.0	L/kg lw	1
2	<i>Pimephales promelas</i>	Fathead Minnow	BCF	4.5	L/kg ww	7
1	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	BCF	4.8	L/kg ww	8
2	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	BCF	4.6	L/kg probably ww	9
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	4.3	L/kg ww	10
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	5.3	L/kg ww	10
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BAF	6.3	L/kg ww	10
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	6.8	L/kg lw	1
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	4.8	L/kg lw	11
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	6.7	L/kg lw	11
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	6.6	L/kg lw	11

Log FBA moyen = (4,7 ; 4,4 ; 6,3) = 5,3

Log FBC moyen = (4,8 ; 4,5 ; 4,6 ; 4,3 ; 4,8) = 4,6

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
3. Morrison HA, Gobas-Frank A-PC, Lazar R, Haffner G. Development and Verification of a Bioaccumulation Model for Organic Contaminants in Benthic Invertebrates. *Environ Sci Technol* 1996; 30:3377-3384.
4. Gilek M, Bjoerk M, Broman D, Kautsky N, Naef- Carina. Enhanced accumulation of PCB congeners by Baltic Sea blue mussels, *Mytilus edulis*, with increased algae enrichment. *Environ Toxicol Chem* 1996; 15:1597-1605.
5. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
6. Feldhaus, J. M., Ace, L. N., and McFarland, V. A. Modeling the distribution of PCB-52 among fish, sediment and water in simultaneous and separate exposure systems. *Pharmaceutical Research* 12(9 SUPPL.), S367. 1995.
Ref Type: Abstract

7. Sijm-Dick T-HM, van-der LA. Size-Dependent Bioconcentration Kinetics of Hydrophobic Organic Chemicals in Fish Based on Diffusive Mass Transfer and Allometric Relationships. *Environ Sci Technol* 1995; 29:2769-2777.
8. Gobas-Frank A-PC, Clark KE, Shiu WY, Mackay- Donald. Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: role of bioavailability and elimination into the feces. *Environ Toxicol Chem* 1989; 8:231-245.
9. Opperhuizen A, Schrap-S-Marca. Relationships between aqueous oxygen concentration and uptake and elimination rates during bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish. *Environ Toxicol Chem* 1987;-42.
10. Oliver BG, Niimi AJ. Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow-Trout - Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ Sci Technol* 1985; 19:842-849.
11. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-101

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.5	L/kg lw	1
2	<i>Brachydanio rerio</i>	Zebrafish	BCF	7.0	L/kg lw	2
1	Brachydanio rerio	Zebrafish	BCF	5.5	L/kg ww	2
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	6.7	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	3.96	L/kg dw	3
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.3	L/kg lw	1
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	6.9	lw	4
2	Mytilus edulis L.	Blue mussel	BAF	4.8	l L/kg ww	5
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.5	L/kg lw	1
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	4.1	L/kg ww	6
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	>5.4	L/kg ww	6
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BAF	6.9	L/kg ww	6
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.1	L/kg lw	1
2	Solea solea	Sole	BCF	5.2	L/kg ww	7
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.0	L/kg lw	7
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.0	L/kg lw	7

Log FBA moyen = 4,8

Log FBC moyen = (5,2; 5,5) = 5,4

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Fox K, Zauke GP, Butte W. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf* 1994; 28:99-109.
3. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
4. Endicott D, Kreis RGJ, Mackelburg L, Kandt-Dean. Modeling PCB bioaccumulation by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *J Great Lakes Res* 1998; 24:411-426.
5. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
6. Oliver BG, Niimi AJ. Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow-Trout - Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ Sci Technol* 1985; 19:842-849.
7. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-118

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.3	L/kg lw	1
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	6.3	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	4.0	L/kg drw	2
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	6.9	L/kg lw	1
2	<i>Mytilus edulis L.</i>	Blue mussel	BAF	5.1	L/kg ww	3
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.3	L/kg lw	1
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.1	L/kg lw	1
2/3	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	5.4	L/kg ww	4
2/3	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.3	L/kg lw	4
2/3	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.2	L/kg lw	4
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	6.9	L/kg lw	5

log FBA moyen = 5,1

log FBC moyen = 5,4

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
3. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
4. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.
5. Endicott D, Kreis RGJ, Mackelburg L, Kandt-Dean. Modeling PCB bioaccumulation by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *J Great Lakes Res* 1998; 24:411-426.

BCF and BAF data of PCB-138

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.7	L/kg lw	1
2	<i>Brachydanio rerio</i>	Zebrafish	BCF	7.4	L/kg lw	2
2	Brachydanio rerio	Zebrafish	BCF	5.9	L/kg ww	2
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	7.1	L/kg lw	1
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.6	L/kg lw	1
2	Mytilus edulis L.	Blue mussel	BAF	5.3	L/kg ww	3
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.7	L/kg lw	1
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.4	L/kg lw	1
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	5,6	L/kg lw	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.5	L/kg lw	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.5	L/kg lw	4

Log FBA moyen = 5,3

Log FBC moyen = (5,9; 5,6) = 5,8

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Fox K, Zauke GP, Butte W. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf* 1994; 28:99-109.
3. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
4. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-153

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.7	L/kg lipid w	1
2	<i>Brachydanio rerio</i>	Zebrafish	BCF	7.2	L/kg lw	2
1/2	Brachydanio rerio	Zebrafish	BCF	5.7	L/kg ww	2
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	7.1	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	5.09	L/kg dw	3
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.6	L/kg lw	1
2	<i>Cyprinodon Variegatus</i>	Sheepshead minnows	BAF	5.0	n.r	4
2	<i>Cyprinodon Variegatus</i>	Sheepshead minnows	BAF	5.3	n.r	4
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	5.2	L/kg ww	5
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	5.7	ww	6
3	<i>Mysis relicta</i>	Mysis	BCF	5.6	L/kg ww	7
1	<i>Mytilus edulis L.</i>	Blue mussel	BAF	5.9	L/kg dw	8
2	Mytilus edulis L.	Blue mussel	BAF	5.5	L/kg ww	9
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.8	L/kg lw	1
1/2	Poecilia reticulata	Guppy	BCF	5.7	L/kg (prob ww)	10
3	<i>Pontoporeia hoyi</i>	Amphipod	BCF	5.0	L/kg ww	7
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.4	L/kg lw	1
4	<i>Selenastrum capricornutum</i> Printz	Algae	BCF	4.4-4.6	not stated, probably wet weight	11
2	Solea solea	Sole	BCF	5.5	L/kg ww	12
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.4	L/kg lw	12
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.3	L/kg lw	12
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	7.0	mL/g lw	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	4.8	mL/g ww	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	6.9	mL/g lw	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	5.4	mL/g ww	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	7.0	mL/g lw	5

Log FBA moyen = 5,5

Log FBC moyen = (5,7; 5,7; 5,5) = 5,6

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Fox K, Zauke GP, Butte W. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf* 1994; 28:99-109.
3. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.

4. Lores EM, Patrick JM, Summers JK. Humic acid effects on uptake of hexachlorobenzene and hexachlorobiphenyl by sheepshead minnows in static sediment/ water systems. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:541-550.
5. Bruner KA, Fisher SW, Landrum PF. The role of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in contaminant cycling: I. The effect of body size and lipid content on the bioconcentration of PCBs and PAHs. *J Great Lakes Res* 1994; 20:725-734.
6. Gossiaux DC, Landrum PF, Fisher SW. Effect of temperature on accumulation kinetics of PAHs and PCBs in the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *J Great Lakes Res* 1996; 22:379-388.
7. Evans MS, Landrum PF. Toxicokinetics of DDE, benzo[a]pyrene, and 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl in *Pontoporeia hoyi* and *Mysis relicta*. *J Great Lakes Res* 1989; 15:589-600.
8. Bjork M, Gilek M. Bioaccumulation kinetics of PCB 31, 49 and 153 in the blue mussel, *Mytilus edulis* L. as a function of algal food concentration. *Aquatic Toxicology* 1997; 38:101-123.
9. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
10. Opperhuizen A, Schrap-S-Marca. Relationships between aqueous oxygen concentration and uptake and elimination rates during bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish. *Environ Toxicol Chem* 1987;-42.
11. Richer G, Peters RH. Determinants of the short-term dynamics of PCB uptake by plankton. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:207-218.
12. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-180

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.8	L/kg lw	1
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	7.2	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	4.45	Dw	2
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.6	L/kg lw	1
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	6.8	lw	3
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.7	L/kg lw	1
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.5	L/kg lw	1
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	5.8	L/kg ww	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.6	L/kg lw	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.6	L/kg lw	4

Log FBA moyen = inconnu

Log FBC moyen = 5,8

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
3. Endicott D, Kreis RGJ, Mackelburg L, Kandt-Dean. Modeling PCB bioaccumulation by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *J Great Lakes Res* 1998; 24:411-426.
4. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

Tableau 3b : Aperçu général des FBAm pour les organismes aquatiques dans les eaux de surface (en anglais) avec tableau spécifique pour chaque PCB

(les données significatives pour la détermination sont en **caractères gras**)

BMF data of PCB-28

Qual.	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	Ref
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	14	[1]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	5.5	[1]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	3.8	[2]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	2.9	[2]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	3.5	[2]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	6.6	[2]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<860	[3]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<1270	[3]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<470	[3]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<2923	[3]
2	total diet	Otter		Lutra lutra	0.04	[4]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	2.1	[5]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.1	[6]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	1.8	[6]

Valeur moyenne du FBA_m 1 ww = 2,1

Valeur moyenne du FBA_m 2 ww = non disponible

Reference List

- [1] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [2] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [3] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 667.
- [4] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [5] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [6] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisky, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.

BMF data of PCB-52

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Guppy	artificial food	Poecilia reticulata	PCB spiked tetramin		0.80	[1]
1	Guppy	artificial food	Poecilia reticulata	PCB spiked tetramin		1.37	[1]
1	Guppy	artificial food	Poecilia reticulata	PCB spiked tetramin		1.19	[1]
2	Sculpin	Baikal seal	Comephorus dybowskii	Phoca siberica	2.4	31	[2]
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	0.3		[3]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	2.2-6.7	27.4-52.6	[4]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	0.3-0.9	5.6-10.8	[4]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	0.2		[3]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	1.8		[5]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	3.7		[5]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	1.4		[5]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	6.2		[5]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	4-325		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	3.1-256		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	2.3-190		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	7.1-577		[6]
2	total diet	otter		Lutra lutra	0.02		[7]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	0.4		[8]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.9		[9]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	1.5		[9]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	4.6	11	[10]

Valeur moyenne du FBA_m1 ww = 11

Valeur moyenne du FBA_m2 ww = (31; 27,4; 52,6; 5,6; 10,8) = 25,5

Reference List

- [1] T.-H.M.Sijm-Dick, W.Seinen, A.Opperhuizen, Environ Sci Technol 26 (1992) 2162.
- [2] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, Environ Sci Technol 28 (1994) 31.
- [3] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [4] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [5] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [6] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [7] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [8] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [9] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisky, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [10] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

BMF data of PCB 101

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Sculpin	Baikal seal	Comephorus dybowskii	Phoca siberica	12.2	159	[1]
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	0.4		[2]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	5.2-13.6	65.5-107.5	[3]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	0.5-1.4	10.0-16.4	[3]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	0.5		[2]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	1.3		[4]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	5.2		[4]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	2.5		[4]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	9.3		[4]
1	Alewife	Herring gull	Alosa Pseudoharengus	Larus argentatus		17	[5]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	5.8-640		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	28-608		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	17-380		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	149-2270		[6]
2	total diet	otter		Lutra lutra	0.07		[7]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	2.2		[8]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2		[9]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	0.3		[2]

Valeur moyenne du FBA_m1 ww = non disponible

Valeur moyenne du FBA_m2 ww = (159; 65,5; 107,5; 10,0; 16,4; 17) = 62,6

Reference List

- [1] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, *Environ Sci Technol* 28 (1994) 31.
- [2] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, *Chemosphere* 34 (1997) -1388.
- [3] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, *Environ Toxicol Chem* 18 (1999) 1511.
- [4] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, *Sci Total Environ* , 217 (1998) 143.
- [5] B.M.Braune, R.J.Norstrom, *Environ Toxicol Chem* 8 (1989) 957.
- [6] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, *Environ Toxicol Chem* 19 (2000) 654.
- [7] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, *Environ Toxicol Chem* 16 (1997) 1807.
- [8] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, *Sci Total Environ* 155 (1994) 187.
- [9] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, *Environ Toxicol Chem* 17 (1998) 951.

BMF data of PCB 118

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	3.8	21.7	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	15.7	93.3	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	4.3	24.7	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	5.5	32.0	[1]
2	Ayu, Bleugill and Hass (unknown composition of different species in the fish diet)	Cormorant liver	<i>Plecoglossus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrarchus</i> ; <i>Cyprinidae</i> sp.	<i>Phalacrocorax carbo</i>		25	[2]
2	Brown trout	Cormorants	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	2.7		[3]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	5.8-10.7	73.3-84.6	[4]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	0.6-1.1	10.7-12.3	[4]
2	Brown trout	Grey heron	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Ardea cinerea</i>	5.4		[3]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	1.6		[5]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	7.3		[5]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	4.3		[5]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	22.9		[5]
1	Alewife	Herring gull	<i>Alosa pseudoharengus</i>	<i>Larus argentatus</i>		80	[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	7-11.2		[7]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	42644.0		[7]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	3.0-4.3		[7]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	29-44		[7]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	1.1		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	14.2		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	75.6		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	12.9		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	3.7		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.7		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	35.4		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	188.1		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	32.0		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	9.1		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	0.9		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	11.8		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	62.4		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	10.6		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	3.0		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.5		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	32.4		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	171.8		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	29.2		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	8.3		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.3		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	17.5		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	93.0		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	15.8		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	4.5		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.6		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	33.7		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	178.9		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	30.4		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	8.7		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	2.6		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	34.4		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	182.8		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	31.1		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	8.9		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	1.3		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	16.6		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	87.9		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	15.0		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	4.3		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	2.0		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	26.7		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	141.6		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	24.1		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	6.9		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	1.6		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	21.2		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	112.5		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	19.1		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	5.5		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	3.2		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	41.8		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	222.1		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	37.8		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	10.8		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	4.3		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	56.4		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	299.6		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	51.0		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	14.5		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	2.0		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	26.5		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	140.8		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	23.9		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	6.8		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	1.3		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	17.6		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	93.7		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	15.9		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	4.5		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	7.4		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	97.1		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	515.4		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	87.6		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	25.0		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	5.1		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	66.5		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	353.0		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	60.0		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	17.1		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.5		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	58.5		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	310.5		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	52.8		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	15.1		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	5.7		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	74.7		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	396.4		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	67.4		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	19.2		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.4		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	57.8		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	306.8		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	52.2		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	14.9		[8]
2	total diet	otter		Lutra lutra	15		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	1.3		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	17.1		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	90.7		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	15.4		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	4.4		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	1.0		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	13.3		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	70.4		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	12.0		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	3.4		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	2.7		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	35.9		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	190.9		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	32.5		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	9.3		[8]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	6		[9]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.2		[9]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	5	12	[10]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	2.4		[3]

Valeur moyenne du FBA_{m1} ww = 12

Valeur moyenne du FBA_{m2} ww = (21,7; 93,3; 24,7; 32,0; 73,3; 84,6; 10,7; 12,3; 80) = 48

Reference List

- [1] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [2] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [3] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [4] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [5] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [6] B.M.Braune, R.J.Norstrom, Environ Toxicol Chem 8 (1989) 957.
- [7] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [8] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [9] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [10] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

BMF data of PCB 138

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Sculpin	Baikal seal	<i>Comephorus dybowskii</i>	<i>Phoca sibirica</i>	13.7	179	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	3.5	20.3	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	20.0	118.8	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	3.5	20.3	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	7.5	43.8	[2]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.53	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.627907	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.162791	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.837209	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.065116	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.232558	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.030233	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.109302	[3]
2	Ayu, Bleugill and Hass (unknown composition of different species in the fish diet)	Cormorant liver	<i>Plecogluosus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrarchirus</i> ; <i>Cyprinidae</i> sp.	<i>Phalacrocorax carbo</i>		30	[4]
2	Brown trout	Cormorants	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	3.7		[5]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	5.4-10.5	68.2-83.3	[6]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	0.7-1.4	12.7-15.6	[6]
2	Brown trout	Grey heron	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Ardea cinerea</i>	4.6		[5]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	2.8		[7]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	8.8		[7]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	2.3		[7]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	18.3		[7]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Alewife	Herring gull	Alosa Pseudoharengus	Larus argentatus		112	[8]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	15-99		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	17-63		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	3.0-9.8		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	77-282		[9]
2	total diet	otter		Lutra lutra	26		[10]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	1.6		[11]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	7.1		[12]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.4		[12]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	6.1	14	[13]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	2.3		[5]

Valeur moyenne du $FBA_{m1} ww = 14$

Valeur moyenne du $FBA_{m2} ww = (179; 20,3; 118,8; 20,3; 43,8; 68,2; 83,3; 12,7; 15,6; 112) = 62,4$

Reference List

- [1] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, Environ Sci Technol 28 (1994) 31.
- [2] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [3] L.Marsili, C.Gaggi, A.Bortolotto, L.Stanzani, A.Franchi, A.Renzoni, E.Bacci, Chemosphere 31 (1995) 3919.
- [4] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [5] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [6] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [7] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [8] B.M.Braune, R.J.Norstrom, Environ Toxicol Chem 8 (1989) 957.
- [9] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [10] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [11] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [12] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [13] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

Table BMF data of PCB 153

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	5.1	29.1	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	33.2	197.1	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	5.0	29.1	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	12.2	70.6	[1]
2	Ragworm	Black-headed gull	<i>Nereis diversicolor</i>	<i>Larus ridibundus</i>	3.3		[2]
2	Herring/mackerel	Bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.35	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.596154	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.192308	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.788462	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.080769	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.288462	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.036538	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.1	[3]
2	Clupeids	Common tern	e.g. <i>Clupea harengus</i>	<i>Sterna hirundo</i>	6.3		[2]
2	Ayu, Bleugill and Hass (unknown composition of different species in the fish diet)	Cormorant liver	<i>Plecogluosus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrochirus</i> ; <i>Cyprinidae</i> sp.	<i>Phalacrocorax carbo</i>		45	[4]
2	Brown trout	Cormorants	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	4.7		[5]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	4.8-9.3	61.1-73.3	[6]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	0.8-1.5	13.9-16.7	[6]
2	Brown trout	Grey heron	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Ardea cinerea</i>	5.0		[5]
2	Plaice	Harbour seal	<i>Pleuronectes platessa</i>	<i>Phoca vitulina</i>	3.1-4.4		[7]
2	Plaice	Harbour seal	<i>Pleuronectes platessa</i>	<i>Phoca vitulina</i>	3.3-4.6		[7]
2	<i>Scomber scombrus</i>	Harbour seal	<i>Pleuronectes platessa</i>	<i>Phoca vitulina</i>	350		[7]
2	<i>Scomber scombrus</i>	Harbour seal	<i>Pleuronectes platessa</i>	<i>Phoca vitulina</i>	150		[7]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	2.0		[8]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	8.1		[8]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	3.3		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	18.3		[8]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	4-405		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	nd-4		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	nd-1		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	nd-24		[9]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.0		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.8		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	42.5		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.2		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	5.4		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.3		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	31.5		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	97.1		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	30.0		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	12.2		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.1		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	15.1		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	46.5		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	14.4		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	5.9		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.0		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.7		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	42.1		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.0		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	5.3		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.2		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	30.0		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	92.4		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	28.6		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	11.6		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.3		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	31.3		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	96.3		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	29.8		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	12.1		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	2.4		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	32.7		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	100.8		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	31.2		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	12.7		[10]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	1.3		[10]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	17.0		[10]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	52.5		[10]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	16.2		[10]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	6.6		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	2.6		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	35.4		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	109.0		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	33.7		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	13.7		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	2.0		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	26.5		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	81.5		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	25.2		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	10.3		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	4.5		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	61.3		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	188.6		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	58.4		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	23.8		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	2.8		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	38.2		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	117.8		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	36.4		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	14.8		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	1.2		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	16.0		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	49.3		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	15.3		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	6.2		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	1.3		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	18.0		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	55.5		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	17.2		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	7.0		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	7.1		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	95.2		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	293.3		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	90.7		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	37.0		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.2		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	57.0		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	175.5		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	54.3		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	22.1		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.4		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	59.1		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	181.8		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	56.3		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	22.9		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.8		[10]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	64.2		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	197.7		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	61.1		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	24.9		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.3		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	57.7		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	177.6		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	54.9		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	22.4		[10]
2	total diet	otter		Lutra lutra	15		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	1.2		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	16.3		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	50.3		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	15.6		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	6.3		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	0.9		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	12.0		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	37.0		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	11.4		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	4.7		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	2.4		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	32.2		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	99.0		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	30.6		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	12.5		[10]
2	Cockle	Oystercatcher	Cerastoderma edule	Haematopus ostralegus	18.8		[2]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	2.2		[11]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			1.6	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			2.0	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			2.8	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			4.3	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			1.9	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			1.5	[12]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	16		[13]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	3.3		[13]
2	Clupeids	Sandwich tern	e.g. Clupea harengus	Sterna sandvicensis	4.6		[2]
	Alewife, Smelt, 1 Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	5.6	12	[14]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	3.1		[5]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.62	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.11	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.29	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			2.49	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.15	[12]

Valeur moyenne du FBA_m1 ww = 12

Valeur moyenne du FBA_m2 ww = (29,1; 197,1; 29,1; 70,6; 61,1; 73,3; 13,9; 16,7) = 61,4

Reference List

- [1] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, *Environ Pollut* 95 (1997) 57.
- [2] J.Stronkhorst, T.J.Ysebaert, F.Smedes, P.L.Meininger, S.Dirksen, T.J.Boudewijn, *Mar Pollut Bull* 26 (1993) 572.
- [3] L.Marsili, C.Gaggi, A.Bortolotto, L.Stanzani, A.Franchi, A.Renzoni, E.Bacci, *Chemosphere* 31 (1995) 3919.
- [4] K.S.Guruge, S.Tanabe, *Environ Pollut* 96 (1997) 425.
- [5] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, *Chemosphere* 34 (1997) -1388.
- [6] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, *Environ Toxicol Chem* 18 (1999) 1511.
- [7] J.P.Boon, J.H.Reijnders-Peter, J.Dols, P.Wensvoort, M.T.Hillebrand, *Aquatic Toxicology* 10 (1987) 307.
- [8] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, *Sci Total Environ* , 217 (1998) 143.
- [9] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, *Environ Toxicol Chem* 19 (2000) 654.
- [10] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, *Environ Toxicol Chem* 16 (1997) 1807.
- [11] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, *Sci Total Environ* 155 (1994) 187.
- [12] H.Dabrowska, S.W.Fisher, K.Dabrowski, A.E.Staubus, *Environmental-Toxicology-and-Chemistry May*, 1999 18 (1999) 938.
- [13] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, *Environ Toxicol Chem* 17 (1998) 951.
- [14] A.J.Niimi, *Sci Total Environ* 192 (1996) 123.

BMF data of PCB 180

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Sculpin	Baikal seal	<i>Comephorus dybowskii</i>	<i>Phoca siberica</i>	9.5	124	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	4.0	22.7	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	26.0	154.5	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	3.0	17.3	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	11.1	64.5	[2]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.18	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.210526	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.078947	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.368421	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.034211	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.086842	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.015789	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> /Scomber scomber	<i>Tursiops truncatus</i>		0.028947	[3]
2	Ayu, Bleugill and Hass	Cormorant liver	<i>Plecogluosus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrhirus</i> ; <i>Cyprinidae</i> sp.	<i>Phalacrocorax carbo</i>		56	[4]
2	Brown trout	Cormorants	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	6.6		[5]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	3.1-3.6	28.2-38.6	[6]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	0.8-1.0	11.0-15.1	[6]
2	Brown trout	Grey heron	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Ardea cinerea</i>	6.5		[5]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	3.2		[7]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	11.9		[7]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	3.1		[7]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	15.5		[7]
1	Alewife	Herring gull	<i>Alosa pseudoharengus</i>	<i>Larus argentatus</i>		193	
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	nd		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	nd-0.4		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	nd-0.1		[9]
2	total diet	otter		<i>Lutra lutra</i>	123		[10]
2	Bream	Pike	<i>Abramis brama</i>	<i>Esox lucius</i>	2.7		[11]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	<i>Alosa pseudoharengus</i>, <i>Osmerus mordax</i>, <i>Cottus cognatus</i>	<i>Salvelinus namaycush</i>	6.3	11	[12]
2	Zebra mussel	Tufted duck	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Aythya fuligula</i>	3.6		[5]

Valeur moyenne du FBA_m1 ww = 11

Valeur moyenne du FBA_m2 ww = (124; 22,7; 154,5; 17,3; 64,5; 28,2; 38,6; 11; 15,1; 193) = 66,9

Reference List

- [1] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, Environ Sci Technol 28 (1994) 31.
- [2] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [3] L.Marsili, C.Gaggi, A.Bortolotto, L.Stanzani, A.Franchi, A.Renzoni, E.Bacci, Chemosphere 31 (1995) 3919.
- [4] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [5] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [6] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [7] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [8] B.M.Braune, R.J.Norstrom, Environ Toxicol Chem 8 (1989) 957.
- [9] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [10] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [11] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [12] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

