

Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen

- juli 2009 -

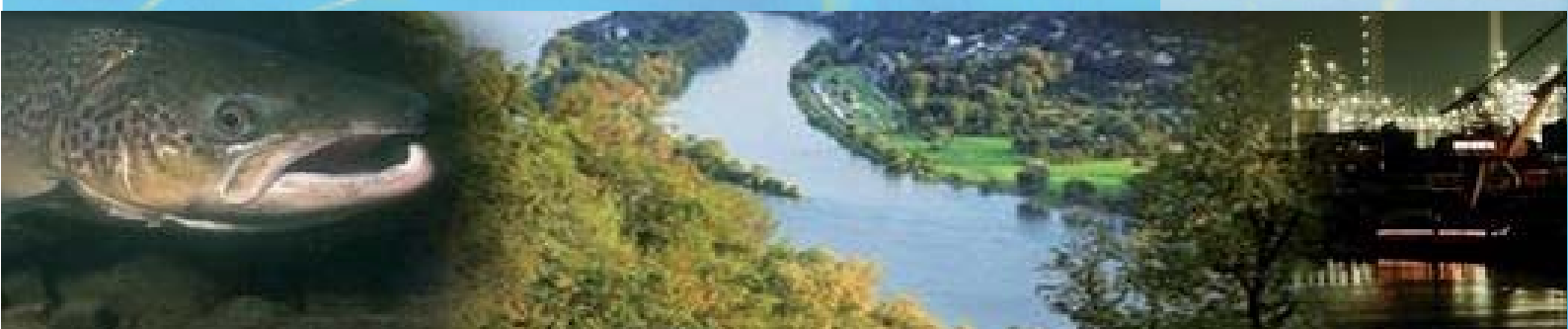


Internationale
Kommission zum
Schutz des Rheins

Commission
Internationale
pour la Protection
du Rhin

Internationale
Commissie ter
Bescherming
van de Rijn

Rapport Nr. 164



Colofon

Uitgegeven door de
Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, 56068 Koblenz, Duitsland
Postbus 20 02 53, 56002 Koblenz, Duitsland
Telefoon: +49-(0)261-94252-0, fax +49-(0)261-94252-52
E-mail: sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

Verzameling van de gegevens en redactie:

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, ICBR, Koblenz
Dieter Schudoma, UBA, Berlin
Dr. Martin Wimmer, BLFUW, Wien
Beate Zedler, HMUELV, Wiesbaden

Vertaling:

Fabienne van Harten
Marianne Jacobs

ISBN 3-935324-72-3
© IKSР-CIPR-ICBR 2009



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

Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen.. 2

- ammonium-stikstof	7
- 4-chlooraniline	23
- bentazon	41
- chloortoluron	51
- dibutyltinverbindingen	63
- dichloorprop-P	83
- dichloorvos	93
- dimethoat	103
- MCPA	129
- mecoprop	143
- zink	153
- arseen	175
- chroom en chroomverbindingen	189
- PCB's	211

Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen

a) Opdracht

Het Coördineringscomité Rijn heeft besloten om voor de lijst van Rijnrelevante stoffen (CC 17-03 rev. 09./10.10.03) milieukwaliteitsnormen voor de Rijn (Rijn-MKN's) af te leiden overeenkomstig de bepalingen in de Kaderrichtlijn Water (KRW), bijlage V, lid 1.2.6.

Deze Rijn-MKN's dienen zoveel mogelijk te zijn gebaseerd op de bestaande doelstellingen van de ICBR.

In het onderhavige document worden milieukwaliteitsnormen (Rijn-MKN's) voor de Rijnrelevante stoffen voorgesteld. Deze voorstellen voor milieukwaliteitsnormen voor de Rijn zijn juridisch niet bindend. Ze hebben dezelfde status als de ICBR-doelstellingen.

b) Aanpak

Voor de uitwerking van voorstellen voor milieukwaliteitsnormen (Rijn-MKN's) is gebruik gemaakt van de methode die wordt beschreven in de "*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. Op basis van deze methode worden op Europees niveau voorstellen voor MKN's afgeleid voor de prioritaire stoffen uit bijlage X van de KRW.

c) Resultaten

PLEN-CC heeft in haar vergaderingen van 2-3 juli 2008 en 1-2 juli 2008 voor 13 stoffen Rijn-MKN's vastgesteld.

Tabel 1 bevat de milieukwaliteitsnormen voor de Rijn (Rijn-MKN's) voor de Rijnrelevante stoffen overeenkomstig CC 17-03 rev. 09./10.10.03.

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

Tabel 1*: Milieukwaliteitsnormen voor de Rijn (Rijn-MKN's) – stand van de wetenschap: juli 2007 – voor de Rijnrelevante stoffen overeenkomstig CC 17-03 rev. 09./10.10.03

Stof	Rijn-JG-MKN zoete oppervlakte- wateren conform KRW (in µg/l)	Rijn-MAC-MKN zoete oppervlakte- wateren conform KRW (in µg/l)	Rijn-MKN zoete oppervlakte-wateren "water voor menselijke consumptie" (98/83/EG) ⁵⁾ (in µg/l)	Rijn-JG-MKN kust- en over- gangs-wateren conform KRW (in µg/l)	Rijn-MAC-MKN kust- en over- gangs-wateren conform KRW (in µg/l)
chrom ¹⁾	AC ²⁾ + 3,4	- ⁶⁾	50	AC ²⁾ + 0,6	- ⁶⁾
zink ¹⁾	AC ²⁾ + 7,8	AC ²⁾ + 15,6	-	AC ²⁾ + 3	-
bentazon	73	450	0,1	7,3	45
4-chlooraniline	0,22	1,2	0,1 ⁴⁾	0,057	0,12
chloortoluron	0,4	2,3	0,1	0,04	0,23
dichloorvos	0,0006	0,0007	0,1	0,00006	0,00007
dichloorprop	1,0	7,6	0,1	0,13	0,76
dimethoat	0,07	0,7	0,1	0,07	0,7
mecoprop	18	160	0,1	1,8	16
MCPA	1,4	15	0,1	0,14	1,5
dibutyltinverbindingen (m.b.t. het kation)	0,09	-	-	0,09	-
ammonium-N ³⁾	afhankelijk van temperatuur en pH; vgl. tabel 2a	afhankelijk van temperatuur en pH; vgl. tabel 2b	390	-	-
arsen ¹⁾	AC ²⁾ + 0,5	AC ²⁾ + 8,0	10	AC ²⁾ + 0,6	AC ²⁾ + 1,1
PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153	Het resultaat van de werkzaamheden op EU niveau moet worden afgewacht.	Het resultaat van de werkzaamheden op EU niveau moet worden afgewacht.	-	Het resultaat van de werkzaamheden op EU niveau moet worden afgewacht.	Het resultaat van de werkzaamheden op EU niveau moet worden afgewacht.

Rijn-MKN = milieukwaliteitsnorm voor de Rijn; MAC = maximaal toegestane concentratie; JG = jaargemiddelde

* De ICBR-doelstellingen blijven gelden voor de hoofdstroom (vgl. www.iksr.org; ICBR-rapport nr. 159). De concentraties mogen niet significant toenemen in de tijd (standstill-principe). Nationale normen die eventueel strenger zijn, blijven onverlet.

1) De MKN's hebben betrekking op de opgeloste delen (gefilterd monster); bij chrom heeft de MKN betrekking op de som van chrom III en chrom VI

- 2) AC = achtergrondconcentratie
chrom (som van Cr III en Cr VI): AC = 0,38 µg/l (Rijn en zijrivieren), ca. 0,02 – 0,5 µg/l (overige wateren)
zink: AC = 3 µg/l in de Rijn, 1 µg/l in andere wateren
arsen: AC = 1 µg/l (Rijn en zijrivieren)
- 3) zie stofgegevensblad met de voor de pH en de temperatuur gecorrigeerde waarden
- 4) 4-chlooraniline is niet alleen een industriële, chemische stof, maar ook een afbraakproduct van gewasbeschermingsmiddelen.
- 5) Voor oppervlaktewaterlichamen die zijn bestemd voor drinkwaterwinning moet er worden gestreefd naar de maximumwaarde uit de richtlijn "water voor menselijke consumptie" (98/83/EG) als deze waarde lager is dan de voor zoete oppervlaktewateren afgeleide Rijn-MKN-waarde conform KRW
- 6) De afgeleide waarde is niet van toepassing. De Rijn-JG-MKN biedt voldoende bescherming.

Tabel 2a:

Rijn-JG-MKN voor zoete oppervlaktewateren conform KRW NH₃-N, omgerekend naar totaal-ammonium-stikstof (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l

		Temperatuur						
		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	

Grijs gemarkeerd: overschrijding van de bindende waarde uit de Viswaterrichtlijn van 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N c.q. 1 mg/l ammonium

Tabel 2b:

Rijn-MAC-MKN voor zoete oppervlaktewateren conform KRW NH₃-N, omgerekend naar totaal-ammonium-stikstof (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l

		Temperatuur						
		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	

Grijs gemarkeerd: overschrijding van de bindende waarde uit de Viswaterrichtlijn van 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N c.q. 1 mg/l ammonium.

Stofgegevensblad
- ammonium-stikstof -

Opmerking vooraf:

Bij de fotometrische bepaling wordt "ammonium-stikstof" ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) altijd gemeten als de som van geïoniseerd ammonium-stikstof ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) en niet-geïoniseerd ammoniak-stikstof ($\text{NH}_3\text{-N}$). Voor zover niet anders vermeld, wordt daarom in het onderhavige stofgegevensblad onder "ammonium-stikstof" altijd de som van ammonium-N en ammoniak-N begrepen. Ook de MKN voor ammonium-stikstof beschrijft de "total ammonia nitrogen", dus de som van ammonium-stikstof en ammoniak-stikstof.

1 Stof

Ammonium-stikstof kan in veel verbindingen voorkomen; in het onderhavige stofgegevensblad is bij wijze van voorbeeld ammoniumchloride beschreven.

Naam:	ammoniumchloride
IUPAC-naam:	ammonium chloride
CAS-nummer:	12125-02-9
EG-nummer:	235-186-4
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	
Code:	<i>[Eventueel verdere codes toevoegen]</i>
Stofgroep:	anorganische zouten

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	MAC-MKN: richtgetal: 0,0082 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (komt overeen met 0,01 mg/l NH_3). Op basis daarvan wordt, afhankelijk van de pH en de temperatuur, de MKN voor ammonium-stikstof berekend volgens (15) onder hfst. 8.1.	JG-MKN: richtgetal: 0,0041 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (komt overeen met 0,005 mg/l NH_3). Op basis daarvan wordt, afhankelijk van de pH en de temperatuur, de MKN voor ammonium-stikstof berekend volgens (15) onder hfst. 8.1.	
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangswateren)			

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (Zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN: richtgetal: 0,0041 mg/l NH ₃ -N (komt overeen met 0,005 mg/l NH ₃). Op basis daarvan wordt, afhankelijk van de pH en de temperatuur, de MKN voor ammonium-stikstof berekend volgens (15) onder hfst.8.1. MAC-MKN: richtgetal: 0,0082 mg/l NH ₃ -N (komt overeen met 0,01 mg/l NH ₃). Op basis daarvan wordt, afhankelijk van de pH en de temperatuur, de MKN voor ammonium-stikstof berekend volgens (15) onder hfst. 8.1.	omrekening naar totaal-ammonium-stikstof volgens (15) onder hfst. 8.1; jaargemiddelde Jaargemiddelde; berekening zie bijlage 2
Aquatische levensgemeenschappen (Overige oppervlaktewateren)		
Sedimentorganismen	vervalt	
Doorvergiftiging	vervalt	
Visconsumptie	vervalt	
Viswater (78/659/EEG)	0,005 mg/l NH ₃ 0,025 mg/l NH ₃ 0,04 mg/l totaal-ammonium 0,2 mg/l totaal-ammonium 1 mg/l totaal-ammonium	richtwaarde voor water voor zalmachtigen en karperachtigen bindende waarde voor water voor zalmachtigen en karperachtigen richtwaarde voor water voor zalmachtigen, komt overeen met 0,031 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N richtwaarde voor water voor karperachtigen, komt overeen met 0,156 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N bindende waarde voor water voor zalmachtigen en karperachtigen, komt overeen met 0,778 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	A1: 0,05 mg/l totaal-ammonium A2: 1 mg/l totaal-ammonium A3: 2 mg/l totaal-ammonium	richtgetal, komt overeen met 0,039 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N richtgetal, komt overeen met 0,778 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N richtgetal, komt overeen met 1,556 mg/l NH ₄ -N
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	0,5 mg/l totaal-ammonium	komt overeen met 0,39 mg/l mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking

3.3 Effect en toepassing

Ammoniumverbindingen worden op grote schaal toegepast, bijvoorbeeld als meststoffen. Bovendien komen grote hoeveelheden ammonium via zuiveringsinstallaties in de wateren terecht. Een bepaald aandeel wordt, afhankelijk van de pH-waarde en de temperatuur, omgezet in (niet-geïoniseerde) ammoniak.

Vissen zijn gevoeliger voor ammoniak dan bacteriën, algen of waterplanten. Pas uitgekomen broed reageert het gevoeligst. Zalmachtigen zijn gevoeliger dan karperachtigen. Vissen maken ammoniak aan in het stikstofmetabolisme; de ammoniak wordt grotendeels weer uitgescheiden door diffusie via de kieuwen. Bij te hoge pH-waarden in het water wordt dit diffusieproces verstoord. In dat geval treedt er bij vissen zelfvergiftiging door ammoniak op.

De laatste tijd wordt het vermoeden geuit dat schelpdieren nog gevoeliger reageren (Tom Augspurger et al., 2003). Jammer genoeg zijn er in dit kader alleen gegevens beschikbaar over de acute toxiciteit. Voor schelpdieren werd 0,2 – 0,5 mg/l NH₄-N totaal (genormaliseerd op pH 8) ingeschat als veilige ammoniumconcentratie.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	372 g/l (20 °C)	Merck
Dichtheid	1,52 g/cm ³ (20 °C) (vaste stof)	Merck
Dampdruk	1,3 hPa (30 °C)	Merck
Henry-constante	(vervalt)	Merck

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	In waterige oplossingen zijn ammonium en ammoniak in evenwicht. De ligging van dit evenwicht is afhankelijk van de pH-waarde en de temperatuur. Hydrolytische afbraak van ammonium c.q. ammoniak vindt niet plaats.	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	stabiel	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	ja	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	nitriet, nitraat, stikstof, water	
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	niet relevant	
Koc	niet relevant	
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	niet relevant	
BAF (vis)	niet relevant	
BMF (biomagnificatie)	niet relevant	

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

a) Acute toxiciteit:

Er is relatief veel onderzoek uitgevoerd naar de acute toxiciteit van ammoniak en ammonium-N. Een overzicht vindt u in (2).

Voor de regenboogforel (*Salmo gairdneri*) worden LC 50-waarden (96 h) van 0,1 tot 1 mg/l ammoniak (als NH₃) genoemd. Voor de zalm (*Salmo salar*) zijn LC 50-waarden (24 h) van 0,1 tot 0,2 mg/l ammoniak (als NH₃) te vinden. De Pimephales promelas is met een LC 50 (96 h) van 1 tot 3 mg/l ammoniak (NH₃) veel minder gevoelig, hetzelfde geldt voor de karper (*Cyprinus carpio*) met LC 50-waarden (48 h) van 1 tot 2 mg/l ammoniak (NH₃).

b) Chronische toxiciteit:

Er zijn slechts weinig gegevens beschikbaar.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

Er vindt geen accumulatie van ammonium-stikstof in sediment plaats.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Er vindt geen accumulatie van ammonium-stikstof in vissen plaats. Daarom zijn "visetende" diersoorten niet bedreigd.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Ammoniumchloride is schadelijk en irriterend, waterige ammoniakoplossingen veroorzaken brandwonden. In de wateren van het Rijnstroomgebied komen echter normaliter geen schadelijke concentraties voor de mens voor. Voorzichtigheidshalve zijn er kwaliteitsnormen geformuleerd voor drinkwater (zie hfst. 8.5).

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

De gemeten waarde voor ammonium-N $\text{NH}_4\text{-N}$ (totaal-ammonium) bestaat uit ammoniak (NH_3) en ammonium NH_4^+ .

Het aandeel ammoniak in totaal-ammonium is afhankelijk van:

- de pH-waarde: hoe hoger de pH-waarde, hoe meer N voorkomt in de vorm van ammoniak;
- de temperatuur: hoe hoger de temperatuur, hoe meer N voorkomt in de vorm van ammoniak.

De figuur in bijlage 3 toont het percentage ammoniak in totaal-ammonium afhankelijk van de pH-waarde en de temperatuur.

Het percentage ammoniak (factor f) in totaal-ammonium wordt berekend volgens de volgende formule van Emerson:

Berekening van het $\text{NH}_3\text{-N}$ -percentage volgens Emerson et al., 1975:

$$\text{Percentage } \text{NH}_3 - \text{N in } \% : f = \frac{100}{[10^{pK_a - pH} + 1]}$$

met

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

$$T = \text{°C}$$

a) Acute toxiciteit:

Omdat de zalm weer moet worden geïntroduceerd in het Rijngebied is als maximaal toegestane concentratie 0,1 mg/l ammoniak (NH₃) bepalend, vermenigvuldigd met een veiligheidsfactor van 10. Zo wordt een MAC-waarde verkregen van 0,01 mg/l ammoniak (NH₃) c.q. 0,0082 mg/l NH₃-N. Met de formule van Emerson et al. (15) kan uit de NH₃-N – concentratie, afhankelijk van de pH-waarde en de temperatuur, als volgt de bijbehorende (totaal)-ammonium-stikstof-concentratie worden berekend ("total ammonia nitrogen"; som van NH₃-N en NH₄-N):

$$\text{Totaal-ammonium-N in mg/l} = \text{NH}_3\text{-N in mg/l} \times 100 / f$$

De onderstaande tabel bevat de op deze manier berekende MAC-MKN-waarden voor de gebruikelijke pH-waarden. De factor f is voor verschillende pH- en temperatuurwaarden opgenomen in bijlage 4 (volgens de formule van Emerson). Voor NH₃-N is het MAC-MKN-richtgetal van 0,0082 mg/l gebruikt.

Tabel 8a:

Rijn-MAC-MKN zoete oppervlaktewateren conform KRW als totaal-ammonium-stikstof (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l met een MAC-MKN-richtgetal voor NH₃-N van 0,0082 mg/l

		Temperatuur						
		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

Grijs gemarkeerd: overschrijding van de bindende waarde uit de Viswaterrichtlijn van 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N c.q. 1 mg/l ammonium

b) Chronische toxiciteit:

Voor de regenboogforel (*Salmo gairdneri*), de kanaalmeerval (*Ictalurus punctatus*) en de dikkopelrits (*Pimephales promelas*) worden NOEC's rond de 0,05 mg/l ammoniak (NH₃) aangegeven. Bovendien bestaat het vermoeden dat schelpdieren nog gevoeliger reageren op ammoniak dan vissen (10). Daarom wordt de NOEC voorzien van een veiligheidsfactor 10. Op die manier wordt een milieukwaliteits-

norm (MKN) verkregen van 0,005 mg/l ammoniak (NH_3) (komt overeen met 0,0041 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$). Met de formule van Emerson et al. (15) kan uit de $\text{NH}_3\text{-N}$ -concentratie, afhankelijk van de pH-waarde en de temperatuur, als volgt de bijbehorende (totaal)-ammonium-stikstof-concentratie worden berekend ("total ammonia nitrogen"; som van $\text{NH}_3\text{-N}$ en $\text{NH}_4\text{-N}$).

$$\text{Totaal-ammonium-N in mg/l} = \text{NH}_3\text{-N in mg/l} \times 100 / f$$

De onderstaande tabel bevat de op deze manier berekende JG-MKN-waarden voor de gebruikelijke pH-waarden. De factor f is voor verschillende pH- en temperatuurwaarden opgenomen in bijlage 4 (volgens de formule van Emerson). Voor $\text{NH}_3\text{-N}$ is het JG-MKN-richtgetal van 0,0041 mg/l gebruikt.

Tabel 8b:

Rijn-JG-MKN zoete oppervlaktewateren conform KRW als totaal-ammonium-stikstof ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) in mg/l met een JG-MKN-richtgetal voor $\text{NH}_3\text{-N}$ van 0,0041 mg/l

		Temperatuur						
		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	

Grijs gemarkeerd: overschrijding van de bindende waarde uit de Viswaterrichtlijn van 0,778 mg/l $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$ c.q. 1 mg/l ammonium

De werkwijze om te controleren of met een concrete meetwaarde de MKN wordt nageleefd, is beschreven in bijlage 2.

Overige oppervlaktewateren

- vervalt -

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

- Vervalt -

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

- Vervalt -

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

- Vervalt -

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde te worden toegepast van 0,5 mg/l voor ammonium (komt overeen met 0,39 mg/l ammonium-N).

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dienen ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie de volgende waarden te worden toegepast:

Categorie A1:	Eenvoudige fysische behandeling en desinfectie: richtgetal: 0,05 mg/l ammonium (0,039 mg/l ammonium-N) imperatief: geen waarde
Categorie A2:	Normale fysische en chemische behandeling en desinfectie: richtgetal: 1 mg/l ammonium (0,78 mg/l ammonium-N) imperatief: 1,5 mg/l (1,17 mg/l ammonium-N)
Categorie A3:	Grondige chemische en fysische behandeling, raffinage en desinfectie: richtgetal: 2 mg/l ammonium (1,56 mg/l ammonium-N) imperatief: 4 mg/l ammonium (3,11 mg/l ammonium-N) alleen bij uitzonderlijke klimatologische of geografische omstandigheden)

9 Bron

- (1) (Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasserrahmenrichtlinie 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.

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor **vissen** in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium c.q. effect	Tijd	Waarde	Aangegeven als	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	overleving	28 d				(1), (2), (3)
	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>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	overleving	69 d				(1), (2), (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>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	sterfte	72 d	LC 50	NH ₃ NH ₃ -N NH ₄ -N+NH ₃ -N	0,056 0,046 6,97	(4), (5)
			EC 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	2,6 0,171 0,208	(5), (7)
<i>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	sterfte	73 d	LOEC	NH ₃ NH ₃ -N NH ₄ -N+NH ₃ -N	0,027 0,022 2,47	(4), (6)
			EC 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	<2,55 <0,023 0,028	(6), (7)

Soort	Toets-criterium c.q. effect	Tijd	Waarde	Aangegeven als	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	voortplanting			NH ₃	0,01-0,08	(1), (2), (13)
<i>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>			NOEC	NH₃ NH₃-N	0,005 0,041	(2), (14); *
<i>Dikkopelrits (Pimephales promelas, fathead minnow)</i>			NOEC	NH₃ NH₃-N	0,074-0,077 0,061-0,063	(2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,108-0,297 0,089-0,245	(2), (3)
<i>Dikkopelrits (Pimephales promelas, fathead minnow)</i>	broedpercentage		LC	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	1,97 0,100 0,121	(7), (9)

* blijktbaar is hier al een veiligheidsfactor 10 meegerekend

Tabel 1b: Overzicht van de acute effectgegevens voor **vissen** in zoete oppervlaktewateren (De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.).

Soort	Toets-criterium c.q. effect	Tijd	Waarde	Aangegeven als	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>		96 h	NOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,025 0,020	(1), (2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,071-0,145 0,058-0,119	
<i>Regenboogforel (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>		96 h	NOEC	NH₃ NH₃-N	0,043 0,035	(1), (2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,071-0,145 0,058-0,119	
<i>Kanaalmeerval (Ictalurus punctatus, Channel catfish)</i>		96 h	NOEC	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)

Tabel 2a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor **schelpdieren** in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium c.q. effect	Tijd	Waarde	Aangegeven als	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Late hoornschaal</i> (<i>Musculium transversum</i> , <i>Fingernail Clam</i>)	Sterfte (jonge dieren)	42 d	EC 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>)	sterfte (jonge dieren)	15 d	LC 50	NH ₄ -N+NH ₃ -N (genormaliseerd op pH 8) NH ₃ -N NH ₃	0,57 0,025 0,030	(10), (11)

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor **schelpdieren** in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium c.q. effect	Tijd	Waarde	Aangegeven als	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Lampsilis siliquoidea</i> (<i>Fatmucket Clam</i>)	Sterfte (jonge dieren)	96 h	LC 50	NH ₄ -N+NH ₃ -N (genormaliseerd op pH 8)	0,74	(10), (12)

Bijlage 2: Werkwijze om te controleren of met een concrete meetwaarde de JG-MKN wordt nageleefd

1. Bij de bemonstering ter plaatse steeds de watertemperatuur (T in °C) en de pH-waarde meten.
2. Ammonium-stikstof meten. Het resultaat weergegeven als NH₄-N (totaal).
3. De MKN berekenen aan de hand van tabel 8b – voor de JG-MKN of aan de hand van de formule volgens (15). De MKN is afhankelijk van de temperatuur en de pH-waarde die zijn gemeten bij de bemonstering.
4. Voor alle i metingen de quotiënten Q_i berekenen (NH₄-N gemeten / MKN bij bepaalde T, pH).
5. Uit alle Q_i het rekenkundig gemiddelde berekenen.
6. Resultaat: als het gemiddelde > 1 is de JG-MKN overschreden, als het gemiddelde ≤ 1 is de JG-MKN nageleefd.

Chemisch-Pysikalische Erhebungen

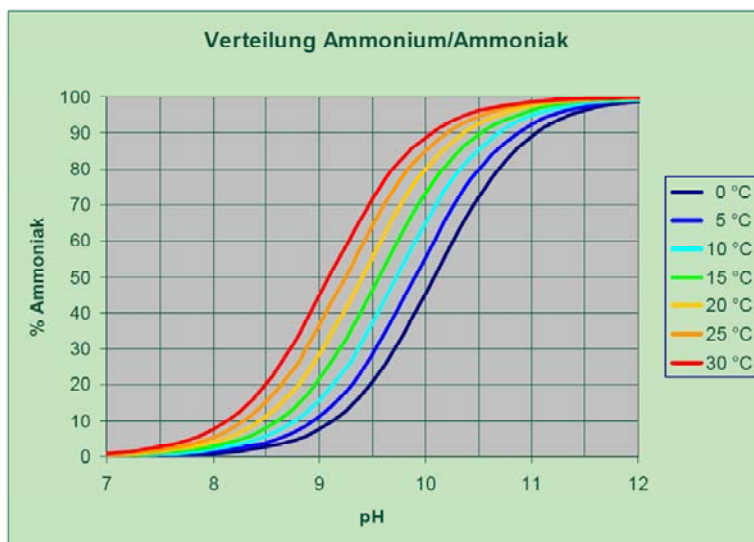


Abb. 1: Prozentuale Verteilung von Ammonium/Ammoniak, abhängig vom pH-Wert; bei verschiedenen Temperaturen

Quelle: BUWAL, Schweiz

Bijlage 3: Berekening volgens 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 [%] (percentage NH ₃ -N in totaal-ammonium-stikstof (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

Stofgegevensblad
- 4-chlooraniline -

1 Stof

Naam:	4-chlooraniline
IUPAC-naam:	4-chlooraniline
CAS-nummer:	106-47-8
EG-nummer:	203-401-0
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	612-137-00-9
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	-
Code:	Sandre: 19
Stofgroep:	aromatische amines

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	1,2 µg/l	0,22 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kusten en overgangswateren)	0,12 µg/l	0,057 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,57 µg/l MAC-MKN = 1,2 µg/l	zie sectie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,057 µg/l MAC-MKN = 0,12 µg/l	zie sectie 8.1
Sedimentorganismen	afleiding van MKN niet vereist	triggerwaarde voor afleiding van MKN niet gehaald; zie sectie 8.2
Doorvergiftiging	afleiding van MKN niet vereist	triggerwaarde voor afleiding van MKN niet gehaald; zie sectie 8.3
Visconsumptie	0,22 µg/l	zie sectie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	0,032 µg/l	zie sectie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	0,1 µg/l	zie sectie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
Carc.2; R45 T; R23/24/25 R43 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
DE	wettelijk	0,05 µg/l	jaargemiddelde
FR	provisorisch	0,01 µg/l	-
NL	wettelijk	2 µg/l	somnorm monochlooranilines 90-percentielwaarde
ICBR	doelstelling	0,05 µg/l	90-percentielwaarde
LU	-	0,05 µg/l	-

3.3 Effect en toepassing

Toelating in Rijnoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Niet van toepassing.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	3000 mg/l	Mackay et al., 2000
Dichtheid	1,427 (19 °C)	Mackay et al., 2000
Dampdruk	2,33 Pa (25 °C)	Mackay et al., 2000
Henry-constante	0,088 Pa* m ³ /mol (25°C, berekende waarde)	Mackay et al., 2000

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	-	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	-	

Eigenschap		Bron
Sorptiegedrag		
Log P _{ow}	1,88	BioByte 2004
Koc	2,36 - 2,67 (experimentele waarde)	Van Bladel and Moreale 1977 ^a
	1,98 - 3,18 (experimentele waarde)	Rott et al. 1982 ^a
	3,74 (experimentele waarde)	Means 1983 ^a
	1,86 (experimentele waarde)	Sabljić 1987 ^a
	1,96, 1,86 (experimentele waarden)	Meylan et al. 1992 ^a
	2,02 (QSAR: log Koc = 0,62 x log Kow + 0,85)	Sabljić et al. 1995
	2,51 (geometrisch gemiddelde van bovenstaande waarden; waarde gebruikt in verdere berekeningen)	
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	7 l/kg (onbekend welk deel van vis) 4 l/kg (onbekend welk deel van vis) 0,8 (hele vis) 1,7 (hele vis) 2,48 (geometrisch gemiddelde; waarde gebruikt in verdere berekeningen)	Ballhorn 1984 ^b Tsuda et al. 1993

^a Geciteerd in Mackay et al. 2000.

^b Geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993.

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

In bijlage 1 zijn de aquatische toxiciteitsgegevens samengevat. Per soort is een eindpunt geselecteerd (op basis van de meest relevante blootstellingsduur, gevoeligste parameter, etc.). Wanneer voor een soort meerdere eindpunten beschikbaar waren dan is, waar mogelijk, het geometrisch gemiddelde genomen.

Voor de zoutwaterorganismen zijn uitsluitend acute toxiciteitsgegevens beschikbaar en dat alleen voor een van de drie bepalende trofische niveaus.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

4-Chlooraniline is geclassificeerd als mogelijk carcinogeen voor mensen (R45-classificatie). Janssen et al. (1998) hebben een Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor de drie monochlooranilines afgeleid. De stoffen werden als carcinogeen beschouwd met mogelijk een genotoxisch werkingsmechanisme. Een kwantitatieve schatting van het kankerrisico resulteerde in een MTR van $0,9 \mu\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (gebaseerd op een kankerrisico van $1 : 10^4$ gedurende een mensenleven). Omgerekend naar een kankerrisico van $1 : 10^6$ gedurende een mensenleven wordt de drempelwaarde voor humane gezondheid (Threshold Level human health, TL_{hh}) $0,9 / 100 = 0,009 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{bw}} \cdot \text{d}$ ($9 \text{ ng}/\text{kg}_{\text{bw}} \cdot \text{d}^{-1}$).

Minder betrouwbare gegevens waren een Referentie Dosis (RfD) van $4 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{bw}} \cdot \text{d}$ en een Toelaatbaar Dagelijkse Inname (TDI) van $2 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ afgeleid door respectievelijk de U.S. EPA (1995) en de WHO (2003).

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

De basisset is compleet voor zowel de acute als de chronische gegevens (zie tabel 8a en appendix 1 van dit gegevensblad). De laagste chronische NOEC beschikbaar is $0,0057 \text{ mg}/\text{l}$ voor *Daphnia magna* (Kühn et al. 1989 en NITE 2002). Op basis van de beschikbare gegevens en in overeenstemming met de TGD (Europese Commissie 2003) is een veiligheidsfactor van 10 gebruikt. Dit resulteert in een $\text{MKN}_{\text{binnenoppervlaktewateren}}$ van $0,0057 / 10 = 0,00057 \text{ mg}/\text{l}$ ($0,57 \mu\text{g}/\text{l}$).

Voor de berekening van de MAC-MKN is een veiligheidsfactor van 100 toegepast op de laagste EC50. Deze factor is gebaseerd op het feit dat de basisset compleet is en dat $\text{BCF} < 100 \text{ l}/\text{kg}$ en $\log \text{Kow} < 3$. De laagste EC50 is $0,124 \text{ mg}/\text{l}$ voor *Daphnia magna* (geometrisch gemiddelde van L/EC50's gerapporteerd door Maas-Diepeveen and Van Leeuwen 1986 en Kühn et al. 1989, zie tabel 8a en bijlage 1). De MAC-MKN is $1,24 \mu\text{g}/\text{l}$.

Overige oppervlaktewateren

Voor de JG-MKN zijn er alleen chronische toxiciteitsgegevens voor zoetwaterorganismen beschikbaar. Daarom wordt de JG-MKN voor overige oppervlaktewateren afgeleid uit de gegevens voor zoetwaterorganismen, rekening houdend met een veiligheidsfactor van 100.

De MAC-MKN voor overige oppervlaktewateren wordt afgeleid op basis van de gecombineerde zoet- en zoutwatergegevensset, rekening houdend met een veiligheidsfactor van 1000 bij de laagste L(E)C50.

Tabel 8a:

Geselecteerde gegevens uit bijlage 1 voor 4-chlooraniline (zoetwater- en zoutwatergegevens zijn gecombineerd). De **vetgedrukte** waarden zijn gebruikt voor de normafleiding.

Taxonomische groep	NOEC/EC10 [mg/l]	Taxonomische groep	L(E)C50 [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 Laagste waarde, parameter draagkracht voor *Brachionus rubens*.

^b Meest relevant eindpunt, parameter groei voor *Pseudokirchneriella subcapitata*.

^c Meest relevant eindpunt en blootstellingsduur, parameter groeisnelheid voor *Scenedesmus subspicatus*.

^d Meest relevant eindpunt, parameter reproductie voor *Daphnia magna* (geometrisch gemiddelde van 0,01 en 0,0032 mg/l).

^e De gerapporteerde LOEC is 0,04 mg/l, parameter aantal eieren in de F1- en F2-generatie voor *Danio rerio*. Bij deze concentratie werd >20% effect waargenomen. Omdat deze parameter de meest gevoelige uit de studie was, werd de LOEC door 3 gedeeld om een NOEC af te leiden.

^f De gerapporteerde LOEC is 2,25 mg/l, parameter gewicht voor *Oryzias latipes*. Het percentage waargenomen effect werd niet gerapporteerd. Omdat deze parameter de meest gevoelige uit de studie was, werd de LOEC door 3 gedeeld om een NOEC af te leiden.

^g Laagste waarde, parameter celdichtheid voor *Tetrahymena pyriformis*, geometrisch gemiddelde van 10, 114, 5,63 en 5,42 mg/l.

^h Geometrisch gemiddelde van 50,8 en 43,2 mg/l, parameter celdichtheid voor *Chlorella vulgaris*.

ⁱ Meest relevant eindpunt, parameter groeisnelheid voor *Scenedesmus subspicatus*.

^j Laagste waarde en meest relevante blootstellingsduur, parameters immobilisatie en mortaliteit voor *Daphnia magna* (geometrisch gemiddelde van 0,05 en 0,31 mg/l).

^k Geometrisch gemiddelde van 46, 34,5 en 44 mg/l, parameter mortaliteit voor *Danio rerio*.

^l Geometrisch gemiddelde van 26,5, 16,5, 9,8 en 23 mg/l., parameter mortaliteit voor *Leuciscus idus*.

^m Geometrisch gemiddelde van 11, 14 en 16,3 mg/l, parameter mortaliteit voor *Oncorhynchus mykiss*.

ⁿ Geometrisch gemiddelde van 43, 28, 37,7 en 0,8 mg/l, parameter mortaliteit voor *Oryzias latipes*.

^o Geometrisch gemiddelde van 32,5, 30,6 en 12 mg/l, parameter mortaliteit voor *Pimephales promelas*.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Zie hoofdstuk 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Voor de berekening van de $MKN_{\text{visconsumptie}}$ is gebruik gemaakt van de TL_{hh} van $9 \text{ ng} \cdot \text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (zie hoofdstuk 7). Dit resulteert in een $MKN_{\text{visconsumptie, hh voedsel}}$ van $0,548 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg vis}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

De $MKN_{\text{water, hh voedsel}}$ is vervolgens berekend met behulp van de BCF van 2,48 l/kg (zie hoofdstuk 5). $MKN_{\text{water, hh voedsel}}$ is 0,221 $\mu\text{g/l}$.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Gebaseerd op de vorming van 4-chlooraniline als een metaboliet van het bestrijdingsmiddel diflubenzuron is een waarde voor drinkwater beschikbaar (Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993 and WHO-IPSC 1996). Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde van 0,10 $\mu\text{g/l}$ te worden toegepast. Deze waarde wordt echter niet gebruikt, omdat $MKN_{\text{drinkwatervoorziening}}$ gebaseerd op de carcinogene eigenschappen van de stof leidt tot een lagere waarde.

De TL_{hh} van $9 \text{ ng} \cdot \text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (zie hoofdstuk 7) werd gebruikt om de $MKN_{\text{drinkwatervoorziening}}$ af te leiden. Voor de berekening werd aangenomen dat de bijdrage van de consumptie van drinkwater aan de TL_{hh} maximaal 10% mag zijn, dat de consumptie 2 l/d is en het lichaamsgewicht 70 kg. De $MKN_{\text{drinkwatervoorziening}}$ is $0,032 \text{ } \mu\text{g/l}$ ($0,1 \cdot 9 \text{ ng/kgbw} \cdot \text{d}^{-1} \cdot 70 \text{ kg}_{\text{bw}} / 2 \text{ l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot 1000 \text{ ng} \cdot \mu\text{g}^{-1}$).

9 Bron

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 autotrofen *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.

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

(Opmerking:

De volgende gegevens zijn afkomstig uit E.H.W. Heugens and E.M.J. Verbruggen: Environmental risk limits for monochloroanilines. RIVM report number 601714002, 2009, www.rivm.nl)

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
4-chlooraniline					
106-47-8					
Bacteriën					
<i>Pseudomonas putida</i>	Groei	16-18 h	EC10	72	Knie et al. 1983
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	LOEC	31	Janicke and Hilge 1989, geciteerd in Atri 1986
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Groei	48 h	NOEC	1,0	NITE 2002
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomassa	72 h	NOEC	0,32	NITE 2002
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Groei	48 h	EC10	1,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Groei	72 h	EC10	1	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	48 h	EC10	0,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	72 h	EC10	0,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Groei	8 h	LOEC	0,0255	Schmidt and Schnabl 1988
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		7 h	LOEC	1,3	Janicke and Hilge 1989, geciteerd in Atri 1986
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	96 h	EC10	1,4	Kühn and Pattard 1990
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21 d	NOEC	0,01	Kühn et al. 1989b
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21 d	NOEC	0,0032	NITE 2002
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21 d	NOEC	0,00006	Rott 1984, geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Daphnia magna</i>	Sterfte	21 d	NOEC	0,00001	Rott 1984, geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
Vissen					
<i>Danio rerio</i>	sterfte en andere effecten	21 d	NOEC	1,8	Adolphi et al. 198, geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
<i>Danio rerio</i>	bevruchtigingspercentage in F1- en F2-generatie	chronische levenscyclus (3 generaties)	NOEC	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Danio rerio</i>	aantal eitjes in F1- en F2-generaties	chronische levenscyclus (3 generaties)	LOEC	0,04	Bresch et al. 1990
<i>Danio rerio</i>	ontwikkeling (aanwezigheid van afwijkingen)	chronische levenscyclus (3 generaties)	NOEC	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Groei (gewicht)	56 d	NOEC	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Oryzias latipes</i>	Sterfte	28 d	NOEC	8,23	Holcombe et al. 1995
<i>Oryzias latipes</i>	Groei (gewicht)	28 d	LOEC	2,25	Holcombe et al. 1995
Overige organismen					
<i>Brachionus rubens</i>	populatiegroei	10 d	EC10	13,0	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	draagkracht	10 d	EC10	10,6	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	frequentie van de dichtheidsoscillaties	10 d	EC10	2,36	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	hoogte van de dichtheidsoscillaties	10 d	EC10	4,51	Halbach et al. 1983

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen chronische effectgegevens.

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
4-chlooraniline					
106-47-8					
Bacteriën					
<i>Bacillus subtilis</i>	Groei	Logaritmische groeifase	EC50	385	Ogawa et al. 1991
<i>Escherichia coli</i>	celdichtheid	niet bekend	LOEC	358	Nendza and Seydel 1990
<i>Escherichia coli</i>	groeisnelheid	niet bekend	EC50	383	Nendza and Seydel 1988, 1990
<i>Mycobacterium smegmatis</i>	celdichtheid	niet bekend	LOEC	65,1	Nendza and Seydel 1990
Algen					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	celdichtheid	96 h	EC50	4,1	Maas-Diepeveen and Van Leeuwen 1986
<i>Chlorella vulgaris</i>	celdichtheid	6 h	EC50	50,8	Kramer and Trümper 1986
<i>Chlorella vulgaris</i>	celdichtheid	6 h	EC50	43,2	Kramer and Trümper 1986
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	groeisnelheid	48 h	EC50	4,7	NITE 2002
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomassa	72 h	EC50	1,5	NITE 2002
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	48 h	EC50	8	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	72 h	EC50	2,2	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	96 h	EC50	2,4	Geyer et al. 1985
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	groeisnelheid	72 h	EC50	6,3	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	celdichtheid	168 h	EC50	2,1	Schmidt 1989, geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker, 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomassa	96 h	EC50	2,8	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	O ₂ -productie	niet bekend	LOEC	9,75 ^E -5	Schmidt and Schnabl 1988

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	24 h	EC50	0,06	Rott 1981, geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker, 1993
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	24 h	EC50	18,0	Zhao et al. 1985
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	24 h	EC50	13	Kühn et al. 1989a
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	24 h	EC50	3,2	Bringmann and Kühn 1982
<i>Daphnia magna</i>	Sterfte	48 h	LC50	0,05	Maas-Diepeveen and Van Leeuwen 1986
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	48 h	EC50	0,31	Kühn et al. 1989a
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	48 h	EC50	0,104	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	48 h	EC50	0,167	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	48 h	EC50	0,197	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	48 h	EC50	0,153	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h contacttijd	EC50	0,105	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h contacttijd	EC50	0,172	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h contacttijd	EC50	0,204	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h contacttijd	EC50	0,162	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		24 h	EC50	0,06	Anon. 981, geciteerd in Atri 1986
Vissen					
<i>Carassia auratus</i>	Sterfte	48 h	LC50	54,4	Liu et al. 1996
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	48 h	LC50	46	Spieser 1981, geciteerd in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993 en Atri 1986
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	96 h	LC50	34,5	Zok et al. 1991
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	96 h	LC50	44	Burkhardt-Holm et al. 1999
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	96 h, 2 h contacttijd	LC50	30,7	Lee et al. 1993

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	96 h, 2 h contacttijd	LC50	31,0	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	96 h, 2 h contacttijd	LC50	30,9	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	Sterfte	96 h, 2 h contacttijd	LC50	31,6	Lee et al. 1993
<i>Ictalurus punctuatus</i>	Sterfte	96 h	LC50	23	Julin and Sanders 1978
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterfte	96 h	LC50	2,4	Julin and Sanders 1978
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterfte	48 h	LC50	26,5	Braunbeck and Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterfte	48 h	LC50	16,5	Braunbeck and Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterfte	48 h	LC50	9,8	Braunbeck and Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterfte	48 h	LC50	23	Knie et al. 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterfte	96 h	LC50	11	Hermens et al. 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterfte	96 h	LC50	14	Julin and Sanders 1978
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterfte	96 h	LC50	16,3	Hodson 1985
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterfte	24 h	LC50	19 ^b	Lysak and Marcinek 1972
<i>Oryzas latipes</i>	Sterfte	24 h	LC50 ^c	43	Tonogai et al. 1982
<i>Oryzas latipes</i>	Sterfte	48 h	LC50 ^c	28	Tonogai et al. 1982
<i>Oryzas latipes</i>	Sterfte	96 h	LC50	37,7	Holcombe et al. 1995
<i>Oryzas latipes</i>	Sterfte	96 h	LC50	5,8	Nite 2002
<i>Pimephales promelas</i>	Sterfte	96 h	LC50	32,5	Veith and Broderius 1987; Broderius et al. 1995
<i>Pimephales promelas</i>	Sterfte	96 h	LC50	30,6	Geiger et al. 1988
<i>Pimephales promelas</i>	Sterfte	96 h	LC50	12	Julin and Sanders 1978
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterfte	14 d	LC50	26,0	Hermens et al. 1984
Overige organismen					
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	celdichtheid	40 h	EC50	114	Schultz 1999
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	celdichtheid	48 h	EC50	5,63	Arnold et al. 1990
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	celdichtheid	48 h	EC50	5,42	Schultz 1999

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	celdichtheid	24 h	EC50	10	Yoshioka et al. 1985
<i>Uronema parduczi</i>		22 h	LOEC	2,3	Janicke and Hilge 1980, geciteerd in Atri 1986
<i>Brachionus rubens</i>	Sterfte	24 h	LC50	100	Halbach et al. 1983
<i>Pichia sp.</i>	Groei	niet bekend	EC50	78,7	Kwasniewska and Kaiser 1984
<i>Rhodotorula rubra.</i>	Groei	niet bekend	EC50	109	Kwasniewska and Kaiser 1984
<i>Rhodotorula sp.</i>	Groei	niet bekend	EC50	ca. 128	Kwasniewska and Kaiser 1984
<i>Sacharomyces cerevisiae</i>	Groei	overnacht	LOEC	2,02	Liao et al. 1996
<i>Sacharomyces cerevisiae</i>	Fermentatie	16-18 h	EC20	17,9	Weber et al. 2000
<i>Chironomus plumosus</i>	immobilisatie	48 h	EC50	43	Julin and Sanders 1978

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
4-chlooraniline					
106-47-8					
Bacteriën					
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescentie	5 min.	EC50	3,20	Ribo and Kaiser 1984
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescentie	15 min.	EC50	3,76	Ribo and Kaiser 1984
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescentie	15 min.	EC50	5,9	Maas-Diepeveen and Van Leeuwen 1986
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescentie	15 en 30 min.	EC50	34,3	Zhao et al. 1993, 1995
<i>Vibrio fischeri</i>	bioluminescentie	30 min.	EC50	5,08	Ribo and Kaiser 1984
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Crangon septemspinosa</i>	Sterfte	10 h	LC50	12,5	McLeese et al. 1979
<i>Crangon septemspinosa</i>	Sterfte	96 h	LC50	< 46	McLeese et al. 1979
Vissen					
Overige organismen					
<i>Mya arenaria</i>	Sterfte	29 h	LC50	15,1	McLeese et al. 1980
<i>Mya arenaria</i>	Sterfte	96 h	LC50	< 46	McLeese et al. 1980

Stofgegevensblad

- bentazon -

1 Stof

Naam:	bentazon
IUPAC-naam:	(3-(1-methylethyl)-1 <i>H</i> ,2,1,3-benzothiadiazine-4(3 <i>H</i>)-one, 2,2-dioxide)
CAS-nummer:	25057-89-0
EG-nummer:	246-585-8
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	613-012-00-1
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	lijst 1 nr. 132
Code:	Sandre: 1113
Stofgroep:	Diazines

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	450 µg/l	73 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	45 µg/l	7,3 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (Zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 73 µg/l MAC-MKN = 450 µg/l	zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (Overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 7,3 µg/l MAC-MKN = 45 µg/l	zie 8.1
Sedimentorganismen	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 6.2
Doorvergiftiging	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 6.3
Visconsumptie	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 7
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	1 µg/l	zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EEG)	0,1 µg/l	zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
Xn; R22 Xi; R36 R43 R52-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	doelstelling	0,1 µg/l	
DE	KN	0,1 µg/l	
NL		64 µg/l	
FR		190 µg/l	
LU		0,1 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Bentazon is een contactherbicide dat behoort tot de groep van de diazines. De stof wordt opgenomen via de bladeren en de kiem maar ook geabsorbeerd via de wortels. Het werkingsmechanisme is gebaseerd op de reductie van de Hill-reactie en op de remming van de fotosynthese. De stof wordt bij voorkeur na opkomst van het gewas toegepast op onkruiden in tweebladstadium.

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

In Duitsland zijn gewasbeschermingsmiddelen die de werkzame stof bentazon bevatten, toegelaten (BBA, 2007: <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>). Er bestaan voor deze middelen echter wel toepassingsbeperkingen.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	pH 3 : 490 mg/l bij 20 °C ~pH 7 : 570 mg/l bij 20 °C	EC 2000
Dichtheid		
Dampdruk	$1,7 \cdot 10^{-4}$ Pa bij 20 °C (100% zuiverheid)	EC 2000
Henry-constante	$7,2 \cdot 10^{-5}$ Pa m ³ mol ⁻¹	

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	pH 5: stabiel (25 °C) pH 7: stabiel (25 °C) pH 9: stabiel (25 °C)	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	DT50 (laboratorium): pH 5 : 122 u pH 7 : 93 /63 u pH 9 : 14 u	EC 2000
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	-	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	3-isopropyl-2,3-dioxo-5-oxocyclopenteno[d]1H-2,1,3-thiadiazin-4(3H)-one 6 carbonic acid (21 %) (pH 7)	
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	pH 5 : 0,77 bij 22 °C pH 7 : - 0,46 bij 22 °C pH 9 : - 0,55 bij 22 °C 2,8	EC 2000 Gould & Hansch
Koc		
Bioaccumulatie		
BCF (vis)		
BAF (vis)	indien relevant	
BMF (biomagnificatie)	indien relevant	

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Om de ecotoxicologische gevolgen in te schatten, zijn er voor bacteriën, algen, kreeften en vissen resultaten van chronische tests beschikbaar. De effectgegevens voor de meest gevoelige soorten zijn weergegeven in bijlage 1. De laagste chronische waarde is voor algen beschikbaar (*Pseudokirchneriella subcapitata*, NOEC = 732 µg/l). De laagste acute waarde is eveneens voor algen vastgesteld (*Pseudokirchneriella subcapitata*, EC 50 = 4500 µg/l). De waterplant *Lemna gibba* (EC50 = 5350 µg/l) reageert vergelijkbaar gevoelig.

Voor zoutwaterorganismen zijn zeer weinig en alleen acute toxiciteitsgegevens beschikbaar (zie ECOTOX-gegevensbank van de US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>).

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden.

6.3 Bescherming van “visetende” diersoorten (doorvergiftiging)

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen voor de visconsumptie en andere aquatische biota wordt niet overschreden.

Zie ook EC (2000)

http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm .

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

JG-MKN = $732 \mu\text{g/l} / 10 = 732 \mu\text{g/l}$ (afgerond $73 \mu\text{g/l}$)

MAC-MKN = $450 \mu\text{g/l} / 10 = 450 \mu\text{g/l}$.

Overige oppervlaktewateren

Op basis van de enkele effectgegevens die in de ECOTOX-gegevensbank van de US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> beschikbaar zijn, kan geen uitspraak worden gedaan over de gevoeligheid van zoutwaterorganismen. Daarom wordt de MKN voor overige oppervlaktewateren afgeleid uit de gegevens voor zoetwaterorganismen, met inachtneming van een extra veiligheidsfactor van 10.

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

MAC-MKN = $4500 \mu\text{g/l} / 100 = 45 \mu\text{g/l}$

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van “visetende” diersoorten

Zie hoofdstuk 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Zie hoofdstuk 7

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een verplichte A1-waarde te worden toegepast voor pesticiden – totaal van 1 µg/l. De maximumwaarde voor water voor menselijke consumptie (drinkwater) in de EG-richtlijn 98/83/EG (voorheen 80/778/EEG) bedraagt 0,1 µg/l voor bepaalde gewasbeschermingsmiddelen. De maximumwaarde voor drinkwater mag niet worden overschreden in leidingwater. De MAC-MKN van 450 µg/l en de JG-MKN van 73 µg/l voor bentazon ter bescherming van de aquatische levensgemeenschappen in zoete wateren volstaan misschien niet om aan de maximumwaarde voor drinkwater te voldoen als bij de drinkwaterwinning uit oppervlaktewateren conform art. 7 van de KRW alleen eenvoudige zuiveringsmethodes worden toegepast (categorie A1 van de richtlijn 75/440/EEG, bijv. filtratie en desinfectie).

9 Bron

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/](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/>

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Bentazon					
25057-89-0					
Bacteriën					
<i>Proteolytische micro-organismen</i>	geen gegevens		NOEC	1000	IKSR, Bazin & Chambon 1980
Algen					
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	geen gegevens	4 d	NOEC	< 980	BBA 1993
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	geen gegevens	4 d	NOEC	1950	ICS-Datenbank
Waterplanten					
<i>Lemna gibba</i>	geen gegevens	14 d	NOEC	3060	ICS-Datenbank
<i>Lemna gibba</i>	geen gegevens	14 d	EC50	5350	ICS-Datenbank
<i>Lemna gibba</i>	geen gegevens	14 d	EC50	5350	ICS-Datenbank
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	21 d	NOEC	120000	ICS-Datenbank
Vissen					
<i>Cyprinus carpio</i>	geen gegevens	21 d	NOEC	> 20000	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	21 d	NOEC	48000	ICS-Datenbank
<u>Bentazon-Na-zout</u>					
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomassa	3 d	NOEC	732	ICS-Datenbank
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomassa	3 d	NOEC	1750	ICS-Datenbank

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen chronische effectgegevens.

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Bentazon					
25057-89-0					
Bacteriën					
Algen					
<i>Chlorella fusca</i>	groei	1 d	EC50	42500	Faust et al. 1993
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	geen gegevens	4 d	EC50	47300	ICS-Datenbank
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	geen gegevens	4 d	LC50	47400	BBA 1993
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	LC50	125000	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	NOEC	62500	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	LC50	125000	BBA 1993
Vissen					
<i>Perca flavescens</i>	geen gegevens	4 d	LC50	100000	ICS-Datenbank
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	4 d	NOEC	>100000	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	4 d	LC50	190000	BBA 1993
<u>Bentazon-Na-zout</u>					
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	biomassa	3 d	EbC50	34370	ICS-Datenbank
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	abundantie	5 d	EC50	4500	OPP 2000
<u>Lysimeterpercolaat</u>					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	EC0	11,4	ICS-Datenbank
Vissen					
<i>Brachydanio rerio</i>	geen gegevens	4 d	LC0	11,4	ICS-Datenbank

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen acute effectgegevens.

Stofgegevensblad

- chloortoluron -

1 Stof

Naam:	chloortoluron
IUPAC-naam:	N'-(3-chloor-4-methylfenyl)-N-N-dimethyl-ureum
CAS-nummer:	15545-48-9
EG-nummer:	239-592-2
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	616-105-00-5
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	L II
Code:	Sandre: 1136
Stofgroep:	herbicides

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	2,3 µg/l	0,4 µg/l	jaar-gemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	0,23 µg/l	0,04 µg/l	jaar-gemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,4 µg/l MAC-MKN = 2,3 µg/l	zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,04 µg/l MAC-MKN = 0,23 µg/l	zie 8.1
Sedimentorganismen	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 6.2
Doorvergiftiging	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 6.3
Visconsumptie	90 µg/l	
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	1 µg/l	Zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	0,1 µg/l	Zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
Carc. Cat. 3; R40 Repr. Cat. 3; R63 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
DE	wettelijk	0,4 µg/l	jaargemiddelde
FR		1 µg/l	
NL		0,22 µg/l	ad hoc MTR

3.3 Effect en toepassing

Chloortoluron is een selectief herbicide dat behoort tot de groep van de ureumderivaten. De stof wordt door de wortels opgenomen en via de transpiratiestroom naar de stelen en de bladeren getransporteerd. De bladeren zelf nemen slechts een gering gedeelte op waarbij de werkzame stof alleen tot de bladpunten wordt getransporteerd. Het werkingsmechanisme is gebaseerd op een remming van de fotosynthese (fotosysteem II).

De stof wordt meestal toegepast tegen eenjarig onkruid inclusief een aantal grassoorten. De stof wordt als herbicide toegepast in de vooropkomst en in de naopkomst van wintergraan.

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

In Duitsland zijn op dit moment geen gewasbeschermingsmiddelen toegelaten die de stof chloortoluron bevatten. In Nederland is de toepassing van stoffen die chloortoluron bevatten niet meer toegelaten sinds 1 mei 2002. (zie www.ctb.agro.nl).

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	74 mg/l bij 25 °C	IUCLID
	70 mg/l bij 20 °C	Mackay et al., 2000
Dichtheid	1,40 g/cm ³ bij 20 °C	Mackay et al., 2000
Dampdruk	1,7 * 10 ⁻⁵ Pa bij 25 °C	Mackay et al., 2000
Henry-constante	5,7 * 10 ⁻⁵ Pa * m ³ /mol bij 20 °C	Mackay et al., 2000

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	57 d bij 20 °C en pH 9	IUCLID
	>200 d bij 30 °C en pH 5, 7, 9	Mackay et al., 2000
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	>= 1200 d	IUCLID
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)		
Halfwaardetijd van afbraak in bodem	135 d	Mackay et al., 2000
Halfwaardetijd van afbraak in water	57 d bij 20 °C en pH 9	IUCLID
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	2,5	IUCLID
	2,41	Mackay et al., 2000
Koc	2,18-2,81	Mackay et al., 2000
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	27	Mackay et al., 2000
BAF (vis)		
BMF (biomagnificatie)		

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Om de ecotoxicologische gevolgen in te schatten, zijn er voor algen, kreeften en vissen resultaten van chronische tests beschikbaar. Voor bacteriën zijn alleen onderzoeken van acute tests beschikbaar. De effectgegevens voor de meest gevoelige soorten zijn weergegeven in bijlage 1.

Het onderzoek van Ma et al., 2003 met de scenedesmus quadricauda, groei, 4 d, EC50, 18 µg/l wordt niet gebruikt voor de afleiding omdat de validiteit totnogtoe niet is getoetst.

Voor mariene organismen zijn alleen acute toxiciteitsgegevens beschikbaar. Deze gegevens zijn er alleen voor algen en schelpdieren. Omdat er te weinig gegevens beschikbaar zijn voor zoutwaterorganismen, worden de gegevens voor zoutwater- en zoetwaterorganismen gecombineerd geëvalueerd.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden. Er valt te verwachten dat als aan een MKN ter bescherming van de aquatische levensgemeenschappen wordt voldaan hierdoor ook de sedimentorganismen worden beschermd.

6.3 Bescherming van “visetende” diersoorten (doorvergiftiging)

Op basis van de log Pow van 2,5 valt niet te verwachten dat een accumulatie in de voedselketen plaatsvindt.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Op basis van de log Pow van 2,5 valt niet te verwachten dat een accumulatie in de voedselketen plaatsvindt. Conform Lepper, 2005 wordt wel aan de triggerwaarde voor het berekenen van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie voldaan, omdat voor deze stof de classificatie ‘Carc. Cat. 3; R40 Repr. Cat. 3; R63; N; R50-53’ geldt.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

De laagste waarde op basis van chronische tests is voor algen (*scenedesmus subspicatus*) een EC10 = 4 µg/l. Om een JG-MKN ter bescherming van de aquatische levensgemeenschappen af te leiden wordt de EC10-waarde van de gevoeligste algensoort gebruikt. Rekening houdend met de beschikbare gegevens dient een veiligheidsfactor van 10 te worden gebruikt.

$$\text{JG-MKN} = 4 \text{ µg/l} / 10 = 0,4 \text{ µg/l.}$$

EU-beoordeling van de werkzame stof:

Relevant voor de beoordeling van acute of chronische blootstelling van aquatische systemen is de EbC50 van 0,024 (0,02-0,028) mg a.i./l afkomstig van een test met *scenedesmus subspicatus*. De voor de beoordeling relevante TER is 10 ⇒ **“PNEC” = 0,0024 mg/l = 2,4 µg/l.**

Nationale beoordeling conform de Duitse wet inzake gewasbescherming:

Naast de bovenvermelde test is er een test met *Lemna gibba* beschikbaar. Hier is een ietwat lagere EC50-waarde vastgesteld dan in het onderzoek met *L. gibba* dat op EU-niveau is beoordeeld: EC50 (droge biomassa) = 0,023 mg/l. De voor de beoordeling relevante TER voor acute en chronische blootstelling is 10 ⇒ **“PNEC” = 0,0023 mg/l = 2,3 µg/l.**

Op basis van de gegevens van de vergunningsinstantie voor gewasbeschermingsmiddelen (*Lemna gibba*, EC50 = 23 µg/l) en door toepassing van een lagere veiligheidsfactor 10, wordt een MAC-MKN van 2,3 µg/l verkregen.

Overige oppervlaktewateren

De testgegevens van zoetwater- en mariene organismen worden gecombineerd gebruikt. Conform Lepper, 2005 dient een veiligheidsfactor van 100 te worden toegepast, omdat er geen NOEC-waarde beschikbaar is op basis van een chronische test met een mariene soortengroep.

$$\text{JG-MKN} = 4 \mu\text{g/l} / 100 = 0,04 \mu\text{g/l}.$$

Voor de berekening van de MAC-MKN wordt een veiligheidsfactor van 100 gebruikt.
 $\text{MAC-MKN} = 23 \mu\text{g/l} / 100 = 0,23 \mu\text{g/l}.$

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Zie hoofdstuk 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Aan de triggerwaarde is voldaan (zie hoofdstuk 7). Zoals vermeld in hoofdstuk 2.2 wordt hier een beoordelingscriterium voorgesteld voor het beschermingsdoel "humane visconsumptie".

Dit criterium wordt als volgt afgeleid:

De EU heeft voor chloortoluron een ADI afgeleid van 0,04 mg/kg lg/d (= 40 $\mu\text{g/kg lg/d}$) in het 'review report for the active substance chlorotoluron' van 15 februari 2005. Conform Lepper, 2005 kan hiermee een kwaliteitsnorm voor visconsumptie worden berekend van:

$$\text{BC}_{\text{visconsumptie}} = 0,1 * 40 * 70 / 0,115 = 2435 \mu\text{g/kg visproduct}$$

(Hypotheses:

Veiligheidsfactor 0,1; lichaamsgewicht 70 kg; consumptie van vis en zeevruchten per inwoner 0,115 kg/d)

De omrekening naar de waterfase kan gebeuren conform Lepper (2005) met:

$$\text{BC}_{\text{visconsumptie.water}} = \text{BC}_{\text{visconsumptie}} / \text{BCF}$$

(de BM_1 -factor is in dit geval 1)

Met een BCF-waarde van 27 verkrijgt men:

$$\text{BC}_{\text{water}} = 2435 \mu\text{g/kg visproduct} / \text{BCF (27)} = 90 \mu\text{g/l}$$

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een verplichte A1-waarde van 1 $\mu\text{g/l}$ te worden toegepast voor pesticiden-totaal.

Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde voor afzonderlijke gewasbeschermingsmiddelen te worden toegepast van 0,1 $\mu\text{g/l}$.

9 Bron

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. Adviesrapport Chloortoluron. 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/>

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)²

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
chloortoluron					
15545-48-9					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	groei	4	NOEC	50	Anton et al. 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	biomassa	3d	EC10	4	ICS-Datenbank
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	groei	3d	LOEC	10	BBA 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	groei	4d	NOEC	50	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	groei	4d	NOEC	10	Anton et al. 1993
Waterplanten					
<i>Lemna gibba</i>	groei	7d	EC10	5	ICS-Datenbank
<i>Lemna gibba</i>	groei	7d	EC50	23	ICS-Datenbank
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21d	NOEC	16670	BBA 1993
Vissen					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	groei	21d	NOEC	400	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	21d	NOEC	410	ICS-Datenbank
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	21d	NOEC	440	ICS-Datenbank
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	groei	21d	LOEC	1800	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	21d	LOEC	1960	ICS-Datenbank

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen chronische effectgegevens.

² De EC50- of de LC50-waarden of andere acute eindpunten, bijv. LC100 op basis van chronische tests, staan vermeld in tabel 2 a/b.

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Chloortoluron					
15545-48-9					
Bacteriën					
<i>Zuiveringsslibbacteriën</i> (aëroob)	Ademhaling	3h	EC50	>100000	ICS-Datenbank
Algen					
<i>Chlorella fusca</i>	Groei	1d	EC50	23	Faust et al. 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Groei	3d	EC50	24	BBA 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Groei	4d	EC50	>25,8	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Groei	4d	EC50	100	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Groei	4d	EC50	>100	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Groei	4d	EC50	1490	Ma et al., 2001
<i>Chlorella vulgaris</i>	Groei	4d	EC50	25,3	Ma et al., 2002
<i>Scenedesmus acutus</i>	Groei	4d	EC50	84,6	Ma, 2002
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Groei	4d	EC50	18	Ma et al., 2003
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	Groei	4d	EC50	130	RIVM/CSR
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	groei	4d	EC50	10	RIVM/CSR
Waterplanten					
<i>Lemna gibba</i>	groei	7d	EC50	23	ICS-Datenbank
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	2d	EC50	67000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	immobilisatie	2d	EC50	> 70000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21d	LC100	30900	BBA 1993
Vissen					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	sterfte	4d	LC50	35000	Bathe et al. 1972
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	sterfte	2d	LC50	45000	Bathe et al. 1972
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	groei	21d	LC100	7000	BBA 1993

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Chloortoluron					
15545-48-9					
Bacteriën					
Algen					
<i>Isochrysis galbana</i>	groei	21d	EC50	83	His and Seaman, 1993
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	groei	21d	EC50	420	His and Seaman, 1993
<i>Isochrysis galbana</i>	groei	21d	EC50	83	His and Seaman, 1993
Waterplanten					
Kreeften					
Vissen					
Overige organismen					
Schelpdieren					
<i>Crassostrea gigas</i>	groei	9d	EC50	600	His and Seaman, 1993

Stofgegevensblad
- dibutyltinverbindingen -

1 Stof

Naam:	Dibutyltinchloride
IUPAC-naam:	dibutyltindichloride
CAS-nummer:	683-18-1
EG-nummer:	211-670-0
EG-richtlijn 67/548/EEG bijlage I index	-
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	49
Code:	
Stofgroep:	organotinverbindingen

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitorings waarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	-	0,09 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	-	0,09 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,2 µg/l MAC-MKN = -	Zie sectie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,2 µg/l MAC-MKN = -	Zie sectie 8.1
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	0,29 µg/l	evenwichtswaarde in water volgend uit het biotacriterium (zie hfst. 8.3)
Visconsumptie	0,09 µg/l	Evenwichtswaarde in water volgend uit het biotacriterium (zie hfst. 8.4)
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)		geen grenswaarde vastgelegd
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)		geen grenswaarde vastgelegd

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
Muta. Cat. 3; R68 – Repr. Cat. 2; R61 – T; R25 – T+; R26 – Xn; R21 – T; R48/25 – C; R34 – N, R50-53	ECB, 2004

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren

Staat	Status	Waarde µg/l	Opmerking
DE	grenswaarde	0,01 µg/l	DBSn-kation
FR	grenswaarde	0,167 µg/l	DBSnD
NL	grenswaarde	0,02 µg/l	DBSnD
NL	grenswaarde	0,7 µg/l	DBSnO
NL	grenswaarde	0,02 µg/l	DBSn-zouten
AT	grenswaarde	0,01 µg/l	DBSn-kation
ICBR	doelstelling	0,8 µg/l	DBSn-verbindingen 90-percentiel

3.3 Effect en toepassing

Dibutyltinverbindingen worden gebruikt als stabilisatoren in PVC (mercapto-esters en -carboxylaten), katalysatoren voor polymeren (voor PUR, DBSn-lauraat voor speciale siliconen, DBSn-oxide voor de met kataforese aangebrachte grondlak in de automobieliindustrie) en als glascoating (DBSn-fluoride en DBSn-chloride). Soms worden deze verbindingen ook gebruikt als regelaar van de lading in toners of als stabilisator in drukinkt.

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Overeenkomstig de richtlijn 2002/62/EG tot de negende aanpassing van bijlage I bij Richtlijn 76/769/EEG geldt:

- 1) Organische tinverbindingen mogen niet op de markt worden gebracht om te worden gebruikt als stoffen en bestanddelen van preparaten, wanneer zij fungeren als biocide in los gebonden aangroeiwerende verf.
- 2) Organische tinverbindingen mogen niet op de markt worden gebracht of worden gebruikt als stoffen en bestanddelen van preparaten die fungeren als biociden ter voorkoming van de aangroeiing van micro-organismen, planten of dieren op:
 - alle vaartuigen, ongeacht hun lengte, bedoeld voor gebruik op volle zee, in kustgebieden, in estuaria, op binnenwateren of op meren;
 - fuiken, drijvers, netten, alsmede alle overige apparatuur of uitrusting die bij de teelt van vissen en schaal- en schelpdieren wordt gebruikt;
 - alle apparatuur of uitrusting die zich geheel of gedeeltelijk onder water bevindt.
- 3) Organische tinverbindingen mogen niet worden gebruikt als stoffen en bestanddelen van preparaten die bestemd zijn om te worden gebruikt bij de behandeling van industrieel water.

Voor DBSn-verbindingen is waarschijnlijk alleen punt 3 relevant.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	320 mg/l bij 20 °C en pH 2,5 (OESO-richtlijn 105)	Witco, 1988
	33 mg/l	RPA, 2005
Dichtheid	1,37 - 1,4 bij 20 °C	Witco, 1988
Dampdruk	0,16 Pa bij 25 °C	Witco 1988, RPA, 2005
Henry-constante	1-1,38 Pa*m ³ /mol	INERIS k.D., RPA 2005

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	geen informatie 122 d (DBSnD, bodem)	RPA, 2005
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	0,6 d (DBSnD)	RPA, 2005
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	inherently biodegradable 5,5% na 28 d (DBSnD) conform OESO 301B	RPA, 2005
Indien van toepassing: relevante metabolieten		
Sorptiegedrag		
P _{ow}	1,5	IUCLID 2000
	1,89 - 5,33 (voor DBSnD c.q. DBSnO)	FH-IME, 2007
log K _{oc}	5,07 (K _{oc} = 117493)	RPA, 2005
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	135 (DBSn, gemeten) 12-135 (DBSn, gemeten waarden in verschillende organen van carassius carassius grandoculis)	RPA, 2005 Bursch, 2003

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

De ecotoxicologische gegevens die werden gebruikt voor de afleiding zijn ontleend aan de al bekende gegevens (die opnieuw geëvalueerd zijn), en een literatuursearch in current contents en toxline. Gegevens uit de IUCLID-gegevensbank (stand van 2000) zijn wel overgenomen in bijlage 1, maar omdat

deze niet gevalideerd kunnen worden, zijn ze niet meegenomen bij de uiteindelijke normafleiding.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

Conform het EU-document waarin de methode wordt beschreven (Lepper, 2005, tabel 1a) bedraagt de triggerwaarde voor de afleiding van een milieukwaliteitsnorm voor sediment $Kp_{SPM-water} \geq 3$. De Kp_{susp} is een beter criterium. Het karakteriseert de verdeling tussen vaste fase en water in zwevend stof en staat in directe relatie tot de Koc-waarde (FH-IME, 2007). Deze waarde ligt ongeveer bij 4 en overschrijdt dus de triggerwaarde. Daarom is de afleiding van een overeenkomstig criterium noodzakelijk.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Conform Lepper (2005, tabel 1a) bedraagt de triggerwaarde voor de afleiding van een milieukwaliteitsnorm voor visetende diersoorten $BCF \geq 100$. Deze waarde wordt overschreden. Daarom is de afleiding van een overeenkomstig criterium noodzakelijk.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Aan de triggerwaarde voor de afleiding van een milieukwaliteitsnorm voor de menselijke consumptie van vis en zeevruchten conform Lepper (2005, tabel 1b) is (tenminste voor DBSnD) voldaan, gezien de aanwezigheid van (a) indicaties van afwijkingen in het genoom (R61), b) indicaties van schadelijkheid bij aanraking met de huid of bij opname door de mond (R21, R25), c) gevaar voor schade bij langdurige blootstelling bij opname door de mond (R48/25) en een $BCF > 100$.

In de EG-richtlijnen 98/83/EG (water voor menselijke consumptie) en 75/440/EEG (water voor drinkwaterproductie) zijn geen maximumwaarden voor dibutyltinverbindingen vastgelegd.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

In bijlage 1 zijn de aquatische toxiciteitsdata samengevat. Per soort is een eindpunt geselecteerd (op basis van de meest relevant blootstellingsduur, gevoeligste parameter, etc.). Hiervoor zijn alleen gevalideerde waarden gebruikt (Klimisch, 1997). Wanneer voor een soort meerdere effectgegevens beschikbaar waren, dan is waar mogelijk het geometrisch gemiddelde genomen. Daarna is, wanneer meerdere eindpunten beschikbaar zijn, van de eindpunten de gevoeligste genomen. De geselecteerde gegevens zijn vermeld in tabel 8a (zoet water) en tabel 8b (zout water).

Tabel 8a:

Geselecteerde zoetwaterdata voor dibutyltinzouten, uitgedrukt in µg/l dibutyltinchloride. De vetgedrukte waarden zijn gebruikt voor de normafleiding.

Chronisch		Acuut	
Taxonomische groep	NOEC of EC10 [µg/l]	Taxonomische groep	LC50 of EC50 [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 geometrisch gemiddelde van 80 en 100

^b geometrisch gemiddelde van 900 en 317

^c geometrisch gemiddelde van 5800, 1023, 3249, 981 en 11476

Tabel 8b:

Geselecteerde zoutwaterdata voor dibutyltinzouten, uitgedrukt in µg/l dibutyltinchloride. De vetgedrukte waarden zijn gebruikt voor de normafleiding.

Chronisch		Acuut	
Taxonomische groep	NOEC of EC10 [µg/l]	Taxonomische groep	LC50 of EC50 [µg/l]
Crustacea	85 ^a	Bacteria	199 ^b
Mollusca	2	Bacteria	422 ^c
		Algae	40
		Algae	181
		Rotifera	625

^a geometrisch gemiddelde van 72.1 en 101

^b geometrisch gemiddelde van 182 en 217

^c geometrisch gemiddelde van 380, 440 en 450

^d geometrisch gemiddelde van 900 and 1660

Een t-toets laat zien dat de acute en chronische datasets niet significant verschillend zijn (respectievelijk $p = 0,14$ en $p = 0,46$). Omdat de gevoeligheid van de testorganismen uit zoet en zout water niet verschillen op basis van de gebruikte datasets, kunnen ze samengevoegd worden. Uiteindelijk moet (conform Lepper, 2005) voor zoet en zout water wel een verschillend spoor gevolgd worden voor de afleiding van de milieukwaliteitsnorm.

De acute basisset (algen, daphnia, vis) is compleet. Chronische NOECs zijn beschikbaar voor algen, crustaceeën, vissen en molluscan. Geen NOEC is beschikbaar voor *Daphnia magna*, maar weight of evidence (niet de laagste LC50; IUCLID-NOEC die hoger ligt dan NOECs van andere soorten) laat zien dat *Daphnia magna* niet de gevoeligste soort is. De laagste chronische NOEC wordt vastgesteld bij *Mytilus edulis* (larve, remming van de groei, 672 µg/l) en bedraagt 2 µg/l.

Zoete oppervlaktewateren

Voor zoetwater, kan conform Lepper, 2005 een veiligheidsfactor $AF = 10$ te worden gebruikt, omdat er waarden zijn voor zowel algen, vissen als crustaceeën. "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)." Bovendien is er ook een NOEC voor de soort met de laagste LC50 uit de acute tests (algen). Daaruit volgt een PNEC voor zoete oppervlaktewateren van $2 / 10 = 0,2 \mu\text{g/l}$.

Voor zoetwaterorganismen vloeit daar een $\text{MKN}_{\text{zoete oppervlaktewateren}}$ uit voort van $0,2 \mu\text{g/l}$

Overige oppervlaktewateren

Voor zout water mag ook een veiligheidsfactor van 10 worden toegepast omdat er NOECs zijn voor de drie trofische niveaus (algen, crustaceeën en vissen) en er twee NOECs zijn voor specifieke mariene taxonomische groepen, te weten mollusca (marine bivalve *M. edulis*) en crustaceeën (marine crab *R. harrisii*). Uit de NOEC van $2 \mu\text{g/l}$ voor mollusca en een assessment factor van 10, volgt een PNEC voor overige oppervlaktewateren van $2 / 10 = 0,2 \mu\text{g/l}$.

Voor zoutwaterorganismen vloeit daar een $\text{MKN}_{\text{overige oppervlaktewateren}}$ uit van $0,2 \mu\text{g/l}$.

Voor de afleiding van de MAC-MKN wordt de laagste acute L(E)C50 gebruikt, in dit geval $40 \mu\text{g/l}$ voor algen. Volgens Lepper moet er een assessment factor van 100 gebruikt worden met een extra veiligheidsfactor wanneer er 'potential to bioaccumulate' is. Bij de doorvergiftigingsroute is voor de berekening van een PNEC de triggerwaarde hiervoor: een BCF groter dan 100. Aangezien aan deze triggerwaarde wordt voldaan, moet een extra veiligheidsfactor bovenop de factor 100 worden gebruikt om de MAC-MKN te bepalen. Met een totale veiligheidsfactor van 1000 wordt de MAC-MKN $40 / 1000 = 0,04 \mu\text{g/l}$. Omdat deze waarde lager is dan de JG-MKN voor zoete oppervlaktewateren en overige oppervlaktewateren, kan er geen waarde voor de MAC-MKN worden afgeleid.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Aan het triggercriterium is voldaan (zie hfst. 6.2).

In het kader van een Oostenrijks onderzoeksproject (FH-IME, 2007) is de afleiding van een beoordelingscriterium voor het beschermingsdoel sediment (c.q. zwevend stof) uitgevoerd conform Lepper, 2005. Op basis van de in dit verband gebruikte gegevens (zie FH-IME, 2007, gegevensblad dibutyltinverbindingen) kan het volgende worden vastgesteld:

Conform Lepper, 2005, hfst. 4.3.2.3 en 4.3.2.4 kan een $\text{MKN}_{\text{Sediment}}$ worden afgeleid m.b.v. de evenwichtsmethode indien er geen overeenkomstige effectgegevens beschikbaar zijn voor sedimentorganismen. Dit is van toepassing op dibutyltinverbindingen. De evenwichtsmethode houdt alleen rekening met de opname van stoffen via de waterfase. Andere blootstellingsroutes kunnen echter ook relevant zijn, bijv. opname van sediment of direct contact met sediment. Uit een reeks onderzoeken zijn er echter aanwijzingen dat de laatstgenoemde blootstellingsroutes minder belangrijk zijn wanneer de $\log K_{\text{OW}}$ -waarde < 5 , anders moet een veiligheidsfactor 10 worden gebruikt. Voor dibutyltin zijn er berekende $\log K_{\text{OW}}$ -waarden (m.b.t. DBSnO) > 5 beschikbaar. Daarom wordt een veiligheidsfactor 10 toegepast.

Men verkrijgt voor het gezochte **beoordelingscriterium BC**:

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

met:

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

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

1000 = conversiefactor m^3/kg naar l/kg

$$MKN_{\text{water}} = 0,0002 [\text{mg}/\text{l}]$$

Dat betekent dus, met een veiligheidsfactor van 10:

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

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

Dit beoordelingscriterium zou kunnen worden gebruikt voor sediment c.q. zwevend stof. Er wordt nogmaals uitdrukkelijk gewezen op het feit dat deze waarde niet is afgeleid op basis van ecotoxicologische testgegevens maar is berekend op basis van een MKN_{water} .

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Aan het triggercriterium is voldaan (zie hfst. 6.3).

In het kader van een Oostenrijks onderzoeksproject (FH-IME, 2007) is de afleiding van een beoordelingscriterium voor het beschermingsdoel visetende organismen uitgevoerd conform Lepper, 2005. Op basis van de in dit verband gebruikte gegevens (zie FH-IME, 2007, gegevensblad dibutyltinverbindingen) kan het volgende worden vastgesteld:

In de HSDB-gegevensbank kon een bruikbare NOAEL-waarde worden gevonden die is gebaseerd op een onderzoek naar het caloriegebruik bij de rat over een periode van 90 dagen (FH-IME, 2007)

NOAEL (rat, 90 d, oraal) = 1,5 mg/kg bw/d (omgerekend naar dibutyltin-kation)
NOEC (rat, 90 d, oraal) = 30 ppm (m.b.t. het voer, omgerekend naar dibutyltin-kation)

De NOEC-waarde – hieronder beschreven als $NOEC_{\text{prooi}}$, om de predator-prooi-relatie duidelijk te maken – is de basis voor de berekening van het beoordelingscriterium, uitgedrukt als aanvaardbare stofconcentratie in de prooi voor de bescherming van de predator op het eind van de voedselketen. Het beoordelingscriterium $BC_{\text{doorvergiftiging,prooi}}$ wordt berekend door de $NOEC_{\text{prooi}}$ te delen door een veiligheidsfactor waarvan de hoogte afhankelijk is van de testduur en het testdesign. Voor onderhavig geval beveelt het EU-richtsnoer voor risicobeoordeling een veiligheidsfactor 90 aan (EC, 2003).

$$\mathbf{BC_{doorvergiftiging,prooi} = NOEC_{prooi} (30 \text{ mg/kg}) / 90}$$

$$\mathbf{= 0,3 \text{ mg DBSn/kg prooi (wwt).}}$$

Dit criterium kan naar een $MKN_{doorvergiftiging,water}$ worden omgerekend met behulp van de BCF-waarde en een aanvullende factor 10 (Lepper, 2005):

$$\mathbf{MKN_{doorvergiftiging,water}}$$

$$\mathbf{= 300 \text{ }\mu\text{g/kg}_{doorvergiftiging,prooi} / BCF (135) * 10 = 0,22 \text{ }\mu\text{g/l.}}$$

Hieruit blijkt dat deze waarde hoger is dan de MKN_{water} . De MKN_{water} volstaat dus om ook visetende organismen voldoende te beschermen.

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Aan het triggercriterium is voldaan (zie hfst. 7).

De MKN voor visconsumptie wordt als volgt afgeleid:

Het CSTEEL heeft voor DBSnD een TDI van 0,27 $\mu\text{g/kg bw/d}$ (m.b.t. DBSnD) voorgesteld (RPA, 2005). Dit komt overeen met 0,21 $\mu\text{g/kg bw/d}$ m.b.t. het DBSn-ion. Conform Lepper, 2005 vloeit een kwaliteitsnorm uit voort van:

$$\mathbf{MKN_{visconsumptie} = 0,1 * 0,21 * 70 / 0,115 = 12,8 \text{ }\mu\text{g/kg visproduct}}$$

(Hypotheses:

veiligheidsfactor 0,1; lichaamsgewicht 70 kg; consumptie van vis en zeevruchten per inwoner 0,115 kg/d)

De omrekening naar de waterfase kan gebeuren conform Lepper (2005):

$$MKN_{visconsumptie \text{ water}} = MKN_{visconsumptie} / BCF$$

(de BM_1 -factor is in dit geval 1)

Met een BCF-waarde van 135 verkrijgt men

$$\mathbf{MKN_{visconsumptie \text{ water}} = 12,8 \text{ }\mu\text{g/kg visproduct} / BCF (135) = 0,09 \text{ }\mu\text{g/l}}$$

Deze waarde is lager dan de MKN_{water} . De MKN_{water} volstaat dus niet om ook de mens voldoende te beschermen tegen de opname via visconsumptie.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Er werd geen norm vastgelegd (zie hoofdstuk 7).

9 Bron

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 harrisii*. *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).

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen met dibutylverbindingenTabel 1a: Overzicht van de **chronische** effectgegevens voor zoetwaterorganismen, uitgedrukt in µg/l dibutyltinchloride

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Bacteriën					
<i>Pseudomonas putida</i>	Remming van groei	16 h	LOEC	2500	Steinhäuser et al 1985
<i>unknown, isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -opname	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Bacillus sp., isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -opname	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Bacillus sp., isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -opname	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Gram-negative, isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -opname	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
Algen					
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Groei	96 h	NOEC	2,4	Huang et al 1993
<i>Daphnia magna</i>	-	504 h	NOEC	10,48	Analyt. Bio-Chemistry Lab Inc 1990
Molluscen					
<i>Anodonta anatina</i>	Mortaliteit	5040 h	EC100	38	UCLID, 2000
Vissen					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Lengte, fecunditeit	191 d	NOEC	453	Lytle et al., 2003
<i>Cyprinus carpio</i>	-	432	LC100	1000	Buzinova et al 1987
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortaliteit, gedrag	110 d	NOEC	49	De Vries et al., 1991
<i>Poecilia reticulata</i>	Mortaliteit, gedrag	31 d	NOEC	1800	Wester et al., 1990; Wester and Canton, 1991; Wester and Canton, 1987

a = veld geïsoleerde cultuur.

Tabel 1b: Overzicht van de **chronische** effectgegevens voor zoutwaterorganismen

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Crustaceeën					
<i>Carcinus maenas</i>	Mortaliteit		EC50	> 500	UCLID, 2000
<i>Crangon crangon</i>	Mortaliteit	672 h	EC50	> 750	UCLID, 2000
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>		12 d	LC50	863	Laughlin et al., 1985
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Mortaliteit	12 d	LC50	807	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Mortaliteit	12 d	LC50	1660	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Mortaliteit	10- 15d	EC10	1100	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Mortaliteit	10-15 d	EC10	296	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Mortaliteit	10-15 d	EC10	101	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Mortaliteit	10-15 d	EC10	72,1	Laughlin & French 1989
Molluscen					
<i>Crassostrea gigas</i>	Mortaliteit	49 d	LC50	100	Thian et al. 1987 in Widdows and Page; IUCLID
<i>Mytilus edulis</i>	Schelp groei	28 d	NOEC	2	Lapota et al., 1993
<i>N. diversicolor</i>	-	240 h	NOEC	> 100	UCLID, 2000
Vissen					
<i>Agonus cataphractus</i>	Mortaliteit	432 h	EC50	> 500	UCLID, 2000
<i>Solea solea</i>	Mortaliteit	504 h	LC50	> 500	UCLID, 2000

a = EC10 berekend door logistische dosis-respons relatie te fitten op data auteur ($r^2 = 0,983$)

b = EC10 berekend door logistische dosis-respons relatie te fitten op data auteur ($r^2 = 0,9777$)

c = EC10 berekend door logistische dosis-respons relatie te fitten op data auteur ($r^2 = 0,9981$)

d = EC10 berekend door logistische dosis-respons relatie te fitten op data auteur ($r^2 = 1$)

Tabel 2a: Overzicht van de **acute** effectgegevens voor zoetwaterorganismen

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Bacteriën					
<i>Activated sludge</i>	Dehydrogenase/zuurstof opname	1,67 h	IC50	48000	Liu and Thomson, 1986
<i>Pseudomonas fluorescens SHC-6</i>	Motiliteit	1 h	EC50	130550	Han and Cooney, 1995
<i>Serratia sp Gil-1</i>	Motiliteit	1 h	EC50	48578	Han and Cooney, 1995
Fungi					
<i>Hefen (Gisten)</i>	-	48 h	EC50	3700	UCLID, 2000
<i>Hefen (Gisten)</i>	-	48 h	EC50	22000	UCLID, 2000
Cyanobacteriën					
<i>A(Anabaena ?). cylindrica</i>	Remming van fotosynthese	3 h	EC50	2700	UCLID, 2000
<i>A(Anabaena ?). cylindrica</i>	Remming van nitrogenase	3 h	EC50	900	UCLID, 2000
<i>Plectonema boryanum</i>	Remming van fotosynthese	3 h	EC50	3300	UCLID, 2000
Algen					
<i>Ankistrodesmus falcatus acicularis</i>	Fotosynthese	4 h	EC50	17400	Wong et al 1982
<i>Platymonas sp.</i>	Groei	96 h	EC50	77	Huang et al 1997
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Groei	96 h	EC50	17	Huang et al 1993
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Groei	96 h	EC50	100	Huang et al 1993
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Groei	96 h	EC50	80	Huang et al 1996
Crustaceeën					
<i>Daphnia magna</i>	Remming van beweging	48 h	NOEC	451	UCLID, 2000
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisatie	24 h	EC50	317	Steinhäuser et al 1985
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisatie	24 h	EC50	900	Vighi und Calamari 1985
Vissen					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortaliteit	96 h	NOEC	2940	UCLID, 2000
<i>Cyprinodon variegatus</i>	-	96 h	NOEC	4	Bericht ES 1990
<i>Cyprinodon variegatus</i>		96 h	EC50	> 4800	Bericht ES 1990

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [$\mu\text{g/l}$]	Bron
<i>Leuciscus idus</i>	Mortaliteit	48 h	EC50	600	Steinhäuser et al 1985
<i>Oryzias latipes</i>	Mortaliteit	48 h	LC50	5800	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Mortaliteit	48	LC50	1023	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Mortaliteit	48	LC50	3249	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Mortaliteit	48	LC50	981	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Mortaliteit	48	LC50	11476	Nagase et al., 1991

a = gebruik van activated sludge.

b = omgerekend vanuit molariteit. Pre-exposed bacteria.

c = data: Huang Guolan et al 1996, omgerekend van $\mu\text{mol/l}$, geen verdere testgegevens

d = methoden beschreven door Rand and Petrocellic, incorrecte waarde

e = correcte waarde, herleid uit tabel

f = Volgens OECD guideline 203; omgerekend vanuit molariteit naar DBSnD-equivalenten.

Tabel 2b: Overzicht van de **acute** effectgegevens voor zoutwaterorganismen

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Bacteria					
<i>Vibrio fischeri</i> (Microtox)	Remming van luminescentie	0,5 h	EC50	300	UCLID, 2000
<i>Vibrio fischeri</i>	Remming van luminescentie	0,5 h	EC50	217	Steinhäuser et al 1985
<i>Vibrio fischeri</i>		15 min	EC50	182	Argese et al., 1998
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescentie	50 min	EC50	5700/7600	Thomulka and Lange, 1995
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescentie	50 min	EC50	18700	Thomulka and Lange, 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescentie	50 min	EC50	380	Thomulka and Lange, 1994
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescentie	50 min	EC50	88	Thomulka et al., 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescentie	50 min	EC50	440	Thomulka et al., 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	luminescentie		EC50	450	Thomulka and Lange, 1995; Thomulka and Lange, 1996
Algae					
<i>Skeletonema costatum</i>	Groei	72 h	EC50	40	Walsh et al 1985
<i>Skeletonema costatum</i>	Mortaliteit	72 h	LC50	>500	Walsh et al 1985
<i>Skeletonema costatum</i>		72 h	EC50	265	Walsh et al 1985
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Groei	72 h	EC50	181	Walsh et al 1985
Rotifera					
<i>Brachionus plicatilis</i>	Mortaliteit	24 h	LC50	625	Sun et al., 1997
Crustacea					
<i>Artemia franciscana</i>	Mortaliteit	24 h	LC50	228900	Hadjispyrou et al 2001
<i>Rhithripanopeus harrisi</i> (Larve)	Mortaliteit	?	EC50	900	UCLID, 2000
<i>Rhithripanopeus harrisi</i> (Larve)	Mortaliteit	?	EC50	1660	Environ.Tox.Chem 1985
Mollusca					
<i>Crassostrea pipiens</i>	Mortaliteit	24 h	EC50	380	UCLID, 2000
<i>Crassostrea pipiens</i>	Mortaliteit	24 h	EC90	690	UCLID, 2000
<i>Crassostrea gigas</i> (Larve)	Remming van beweging	48 h	EC50	109	UCLID, 2000
<i>Crassostrea gigas</i> (Larve)	Mortaliteit	48 h	EC50	131	UCLID, 2000

a = Microtox test

b = test met sediment

c = test met zand

d = Getal uit andere Thomulka-studie

e = nominale concentraties, gemiddelde waarden

f = nominael concentraties, waarde $EC_{50}Groei=0,265$

g = omgerekend vanuit $2.06e-3$ mmol

h = omgerekend van 89,4 mg Sn/L; ver boven oplosbaarheid

Stofgegevensblad
- dichloorprop-P -

1 Stof

Naam:	dichloorprop-P
IUPAC-naam:	(R)-2-(2,4-dichloorfenoxy)propionzuur
CAS-nummer	15165-67-0 ((+)-2-(2,4-dichloorfenoxy)propionzuur
EG-nummer:	69
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	
Code:	Sandre: 1169
Stofgroep:	herbicide, aryloxyzuur

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	7,6 µg/l	1,0 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangswateren)	0,76 µg/l	0,13 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (Zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 1,3 µg/l MAC-MKN = 7,6 µg/l	Zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (Overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,13 µg/l MAC-MKN = 0,76 µg/l	Zie 8.1
Sedimentorganismen	-	Zie 8.2
Doorvergiftiging	1,0 µg/l	Zie 8.3
Visconsumptie	1,2 µg/l	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	1 µg/l	Zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EEG)	0,1 µg/l	Zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
R22 R38 R41 R43 (Besluit van de EEG op 15-01-94)	Besluit van de EEG op 15-01-94

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	DS (doelstelling)	0,1 µg/l	water
AT			
DE	QN	0,1 µg/l	water
NL		40 µg/l	water dichloorprop – mengsel (CAS-nr. 120-36-5)
FR	voorlopig	0,5 µg/l	water
LU		0,1 µg/l	water

3.3 Effect en toepassing

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Niet van toepassing.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	0,59 g/l bij 20 °C 0,35 g/l bij 20 °C	BASF France Mackay handbook, 2000
Dichtheid	1,4-1,6 cm ³ /mol	Mackay handbook, 2000
Dampdruk	62 µPa bij 20 °C 4,0 – 4,5 * 10 ⁻⁴ Pa bij 25 °C	BASF France Mackay handbook, 2000
Henry-constante	2,5 * 10 ⁻⁵ Pa*m ³ /mol 2,69 * 10 ⁻⁴ Pa*m ³ /mol	Agritox Mackay handbook, 2000

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)		
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)		
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)		
Indien van toepassing: relevante metabolieten	2,4-dichloorfenol	CanTox Environmental, 2007

Eigenschap		Bron
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	1,77 - 3,43	Mackay handbook, 2000
K _{oc}	P=89 bij pH=4,6 170-1000	Pesticides Manual Mackay handbook, 2000
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	3162	CanTox Environmental, 2007

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Om de ecotoxicologische gevolgen in te schatten, zijn er voor algen, waterplanten, kreeften en vissen resultaten van chronische tests beschikbaar. De effectgegevens voor de meest gevoelige soorten zijn weergegeven in bijlage 1.

De laagste chronische waarde wordt vastgesteld bij algen (NOEC = 16 µg/l dichloorprop-P, dimethylaminezout (DP-P-DMA) komt overeen met 13 µg/l dichloorprop-zuur).

De laagste acute waarde wordt eveneens vastgesteld bij algen (EC₅₀ = 91 µg/l dichloorprop-P, dimethylaminezout (DP-P-DMA) komt overeen met 76 µg/l).

Voor zoutwaterorganismen zijn geen toxiciteitsgegevens beschikbaar.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde conform Lepper, 2005 om een MKN voor sedimentorganismen vast te stellen bedraagt $K_{p_{SPM-water}} \geq 3$. Deze waarde heeft een directe relatie met de log K_{OC} waarde. Aangezien log K_{OC} maximaal 3 is, en $K_{p_{SPM-water}}$ altijd lager is (zwevend stof bestaat maar gedeeltelijk uit OC), wordt deze triggerwaarde niet overschreden.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Conform Lepper (2005, tabel 1a) bedraagt de triggerwaarde voor de afleiding van een milieukwaliteitsnorm voor visetende diersoorten $BCF \geq 100$. Deze waarde wordt overschreden, daarom is afleiding van een MKN voor visetende diersoorten noodzakelijk.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Aan de triggerwaarde voor de afleiding van een milieukwaliteitsnorm voor de menselijke consumptie van vis en zeevruchten conform Lepper (2005) is voldaan gezien de classificatie als R22, en een BCF waarde van 3162.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

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

$$\text{MAC-MKN} = 76 \mu\text{g/l} / 10 = 7,6 \mu\text{g/l}$$

Overige oppervlaktewateren

De JG-MKN en MAC-MKN voor overige oppervlaktewateren worden afgeleid uit de gegevens voor zoetwaterorganismen, rekening houdend met een veiligheidsfactor van 100.

$$\text{JG-MKN} = 13 \mu\text{g/l} / 100 = 0,13 \mu\text{g/l}$$

$$\text{MAC-MKN} = 76 \mu\text{g/l} / 100 = 0,76 \mu\text{g/l}$$

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Aan het triggercriterium is voldaan (zie hoofdstuk 6.3).

Voor de berekening van de kwaliteitsnorm ter bescherming van visetende diersoorten zijn gegevens nodig over de concentratie in voedsel (mg/kg voedsel) waarbij geen effecten worden waargenomen ($\text{NOEC}_{\text{oral}}$). Voor dichloorprop-P (CAS-nr. 53404-31-2) werd door de WHO in 1996 een waarde van 100 mg/kg voedsel van ratten gebruikt voor de afleiding van een drinkwaternorm. Deze waarde wordt bij de hiernavolgende afleiding van een MKN ook gebruikt. De waarde volgde uit een 2 jaar durende studie met ratten.

Het beoordelingscriterium (BC) waaruit de MKN kan worden berekend volgt uit:

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

De bij de berekening gebruikte VF_{oral} is 30 (chronische studie met zoogdieren), zie tabel 8 in Lepper (2005).

Hieruit kan de $\text{MKN}_{\text{sec pois.water}}$ worden berekend:

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

$\text{MKN}_{\text{sec pois.water}}$ wordt dan $3300 / 3162 = 1,0 \mu\text{g/l}$ (afgerond, met $\text{BMF} = 1$)

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Aan het triggercriterium is voldaan (zie hoofdstuk 7.1). De $MKN_{hh.food}$ wordt hieronder afgeleid.

De EFSA heeft een waarde van 0,06 mg/kg/dag geselecteerd voor dichloorprop-P (Cantox Environmental ind., 2007). Deze waarde wordt in de afleiding gebruikt. Hiermee kan de $MKN_{hh.food}$ worden berekend:

$$MKN_{hh.food} = 0,1 * \text{thresholdlevel (in } \mu\text{g/kg lichaamsgewicht)} * 70 \text{ kg lichaamsgewicht} / 0,115 \text{ kg voedselconsumptie (vis, schaal- en schelpdieren)}$$

Dit leidt tot een waarde van $0,1 * 60 (\mu\text{g/kg}) * 70 \text{ kg} / 0,115 = 3652 \mu\text{g/kg}$ visproduct.

Hieruit kan de corresponderende concentratie in water worden berekend:

$$MKN_{hh.food.water} = MKN_{hh.food}(\mu\text{g/kg})/\text{BCF (BMF} = 1)$$

Dit leidt tot een waarde van $3652 / 3162 = 1,2 \mu\text{g/l}$ (afgerond) voor zowel zoet water als overige wateren.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde te worden toegepast van $0,1 \mu\text{g/l}$.

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een verplichte A1-waarde van $1 \mu\text{g/l}$ te worden toegepast voor pesticiden-totaal.

9 Bron

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)

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen met dichloorprop-P
tenzij anders vermeld.

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren (De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Dichlorprop					
15165-67-0					
Bacteriën					
<i>Pseudomonas putida</i>			NOEC	100.000	ICBR 1997
Algen					
Waterplanten					
<i>Navicula pelliculosa</i>		5 d	NOEC	16*	ICS-UBA
<i>Lemna gibba</i>		7 d	EC50	42.100	EU
<i>Lemna gibba</i>		14 d	EC50	4.100*	EU
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21 d	NOEC	100.000***	RIVM/CSR archives; 1992
<i>Daphnia magna</i>			NOEC	10.000***	IRC 1997
<i>Daphnia magna</i>		21 d	NOEC	100.000	EU
Vissen					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			NOEC	122.000	IRC 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			PNEC	100.000	EU
Overige organismen					

* dimethylaminezout

** ethylhexylester

*** dichloorprop – mengsel (CAS-nr. 120-36-5)

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen chronische effectgegevens.

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren (de waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Dichlorprop					
15165-67-0					
Bacteriën					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Groei	96 h	NOEC	180.000	RIVM/CSR archives; 1992
<i>Anabaena flos-aquae</i>		72 h	EC50	20.300	EU
<i>Anabaena flos-aquae</i>		72 h	EC50	20.300	EU
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (ex. <i>Selenastrum capricornutum</i>)		72 h	EC50	26.500	EU
<i>Navicula pelliculosa</i>		120 h	EC50	91	EU
Waterplanten					
<i>Navicula pelliculosa</i>		72 h	EC50	>100.000	EU
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	15.000	TEC
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	> 100.000	EU
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	>100.000*	EU
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	>1500**	EU
Vissen					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	sterfte	96 h	LC50	120.000	RIVM, 1992
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		96 h	LC50	100.000- 220.000	BASF France
<i>Lepomis macrochirus</i>	sterfte	96 h	LC50	>150.000*	EU
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ex. <i>Salmo gairdneri</i>)	sterfte	96 h	LC50	>150.000*	EU
<i>Lepomis macrochirus</i>	sterfte	96 h	LC50	10.000**	EU
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ex. <i>Salmo gairdneri</i>)	sterfte	96 h	LC50	10.000**	EU
Overige organismen					

* dimethylaminezout

** ethylhexylester

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen acute effectgegevens.

Stofgegevensblad

- dichloorvos -

1 Substantz

Naam:	dichloorvos
IUPAC-naam:	2,2-dichloorvinyl-dimethyl-fosfaat
CAS-nummer:	62-73-7
EG-nummer:	200-547-7
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	015-019-00-X
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	
Code:	Sandre: 1170
Stofgroep:	fosforzuurester

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	0,0007 µg/l	0,0006 µg/l	Jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangswateren)	0,00007 µg/l	0,00006 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,0006 µg/l MAC-MKN = 0,0007 µg/l	Zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,00006 µg/l MAC-MKN = 0,00007 µg/l	Zie 8.1
Sedimentorganismen	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 6.2
Doorvergiftiging	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 6.3
Visconsumptie	-	geen afzonderlijke waarde noodzakelijk, zie 7
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)		Zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	0,1 µg/l	Zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
T+; R26 T; R24/25 R43 N; R50	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
DE	KN	0,0006 µg/l	
ICBR	DS (doel-stelling)	0,0007 µg/l	
NL		0,0007 µg/l	
NL		0,003 µg/kg	sediment
FR		0,001 µg/l	
LU		0,1 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Dichloorvos is een insecticide en acaricide dat behoort tot de groep van de fosforzuuresters. Deze stof is giftig bij inademing en bij aanraking met de huid en werkt als een acetylcholinesteraseremmer. De stof verliest snel zijn werking vanwege de sterke vluchtigheid, maar kan wel worden toegepast direct voor de oogst of tegen ongedierte in gesloten opslagplaatsen. De langdurige werking kan bij toepassing in de volle grond eventueel worden verbeterd door gebruik van additieven of combinatie met andere werkzame stoffen.

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

In Duitsland zijn gewasbeschermingsmiddelen die de werkzame stof dichloorvos bevatten toegelaten (BBA, 2006).

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	8,8 g/l bij 20 °C	Perkow 2004
Dichtheid	1,415 bij 25 °C	Perkow 2004
Dampdruk	2,99 Pa bij 20 °C	Perkow 2004
Henry-constante	0,0258 Pa m ³ / mol	Perkow 2004

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)		
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)		
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)		

Eigenschap		Bron
Indien van toepassing: relevante metabolieten		
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	1,43	Perkow 2004
Koc		
Bioaccumulatie		
BCF (vis)		
BAF (vis)		
BMF (biomagnificatie)		

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Om de ecotoxicologische gevolgen in te schatten, zijn er voor algen, kreeften en vissen resultaten van chronische onderzoeken beschikbaar. Voor bacteriën zijn alleen resultaten van acute tests beschikbaar. De effectgegevens zijn in bijlage 1 weergegeven. De laagste waarde is beschikbaar voor kreeften (daphnia magna) (NOEC = 0,006 µg/l). De laagste acute waarde is vastgesteld bij de daphnia pulex (EC50 = 0,07 µg/l). Insecten reageren eveneens gevoelig op de werkzame stof.

Uit de gegevens van de U.S. ECOTOX EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> blijkt dat mariene organismen waarschijnlijk niet gevoeliger reageren dan zoetwater-organismen.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden. Er valt te verwachten dat als aan een MKN ter bescherming van de aquatische levensgemeenschappen wordt voldaan hierdoor ook de bentische levensgemeenschap wordt beschermd.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Op basis van de log Pow van 1,4 valt niet te verwachten dat een accumulatie in de voedselketen plaatsvindt.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

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

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

Om een JG-MKN af te leiden voor de bescherming van de aquatische levensgemeenschappen wordt, rekening houdend met de gegevens voor kreeften, de laagste waarde en een veiligheidsfactor 10 gebruikt. De JG-MKN bedraagt voor dichloorvos 0,0006 µg/l. Om een MAC-MKN af te leiden is de laagste EC50-waarde voor kreeften en een veiligheidsfactor 100 gebruikt.

JG-MKN = 0,006 µg/l / 10 = 0,0006 µg/l.

MAC-MKN = 0,07 µg/l / 100 = 0,0007 µg/l.

Overige oppervlaktewateren

Rekening houdend met een veiligheidsfactor 100 wordt een JG-MKN verkregen van 0,00006 µg/l.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Zie hoofdstuk 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Zie hoofdstuk 7

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van de drinkwaterproductie en het drinkwater

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) wordt ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een verplichte A1-waarde toegepast voor pesticiden – totaal. In de EG-richtlijn 75/440/EEG is voor dichloorvos geen maximumwaarde vastgelegd.

De maximumwaarde voor water voor menselijke consumptie (drinkwater) in de EG-richtlijn 98/83/EG (voorheen 80/778/EEG) bedraagt 0,1 µg/l voor afzonderlijke gewasbeschermingsmiddelen. De maximumwaarde voor drinkwater mag niet worden overschreden in leidingwater.

Voor dichloorvos zijn de MAC-MKN van 0,0007 µg/l en de JG-MKN van 0,0006 µg/l voor de bescherming van de aquatische levensgemeenschappen in zoete oppervlaktewateren duidelijk lager dan de maximumwaarde voor drinkwater.

9 Bron

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

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Dichloorvos					
62-73-7					
Bacteriën	geen gegevens	20 min.	EC50	202.800	Amann 1989
Algen					
<i>Plankton</i>	celproliferatie	90 d	TC	<14	Pal & Konar 1985
<i>Plankton</i>	C14-fixatie	4 h	NOEC	≥500	Raine et al. 1990
<i>Plankton</i>	C14-fixatie	4 h	LOEC	≤1.000	Raine et al. 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	geen gegevens	4 d	NOEC	18.000	ICS-Datenbank 1985
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	geen gegevens	4 d	LOEC	32.000	ICS-Datenbank 1985
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21 d	NOEC	0,006	Bruns & Knacker 1998
Vissen					
<i>Tilapia mossambica</i>	groei	90 d	LOEC	14	Pal & Konar 1985
<i>Cyprinus carpio</i>	groei	60 d	MATC	≥16	Verma et al. 1981
<i>Cirrhinus mrigala</i>	sterfte	60 d	MATC	>18,1	Verma et al. 1984
<i>Cirrhinus mrigala</i>	sterfte	60 d	MATC	<21,3	Verma et al. 1984

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets- criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Dichloorvos					
62-73-7					
Algen					
Kreeften					
<i>Homarus gammarus L.</i>	sterfte	23 d	NOEC	0,63	Mc Henery et al. 1996
Vissen					

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Dichloorvos					
62-73-7					
Bacteriën	geen gegevens	20 min.	EC50	202.800	Amann 1989
Algen					
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	geen gegevens	4 d	EbC50	52.800	ICS-Datenbank 1985
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	geen gegevens	4 d	ErC50	159.600	ICS-Datenbank 1985
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	NOEC	0,056	ICS-Datenbank 1985
<i>Daphnia pulex</i>	geen gegevens	2 d	EC50	0,07	U.S. EPA 1995
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	EC50	0,19	ICS-Datenbank 1985
Vissen					
<i>Cirrhinus mrigala</i>	sterfte	4 d	LC50	290	Verma et al. 1984
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	1 d	LC50	500	ICS-Datenbank
Overige organismen					
Wormen					
<i>Branchiura sowerbyi</i>	sterfte		LC5	32	Pal 1983
<i>Branchiura sowerbyi</i>	sterfte		LC50	71	Pal 1983
<i>Branchiura sowerbyi</i>	sterfte		LC95	109	Pal 1983
Schelpdieren					
<i>Anodonta cygnea</i>	gedrag	5 d	TC	9,9	Varanka 1987
Insecten					
<i>Pteronarcys californica</i>	sterfte	4 d	LC50	0,1	Johnson & Finley 1980

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen acute effectgegevens.

Stofgegevensblad

- dimethoaat -

1 Stof

Naam:	Dimethoaat
IUPAC-naam:	O,O-dimethyl S-methylcarbamoylmethyl phosphorodithioate
CAS-nummer:	60-51-5
EG-nummer:	200-480-3
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	015-051-00-4
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	73
Code:	SANDRE: 1175
Stofgroep:	Organofosfaat

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	0,7 µg/l	0,07 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	0,7 µg/l	0,07 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,07 µg/l MAC-MKN = 0,7 µg/l	Zie sectie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,07 µg/l MAC-MKN = 0,7 µg/l	Zie sectie 8.1
Sedimentorganismen	Niet relevant	Triggerwaarde voor afleiding van MKN niet gehaald; zie sectie 8.2
Doorvergiftiging	Niet relevant	Triggerwaarde voor afleiding van MKN niet gehaald; zie sectie 8.3
Visconsumptie	Niet relevant	Triggerwaarde voor afleiding van MKN niet gehaald; zie sectie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	1 µg/l	Zie sectie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	0,1 µg/l	Zie sectie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
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 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
DE		0,1 µg/l	
NL		23 µg/l	Afgeleid in het kader van de toelating van bestrijdingsmiddelen
FR		2,9 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Toegelaten in Nederland als gewasbeschermingsmiddel.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	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
Dichtheid	1,31 g/cm ³	European Commission, 2003
Dampdruk	2,5 * 10 ⁻⁴ Pa	European Commission, 2003
Henry-constante	1,2 * 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹ 1,42 * 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹	Tomlin, 2002 European Commission, 2003

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	156 dagen (pH 5; 25 °C) 68 dagen (pH 7; 25 °C) 4,4 dagen (pH 9; 25 °C)	IUCLID, 2000
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	> 175 days (25 °C)	IUCLID, 2000
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	Dimethoaat was niet 'ready biodegradable' (OECD 301 test; EU-DAR, 2005). In water-sediment simulatietesten (rivier- en vijverwater) is de halfwaardetijd 12-17 dagen. In simulatietesten in bodem is de halfwaardetijd 2 tot 4 dagen. Onder anaërobe omstandigheden is de halfwaardetijd in bodem 22 dagen.	European Commission, 2003; IUCLID, 2000
Relevante metabolieten	O-desmethyl dimethoate O,O-dimethyl phosphorothioate O,O-dimethyl phosphate Omethoate	
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	0,78 0,70	Mackay <i>et al.</i> , 2000; MlogP IUCLID, 2000; Tomlin, 2002
Koc	1,3 (bodem, 20-25 °C)	Mackay <i>et al.</i> , 2000
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	<1 (hele vis) 0,1 (hele vis) 0,23 (vislever) 0,07 (vis spieren)	Canton <i>et al.</i> , 1980 Begum <i>et al.</i> , 1997 Begum <i>et al.</i> , 1994 Idem
BCF (mossel)	0,3 0,39	Serrano <i>et al.</i> , 1995 Idem

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

In appendix 1 zijn de aquatische toxiciteitsdata samengevat. Per soort is een eindpunt geselecteerd (op basis van de meest relevant blootstellingsduur, gevoeligste parameter, etc.). Wanneer voor een soort meerdere effectgegevens beschikbaar waren dan is waar mogelijk het geometrisch gemiddelde genomen. Daarna is, wanneer meerdere eindpunten beschikbaar zijn, van de eindpunten de gevoeligste genomen. De geselecteerde gegevens zijn vermeld in tabel 6a (zoet water) en tabel 6b (zout water).

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde (bijv. conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

De triggerwaarde (bijv. conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt niet overschreden.

Tabel 6a: Geselecteerde zoetwaterdata voor dimethoaat.

(De vetgedrukte waarden zijn gebruikt voor de normafleiding.)

Chronisch		Acuut	
Taxonomische groep	NOEC of EC10 [mg/l]	Taxonomische groep	LC50 of EC50 [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 Laagste waarde, parameter fotosynthesesnelheid voor *Chlamydomonas reinhardtii*
- ^b Geometrisch gemiddelde van 30,5, 3,4 en 22,6 mg/l, parameter groeisnelheid voor *Selenastrum capricornutum*
- ^c Laagste waarde, parameter reproductie voor *Lymnaea stagnalis*
- ^d Laagste waarde, geometrisch gemiddelde van 0,029 en 0,024 mg/l, parameter groei voor *Daphnia magna*
- ^e Laagste waarde, parameter overleving voor *Brachydanio rerio*
- ^f Geometrisch gemiddelde van 0,4 en 1,5 mg/l, parameter groei voor *Oncorhynchus mykiss*
- ^g Laagste waarde, parameter gedrag voor *Poecilia reticulata*
- ^h Laagste waarde, parameter overleving voor *Salmo trutta*
- ⁱ Laagste waarde, parameters mortaliteit voor *Xenopus laevis*
- ^j Laagste waarde, parameter zuurstofproductie voor *Synechocystis sp.*
- ^k Laagste waarde, geometrisch gemiddelde van 36, 90,4 en 93,2 mg/l, parameter biomassa groei voor *Selenastrum capricornutum*
- ^l Geometrisch gemiddelde van 2,5, 6,75, 2,9, 6,4, 4,7, 22,12, 5,44, 3,5, 0,16, 0,58, 1,5, 0,74, 0,56, 1,8, 0,78, 0,8, 0,88, 3,32, 3,12, 2,2, 2, 0,465 en 4,7 mg/l, parameter mortaliteit/immobiliteit voor *Daphnia magna*
- ^m Geometrisch gemiddelde van 0,18 en 0,20 mg/l, parameter mortaliteit voor *Gammarus lacustris*
- ⁿ Geometrisch gemiddelde van 5,04 en 6,41 mg/l, parameter mortaliteit voor *Aedes aegypti*
- ^o Geometrisch gemiddelde van 6,8 en 7,8 mg/l, parameter mortaliteit voor *Brachydanio rerio*
- ^p Geometrisch gemiddelde van 1,34, 1,32, 1,31 en 1,62 mg/l, parameter mortaliteit voor *Channa gachua*
- ^q Geometrisch gemiddelde van 22,39 en 505 mg/l, parameter mortaliteit voor *Cyprinus carpio*
- ^r Geometrisch gemiddelde van 6 en 17,6 mg/l, parameter mortaliteit voor *Lepomis macrochirus*
- ^s Geometrisch gemiddelde van 30, 10, 8,6, 6,2, 8,6, 23, 7,5, en 24,5 mg/l, parameter mortaliteit voor *Oncorhynchus mykiss*
- ^t Geometrisch gemiddelde van 560, 120, 340, 13, 10,4 en 11,2 mg/l, parameter mortaliteit voor *Poecilia reticulata*
- ^u Geometrisch gemiddelde van 23,77, 11,4 en 12,52 mg/l, parameter mortaliteit voor *Tilapia mossambica*
- ^v Geometrisch gemiddelde van 11,7 en 10,8 mg/l, parameter mortaliteit voor *Rana cyanophlyctis*

Tabel 6b: Geselecteerde zoutwaterdata voor dimethoaat
(De vetgedrukte waarden zijn gebruikt voor de normafleiding.)

Chronisch		Acuut	
Taxonomische groep	NOEC of EC10 [mg/l]	Taxonomische groep	LC50 of EC50 [mg/l]
		Crustacea	15
		Crustacea	15,7 ^a
		Crustacea	0,55
		Crustacea	0,45 ^b
		Insecta	0,031 ^a
		Pisces	117

^a Laagste waarde bij saliniteit van 38‰

^b Geometrisch gemiddelde van 0,543 en 0,366 mg/l, parameter mortaliteit voor *Neomysis integer*

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Dimethoaat is niet geclassificeerd als mogelijk carcinogeen voor mensen. Het belangrijkste effect van dimethoaat is cholinesterase inhibitie, en ook effecten op het overleven van nakomelingen zijn gerapporteerd, alhoewel verondersteld wordt dat dit een effect is van gedragsveranderingen door cholinesterase inhibitie in de moeders (ratten). In een humaan-toxicologische vrijwilligersstudie is een NOEC gebaseerd op cholinesterase inhibitie gemeten van 0,202 mg/kg bw/d, waarop een ADI van 0,002 mg/kg bw/d is gebaseerd (European Commission, 2003).

De triggerwaarde om een MKN vast te stellen wordt niet overschreden.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

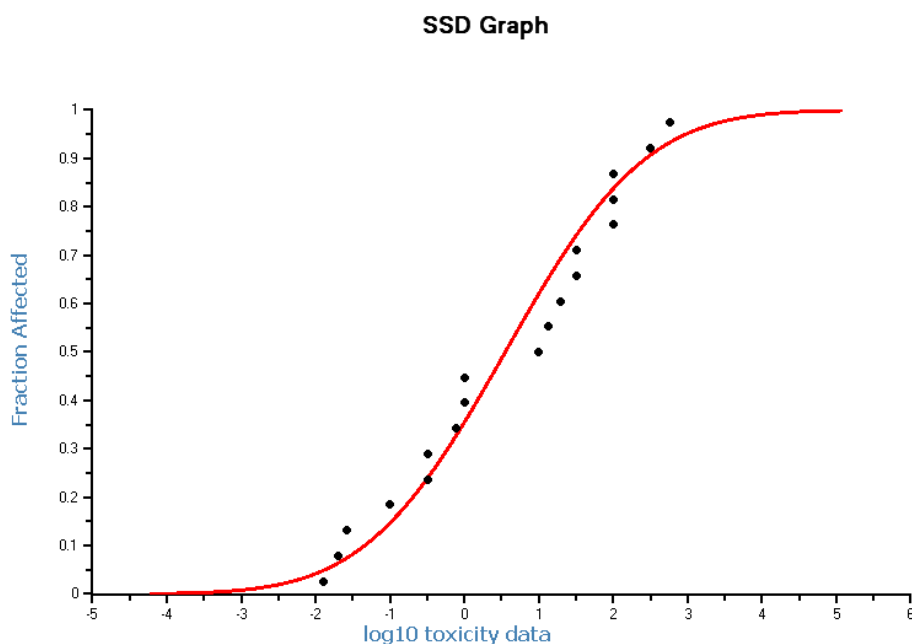
In principe moeten voor pesticiden de zoet- en zoutwaternorm apart afgeleid worden. Volgens Lepper, 2005: *"Freshwater effects data of plant protection products (PPP) shall normally not be used in place of saltwater data, because within trophic levels differences larger than a factor of 10 were found 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)."* Uit de dataset voor dimethoaat blijkt dat mariene soorten zeer waarschijnlijk niet gevoeliger zijn dan zoetwatersoorten. Bovendien komt de meest gevoelige taxonomische groep (insecten) vrijwel niet in zout water voor (alleen in overgangsgebieden en kustwateren). Er is in de dataset één zoutwaterinsectensoort aanwezig. Deze soort is niet gevoeliger dan de zoetwaterinsecten. Verder zijn er weinig zoutwaterinsectensoorten bekend. Daarom is er voor gekozen om voor deze normafleiding de zoet- en zoutwaterdata te combineren.

Mesocosm studies

Er zijn een aantal mesocosm studies voor dimethoaat aanwezig. Deze zijn uitgebreid geëvalueerd en de evaluatierapporten zijn opgenomen in Moermond *et al.*, 2007. De in dit document genoemde NOEC's zijn door ons bepaald met behulp van de gerapporteerde gegevens, en zijn niet hetzelfde als de NOEC's die door de auteurs gerapporteerd zijn. Verdere details hierover zijn ook te vinden in Moermond *et al.*, 2007. Voor 'stream-invertebrates' werd een NOEC bepaald van 1 µg/l voor structurele verschillen gemeten voor sommige populaties, gebaseerd op de nominale blootstellingsconcentratie gedurende vier weken (Baekken and Aanes, 1994). Bij 'enclosures' in oppervlaktewater is een effect op de biomassa van fytoplankton gemeten bij een chronische blootstelling gedurende 16 dagen van 0,95 µg/l (gemiddelde gemeten concentratie; Kallqvist *et al.*, 1994), resulterend in een NOEC van <0,95 µg/l. Ook een andere veldstudie geeft voor zoöplankton een NOEC van <0,95 µg/l (Hessen *et al.*, 1994) na 15 dagen blootstelling. Omdat effecten al worden waargenomen bij de laagste (1 µg/l nominaal) van de geteste concentraties en er dus alleen 'kleiner dan-' NOEC's van af te leiden zijn, kan er geen MKN_{binnenoppervlaktewateren} worden afgeleid op basis van deze mesocosm studies. Deze mesocosm studies kunnen wel worden meegenomen in de bepaling van de hoogte van de veiligheidsfactor bij afleiding van de kwaliteitsnorm.

Afleiding JG-MKN (monitoringswaarde)

Er zijn voldoende data om een statistische extrapolatie (SSD) uit te voeren. Het aantal en de soort taxa voldoen aan de criteria. De HC₅ is 12,1 µg/l (zie figuur 8a), met een 90% betrouwbaarheidsinterval van 0,942 – 67,8 µg/l. De HC₅ voldoet op ieder significantieniveau aan de norm.



Figuur 8a: SSD voor dimethoaat op basis van chronische data

De veiligheidsfactor voor een SSD moet tussen 1 en 5 liggen, waarbij een keuze voor een lagere factor dan 5 volledig moet worden gerechtvaardigd door de kwaliteit van de data (Lepper, 2005; Van Vlaardingen and Verbruggen, 2006). Er moet dan in ieder geval gekeken worden naar de *"overall quality of the data...; the diversity and representativity of the taxonomic groups covered by the database...; knowledge on presumed mode of action of the chemical...; statistical uncertainties...; comparisons between field and mesocosm studies..."*. In de gebruikte dataset is maar 1 NOEC van de gevoeligste taxonomische groep (insecten), die bovendien relatief hoog is. Daarnaast is de onzekerheid in de berekende HC5 aanzienlijk (90% betrouwbaarheidsinterval bestrijkt een gebied met een factor 72). Dat maakt het niet mogelijk een veiligheidsfactor lager dan 5 te kiezen. Met een veiligheidsfactor van 5 op de HC5 wordt de $MKN_{zoete\ oppervlaktewateren} = 12,1 / 5 = 2,4 \mu\text{g/l}$. Uit de mesocosm studies blijkt dat deze waarde nog steeds niet beschermend genoeg is aangezien al bij een concentratie van 1 $\mu\text{g/l}$ significante effecten worden waargenomen.

Voor het afleiden van de $MKN_{zoete\ oppervlaktewateren}$ geldt de volgende regel *"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). De laagste NOEC beschikbaar is 12,5 $\mu\text{g/l}$ voor de vis *Brachydanio rerio* (Grande et al., 1994); de laagste LC50 is 7 $\mu\text{g/l}$ voor de insectensoort *Baetis rhodani* (Baekken and Aanes, 1991). Met een veiligheidsfactor van 100 wordt de $MKN_{oete\ oppervlaktewateren} = 7/100 = 0,07 \mu\text{g/l}$. De $MKN_{overige\ oppervlaktewateren}$ is gelijk aan de $MKN_{zoete\ oppervlaktewateren}$ en is dus 0,07 $\mu\text{g/l}$.

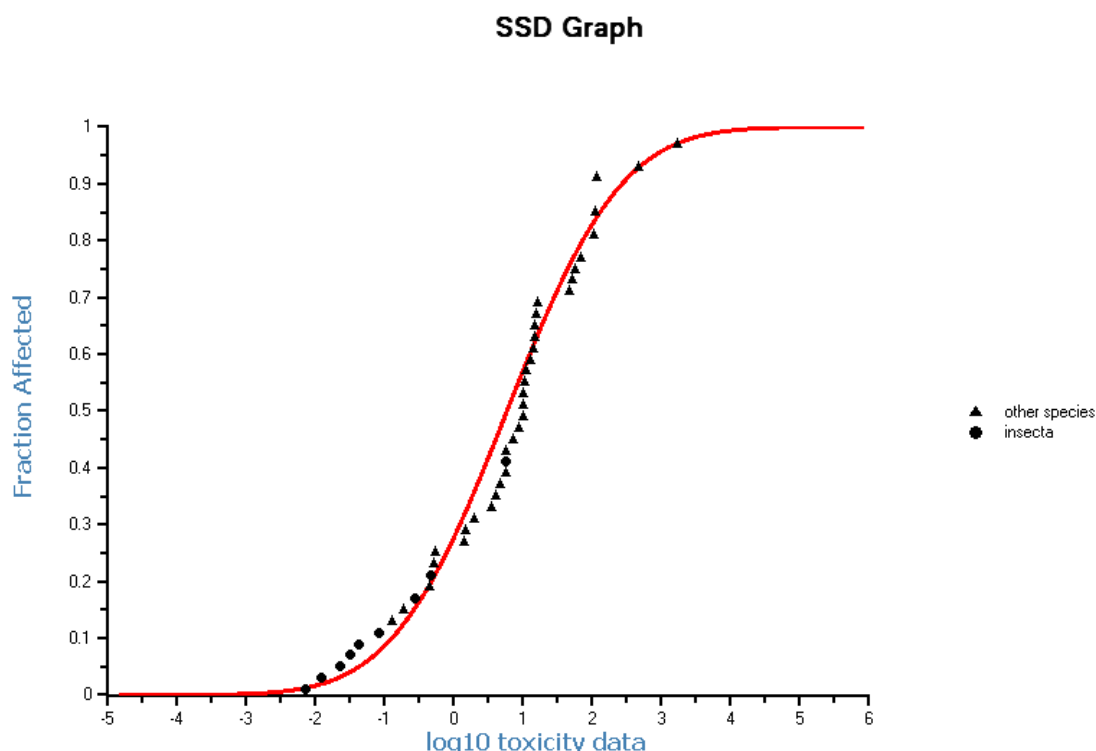
Afleiding MAC-MKN (maximumwaarde)

De basisset voor de acute data is compleet. De BCF is kleiner dan 100. Volgens de guidance voor de afleiding van de MAC-MKN moet dan een veiligheidsfactor van 100 genomen worden tenzij er informatie is over het werkingsmechanisme en de interspeciesvariatie klein is: *"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). In de dataset voor dimethoaat is het verschil tussen de LC50's van de verschillende soorten $2,5 \cdot 10^5$. Echter, de dataset is dermate groot, dat het verschil tussen de LC50's alleen al daardoor erg groot is. Bovendien is het werkingsmechanisme bekend (cholinesterase inhibitie) en zijn juist ook van de gevoelige soorten een behoorlijk aantal LC50's aanwezig. Daarom is een veiligheidsfactor van 10 gebruikt, die met de laagste LC50 van 7 $\mu\text{g/l}$ voor de insectensoort *Baetis rhodani* (Baekken and Aanes, 1991) een $MAC-MKN_{zoete\ oppervlaktewateren} = 70 \mu\text{g/l}$ geeft van 0,7 $\mu\text{g/l}$.

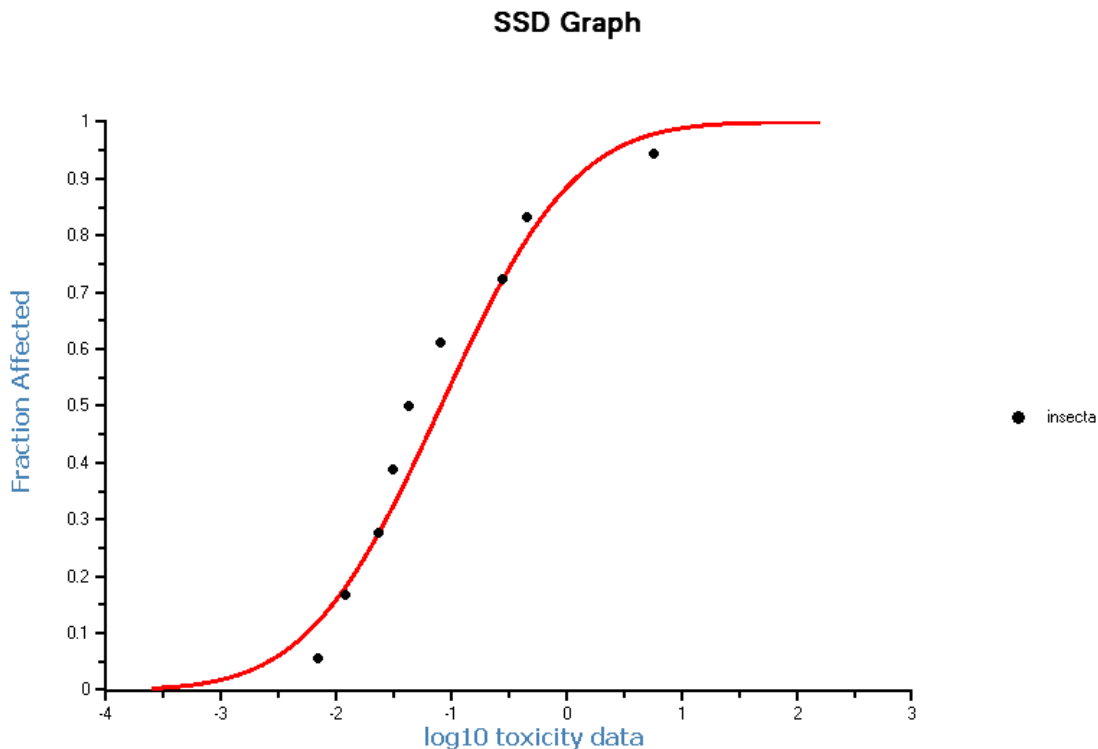
Ter vergelijking kan ook een SSD uitgevoerd worden op basis van de acute data (zie figuur 8b). Behalve voor de waterplant is de vereiste set compleet. Aangezien de chronische data voor waterplanten al laten zien dat dit niet een

gevoelige soort is, zal de afwezigheid van deze groep niet direct de laagste waarden in de SSD beïnvloeden maar eventueel wel de vorm (stijlheid) van de SSD-curve. Daarom is de afwezigheid ervan wel van invloed op de veiligheidsfactor. De HC_5 van de acute SSD is 33,1 $\mu\text{g/l}$, met een 90% betrouwbaarheidsinterval van 9,5-88,0 $\mu\text{g/l}$. De HC_5 voldoet op de significantieniveaus 0,025 en 0,01 aan de norm. Een veiligheidsfactor van 5 is gerechtvaardigd doordat (1) plant-gegevens ontbreken (zie hierboven) en (2) een groot deel van de concentraties van met name de laagste studies niet gemeten zijn. De $MAC\text{-}MKN_{\text{zoete oppervlaktewateren}}$ zou dan uitkomen op $33,1/5 = 6,62$ $\mu\text{g/l}$.

Echter, een SSD met alleen de insectendata (Figuur 8c) geeft een HC_5 van 2,25 $\mu\text{g/l}$. Dat betekent dat de $MAC\text{-}MKN_{\text{binnenoppervlaktewateren}}$ op basis van de SSD met alle soorten niet beschermend is voor insecten. Er is hier gekozen om van de veiligheidsfactor van 5 af te wijken, omdat deze SSD alleen de gevoelige soorten betreft. De veiligheidsfactor kan dan tussen 1 en 5 liggen (Lepper, 2005; Van Vlaardingen and Verbruggen, 2006), en in dit geval is gekozen voor een veiligheidsfactor van 3, omdat een groot deel van de concentraties van de gebruikte studies niet gemeten zijn en het aantal insectensoorten (9) relatief beperkt is. Met een veiligheidsfactor van 3 op de insecten- HC_5 komt de $MAC\text{-}MKN_{\text{zoete oppervlaktewateren}}$ op 0,75 $\mu\text{g/l}$, vrijwel dezelfde waarde als hierboven afgeleid met behulp van de laagste LC_{50} (0,7 $\mu\text{g/l}$). De voorgestelde $MAC\text{-}MKN_{\text{zoete oppervlaktewateren}}$ is daarom 0,7 $\mu\text{g/l}$.



Figuur 8b: SSD voor dimethoaat op basis van acute data.



Figuur 8c: SSD voor dimethoaat op basis van acute data voor insecten.

Een MAC-MKN_{overige oppervlaktewateren} kan niet afgeleid worden omdat hierover niets in de TGD (Lepper, 2005) opgenomen is.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Zie hoofdstuk 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Zie hoofdstuk 7

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde van 0,10 µg/l te worden toegepast.

9 Bron

- 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 dimethoaat en omethoaat.
- 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 Dimethoaat. 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. Schmallenberg, 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.

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren.
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
Dimethoaat					
60-51-5					
Bacteriën					
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	EC50	1731	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
Algen					
<i>Chlamydomonas noctigama</i>	groei	3 d	EC50	5,5	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	groei	72 h	EC50	470	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	groei	6 d	EC50	16	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Cyclotella sp.</i>	groei	6 d	EC50	14	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	72 h	EC50	282,3	Jansma <i>et al.</i> , 1991
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	96 h	EC50	36	Abdel-Hamid, 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	3 d	EC50	35	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	3 d	EC50	14	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	biomassa	3 d	EC50	90,4	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	3 d	EC50	282,3	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	biomassa	3 d	EC50	93,2	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	3 d	EC50	190,6	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
Waterplanten					

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	26 h	LC50	2,5	Frear and Boyd, 1967
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	24 h	EC50	3,5-10	Devillers <i>et al.</i> , 1985
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	2,9	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	48 h	LC50	6,4	Canton <i>et al.</i> , 1980; Hermens <i>et al.</i> , 1984
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	24 h	EC50	4,7	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 14
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	24 h	EC50	22,12	IUCLID, 2000: BASF Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	5,44	IUCLID, 2000: BASF Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	96 h	EC50	3,5	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	24 h	EC50	0,16	Vighi <i>et al.</i> , 1991
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	48 h	LC50	0,58	Maas, 1982
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	1,5	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	0,74	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	0,56	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	1,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	0,78	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	0,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	EC50	0,88	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	48 h	LC50	3,32	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Daphnia magna</i>	mortaliteit	48 h	LC50	3,12	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	LC50	2,2	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	LC50	2	Hertl, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	96 h	LC50	0,465	Wuthrich, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	immobiliteit	48 h	LC50	4,7	Ellgehaus, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Echinogammarus tibaldii</i>	immobiliteit	96 h	LC50	4,1	Pantani <i>et al.</i> , 1997
<i>Gammarus lacustris</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,2	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Gammarus lacustris</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,18	Baekken and Aanes, 1991
Vissen					
<i>Brachydanio rerio</i>	mortaliteit	24 h	LC50	>10	Devillers <i>et al.</i> , 1985
<i>Brachydanio rerio</i>	mortaliteit	96 h	LC50	6,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Brachydanio rerio</i>	mortaliteit	96 h	LC50	7,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Catla catla</i>	mortaliteit	96 h	LC50	10,5	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Channa gachua</i>	mortaliteit	96 h	LC50	1,343	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	mortaliteit	96 h	LC50	1,32	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	mortaliteit	96 h	LC50	1,313	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	mortaliteit	96 h	LC50	1,62	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa punctatus</i>	immobilisatie	96 h	LC50	20,5	Anees, 1975
<i>Clarias batrachus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	50	Begum <i>et al.</i> , 1994
<i>Cirrhinus mrigala</i>	mortaliteit	96 h	LC50	10,1	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Cyprinus carpio</i>	mortaliteit	96 h	LC50	505	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 13
<i>Cyprinus carpio</i>	mortaliteit	7 d	LC50	22,39	Basak and Konar, 1978
<i>Heteropneustes fossilis</i>	mortaliteit	7 d	LC50	45,71	Basak and Konar, 1978
<i>Labeo rohita</i>	mortaliteit	96 h	LC50	10,2	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Lebistes reticulatus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	5,7	Gupta <i>et al.</i> , 1984
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	6	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Lepomis macrochirus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	17,6	Caley <i>et al.</i> , unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortaliteit/ immobilisatie	96 h	LC50	30	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 12
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortaliteit	48 h	LC50	10	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortaliteit, verlamming, abnormaal gedrag	48 h	EC50	8,6	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortaliteit	96 h	LC50	6,2	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortaliteit	96 h	LC50	8,6	Mayer and Ellersieck, 1986

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortaliteit	24 h	LC50	23	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortaliteit	96 h	LC50	7,5	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	mortaliteit	96 h	LC50	24,5	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oryzias latipes</i>	Mortaliteit en verlamming	96 h	EC50	108	Jansma et al., 1991: ref 63
<i>Phoxinus phoxinus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,5	Grande et al., 1994
<i>Poecilia reticulata</i>	mortaliteit	96 h	LC50	560	Canton et al., 1980
<i>Poecilia reticulata</i>	Mortaliteit, verlamming, abnormaal gedrag	96 h	EC50	120	Canton et al., 1980
<i>Poecilia reticulata</i>	mortaliteit	96 h	LC50	340	Maas, 1982
<i>Poecilia reticulata</i>	mortaliteit	96 h	LC50	13	Beusen and Neven, 1989
<i>Poecilia reticulata</i>	mortaliteit	96 h	LC50	10,4	Beusen and Neven, 1989
<i>Poecilia reticulata</i>	mortaliteit	96 h	LC50	11,2	Beusen and Neven, 1989
<i>Puntius conchonius</i>	mortaliteit	96 h	LC50	1,435	Pant and Singh, 1983
<i>Rutilus rutilus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,5	Grande et al., 1994
<i>Saccobranhus fossils</i>	mortaliteit	96 h	LC50	4,57	Verma et al., 1982
<i>Salmo salar</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,13	Grande et al., 1994
<i>Salmo trutta</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,13	Grande et al., 1994
<i>Salvelinus alpinus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,13	Grande et al., 1994
<i>Salvelinus namaycush</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,13	Grande et al., 1994
<i>Tilapia mossambica</i>	mortaliteit	7 d	LC50	23,77	Basak and Konar, 1978
<i>Tilapia mossambica</i>	mortaliteit	48 h	LC50	11,4	Shafiei and Costa, 1990
<i>Tilapia mossambica</i>	mortaliteit	48 h	LC50	12,52	Shafiei and Costa, 1990
Overige organismen					
Cyanobacteria					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	groei	6 d	EC50	8,5	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	groei	5 d	EC50	10	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Synechocystis</i>	¹⁴ C-fixatie	1 h	EC50	46,24	Mohapatra et al., 1997

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Synechocystis</i>	O ₂ -productie	1 h	EC50	3,5	Mohapatra <i>et al.</i> , 1997
Amphiëën					
<i>Rana cyanophlyctis</i>	mortaliteit	96 h	LC50	11,7	Mudgall and Patil, 1987
<i>Rana cyanophlyctis</i>	mortaliteit	96 h	LC50	10,8	Mudgall and Patil, 1987
Protozoa					
<i>Paramecium aurelia</i>	mortaliteit	90 min.	NOEC	>5	Joshi and Misra, 1986
Mollusca					
<i>Physa fontinalis</i>	mortaliteit	96 h	LC50	>2	Baekken and Aanes, 1991
Insecta					
<i>Aedes aegypti</i>	mortaliteit	48 h	LC50	5,04	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Aedes aegypti</i>	mortaliteit	48 h	LC50	6,41	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Baetis rhodani</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,007	Baekken and Aanes, 1991
<i>Chironomid</i>	mortaliteit	24 h	LC50	0,012	Joshi <i>et al.</i> , 1975
<i>Culex fatigans</i>	mortaliteit	24 h	LC50	0,46	Tabassum <i>et al.</i> , 1993
<i>Heptagenia sulfurea</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,081	Baekken and Aanes, 1991
<i>Hydropsyche siltalai</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,023	Baekken and Aanes, 1991
<i>Libellula sp.</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,28	Sateesh <i>et al.</i> , 1996
<i>Pteronarcys californica</i>	mortaliteit	96 h	LC50	0,043	Mayer and Ellersieck, 1986

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in binnenoppervlaktewateren.
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.).

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
Dimethoaat					
60-51-5					
Bacteria					
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	specific growth rate	8 h	NOEC	320	Slooff and Canton, 1983
<i>Pseudomonas putida</i>		18	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	NOEC	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)
Waterplanten					
<i>Lemna minor</i>	specific growth rate	7 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Kreeften					
<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

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<i>Daphnia magna</i>	immobilization	21 d	NOEC	0,04	IUCLID, 2000: BASF AG 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	23 d	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)
Vissen					
<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

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
<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
<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
Overige organismen					
Cyanobacteria					
<i>Anabaena</i>	growth	72 h	NOEC	100	Perona <i>et al.</i> , 1991
<i>Microcystis aeruginosa</i>	specific growth rate	96 h	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Protozoa					
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	cell number	96 h	LOEC	1	Kumar <i>et al.</i> , 1989
Cnidaria					
<i>Hydra oligactis</i>	specific growth rate	21 d	NOEC	100	Slooff and Canton, 1983
Mollusca					
<i>Lymnaea stagnalis</i>	reproduction	40 d	NOEC	10	Slooff and Canton, 1983
<i>Lymnaea stagnalis</i>	mortality	40 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Lymnaea stagnalis</i>	hatch	7 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Insecta					
<i>Culex pipiens</i>	mortality	25 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Culex pipiens</i>	development	25 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
Amphibia					
<i>Xenopus laevis</i>	mortality	100 d	NOEC	1	Slooff and Canton, 1983
<i>Xenopus laevis</i>	development	100 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Xenopus laevis</i>	growth	100 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren.
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.)

Soort	Toets criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
Dimethoaat					
60-51-5					
Kreeftten					
<i>Americamysis bahia</i>	mortaliteit	96 h	LC50	15	US-EPA, 2006
<i>Artemia sp.</i>	mortaliteit	48 h	LC50	15,73	Song and Brown, 1998; Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Artemia sp.</i>	mortaliteit	48 h	LC50	10,14	Song and Brown, 1998
<i>Carcinus maenas</i>	mortaliteit	48 h	LC50	>3,3	Portmann and Wilson, 1971
<i>Crangon crangon</i>	mortaliteit	48 h	LC50	0,3-1	Portmann and Wilson, 1971
<i>Neomysis integer</i>	immobiliteit	96 h	LC50	0,543	Roast <i>et al.</i> , 1999
<i>Neomysis integer</i>	immobiliteit	96 h	LC50	0,366	Roast <i>et al.</i> , 1999
<i>Pandalus montagui</i>	mortaliteit	48 h	LC50	>0,033	Portmann and Wilson, 1971
<i>Penaeus aztecus</i>	mortaliteit	48 h	EC50	>1	Mayer, 1986
Vissen					
<i>Aphanius fasciatus</i>	mortaliteit	96 h	LC50	117	Boumaiza <i>et al.</i> , 1979
<i>Fundulus similis</i>	mortaliteit	48 h	LC50	>1	Mayer, 1986
Overige organismen					
Mollusca					
<i>Cardium edule</i>	mortaliteit	48 h	LC50	>3,3	Portmann and Wilson, 1971
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	mortaliteit	96 h	LC50	>56	Serrano <i>et al.</i> , 1995
<i>Venus gallina</i>	mortaliteit	96 h	NOEC	>32	Serrano <i>et al.</i> , 1995
Insecta					
<i>Aedes taeniorhynchus</i>	mortaliteit	48 h	LC50	0,031	Song and Brown, 1998; Song <i>et al.</i>, 1997
<i>Aedes taeniorhynchus</i>	mortaliteit	48 h	LC50	0,2	Song and Brown, 1998

Tabel 2b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren.
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [mg/l]	Bron
Dimethoaat					
60-51-5					
Kreeften					
<i>Artemia salina</i>	hatchability	48 h	NOEC	≥10	Kuwabara <i>et al.</i> , 1980

Stofgegevensblad

- MCPA -

1 Stof

Naam:	MCPA
IUPAC-naam:	4-chloor-o-tolyloxy-azijnzuur
CAS-nummer:	94-74-6
EG-nummer:	202-360-6
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	607-051-00-3
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	90
Code:	Sandre: 1212
Stofgroep:	herbiciden

Naast MCPA werden ook de ecotoxiciteitsgegevens van MCPA-DMA-zouten [CAS-nr. 2039-46-5] gebruikt voor de berekening van een MKN.

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	15,2 µg/l	1,4 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kusten en overgangswateren)	1,52 µg/l	0,14 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 1,4 µg/l MAC-MKN = 15,2 µg/l	Zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,14 µg/l MAC-MKN = 1,52 µg/l	
Sedimentorganismen		
Doorvergiftiging		
Visconsumptie		
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	1 µg/l	Zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	0,1 µg/l	Zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
Xn R22 R38 R41	http://ecb.jrc.it/classification-labelling/ Besluit van de Commissie voor Giftige Stoffen van 9 maart 2004

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
DE		0,1 µg/l	
NL		280 µg/l	
FR		42 µg/l	90-percentiel
LU		0,1 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Duitsland:

Gewasbeschermingsmiddelen die de werkzame stof MCPA bevatten, zijn toegelaten in Duitsland. Uit het register van toegelaten gewasbeschermingsmiddelen blijkt dat geen enkel product dat MCPA-esters bevat, is toegelaten in Duitsland (BBA, 1998). Bron: UBA-teksten 76/99

Nederland:

Producten die de werkzame stof MCPA bevatten, zijn toegelaten in Nederland. De bestrijdingsmiddelendatabank zegt over de toelating: "De expiratedatum 09-09-9999 betreft een 'van rechtswege toelating' waarvan de duur wordt bepaald door besluitvorming in de EU."

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

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	26,2 g/l bij 25 °C en een pH van 5 293,9 g/l bij 25 °C en een pH van 7 320,1 g/l bij 25 °C en een pH van 9	EC 2005
Dichtheid	optioneel	
Dampdruk	4 * 10⁻⁴ Pa bij 32 °C	EC 2005
Henry-constante	5,5 * 10⁻⁵ Pa*m³/mol bij 25°C	EC 2005

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	> 30 dagen, stabiel bij 25 °C en een pH van 5 tot 9	EC 2005
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	25,4 dagen bij pH=5, natuurlijk licht 88 minuten bij pH=5, kunstlicht 69 minuten bij pH=7, kunstlicht 97 minuten bij pH=9, kunstlicht	EC 2005
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	niet gemakkelijk biologisch afbreekbaar	EC 2005
Relevante metabolieten	2-methyl-4-chloorfenol	EC 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	verdelingscoëfficiënt (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) zuiverheid 99,4%.	EC 2005
Koc	bodem 10 - 157 (gemiddeld 74)	EC 2005
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	No potential for bioaccumulation	EC 2005
BAF (vis)		
BMF (biomagnificatie)		

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

De raming van de ecotoxicologische effecten is gebaseerd op de analyseresultaten van chronische tests op algen, kreeften en vissen. Voor bacteriën zijn geen gegevens beschikbaar.

Voor zoutwaterorganismen zijn geen ecotoxicologische effectgegevens beschikbaar.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN voor sediment vast te stellen, wordt niet overschreden.

6.3 Bescherming van “visetende” diersoorten (doorvergiftiging)

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN voor visetende dieren vast te stellen, wordt niet overschreden.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Op basis van de log Pow van < 3 valt niet te verwachten dat er accumulatie in voedselketen zal plaatsvinden. De triggerwaarde om een milieukwaliteitsnorm voor visconsumptie te berekenen, wordt niet overschreden.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

De effectgegevens voor de meest gevoelige soorten zijn weergegeven in bijlage 1. De laagste waarde op basis van chronische tests is vastgesteld bij algen en planten.

Het testresultaat uit het onderzoek van Caux et al. voor *Navicula pelliculosa* kan echter niet worden gebruikt voor de berekening van een MKN, omdat de vermelde NOEC-waarde van 9 µg/l op basis van andere getoetste gegevens voor algen (EC 2005) moet worden beschouwd als niet plausibel en/of geldig. De waterplant *Lemna gibba* heeft het gevoeligst gereageerd op MCPA.

De laagste geldige NOEC-waarde bedraagt 16,2 µg/l voor MCPA-DMA-zouten. Hieruit vloeit een NOEC-waarde voor MCPA voort van 13,5 µg/l. Omdat er voor algen, daphnia en vissen chronische gegevens beschikbaar zijn, mag een veiligheidsfactor van 10 worden toegepast.

JG-MKN = 13,5 µg/l / 10 = 1,35 µg/l; afgerond 1,4 µg/l.

De MAC-MKN kan worden berekend op basis van de laagste acute toxiciteitsgegevens (een EC50 van 152 µg/l voor *Lemna gibba*). Omdat er ook acute toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn voor de basisset van algen, daphnia en vissen mag een veiligheidsfactor van 10 worden toegepast. De waarde voor de MAC-MKN wordt 15,2 µg/l.

Overige oppervlaktewateren

Er zijn geen gegevens voor typisch mariene soorten. De JG-MKN voor overige oppervlaktewateren wordt daarom afgeleid uit de dataset voor zoete oppervlaktewateren, met een veiligheidsfactor van 100 (JG-MKN = 13,5 / 100 = 0,135 µg/l; afgerond 0,14 µg/l).

De MAC-MKN voor overige oppervlaktewateren kan worden berekend op basis van de laagste EC50 van 152 µg/l voor *Lemna gibba*. Deze waarde is lager dan acute toxiciteitswaarden voor algen, daphnia en vissen. Voor overige oppervlaktewateren wordt een veiligheidsfactor van 100 gehanteerd (Lepper, 2005). De MAC-MKN voor overige oppervlaktewateren wordt 1,52 µg/l.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

De BCF-waarden zijn opgenomen in de Monograph. Aangezien de log Kow lager is dan 3, hoeft voor doorvergiftiging geen MKN te worden berekend (de triggerwaarde voor de afleiding wordt niet overschreden).

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

MCPA behoort niet tot de CMR-stoffen. De triggerwaarde voor de berekening van een kwaliteitsnorm voor visconsumptie wordt niet overschreden.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde te worden toegepast van 0,1 µg/l.

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een maximumwaarde te worden toegepast van 1 µg/l.

9 Bron

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)

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%20range%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 Rybactivo 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

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren (Dee waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Onderzochte stof	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [$\mu\text{g/l}$]	Bron
MCPA						
97-74-6						
Bacteriën						
Algen						
<i>Selenastrum capricornutum</i>		celproliferatie	5 d	LOEC	26	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		celproliferatie	5 d	NOEC	9#	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		geen gegevens		NOEC	117.000	Hanstveit 1988
<i>Anabaena flos-aquae</i>		celproliferatie	5 d	LOEC	1.200	CCME 1995
<i>Anabaena flos-aquae</i>		celproliferatie	5 d	NOEC	470	Caux et al. 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		celproliferatie	5 d	LOEC	26	CCME 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		celproliferatie	5 d	NOEC	9	Caux et al. 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>	MCPA-DMA	groeisnelheid	5 d	NOEC	10.300	ICS
Waterplanten						
<i>Lemna gibba</i>		groei	14 d	LOEC	260	Caux et al. 1995
<i>Lemna gibba</i>		groei	14 d	NOEC	130	Caux et al. 1995
<i>Lemna minor</i>	MCPA-DMA	frond number	7 d	NOEC	127	ICS
<i>Lemna gibba</i>	MCPA-DMA	frond number	14 d	NOEC	16,2	ICS
Kreeften						
<i>Daphnia magna</i>		geen gegevens	21 d	NOEC	13.000	EC 2005
Vissen						
<i>Pimephales promelas</i>		geen gegevens	28 d	NOEC	15.000	EC 2005
<i>Galaxias maculatus</i>		bloedwaarden	20 d		> 2.000	Davies et al. 1994
Overige organismen						

Het testresultaat uit het onderzoek van Caux et al. *Navicula pelliculosa* kan echter niet worden gebruikt voor de berekening van een MKN, omdat de vermelde NOEC-waarde van 9 µg/l op basis van andere getoetste gegevens voor algen (EC 2005) moet worden beschouwd als niet plausibel en/of geldig.

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen chronische effectgegevens.

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	teststof	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
MCPA						
97-74-6						
Bacteriën						
Algen						
<i>Anabaena flos-aquae</i>		celproliferatie	5 d	EC50	6.700	CCME 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		groei	120 h	EC50	32.900	EC 2005
<i>Navicula pelliculosa</i>	MCPA-DMA	groei	5 d	EC50	32.900	ICS
<i>Navicula pelliculosa</i>		celproliferatie	5 d	EC50	630	CCME 1995
<i>Nitzschia sp.</i>		assimilatie	22 h	TEQ	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		groei	120 h	EC50	79.800	EC 2005
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		geen gegevens		NOEC	20.000	Koch & Memmert 1993
<i>Pseudoanabaena</i>		assimilatie	22 h	TEQ	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>		assimilatie	22 h	TEQ	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		celproliferatie	20 d	EC50	85.100	Fargasova 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>		celproliferatie	5 d	EC50	950	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		celdichtheid	120 h	EC50	79.800	EC 2005
Waterplanten						
<i>Lemna minor</i>		groei	7 d		1400	Peterson et al. 1994
<i>Lemna minor</i>		groei	7 d	EC50	2.462.000	EC 2005
<i>Lemna gibba</i>		groei	14 d	EC50	152	EC 2005
<i>Lemna gibba</i>	MCPA-DMA	frond number	14 d	EC50	152	ICS

Soort	teststof	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Kreeften						
<i>Daphnia magna</i>		geen gegevens	48 h	EC50	>190.000	EC 2005
<i>Crangon crangon</i>		sterfte	48 h	LC50	10.000	UNEP/IRP TC
<i>Daphnia magna</i>		immobilisatie	1 d	EC50	>100.000	Crosby & Tucker 1966
<i>Daphnia magna</i>		sterfte	4 d	LC50	110.00	Knapek & Lakota 1974
<i>Daphnia magna</i>		sterfte	48 h	LC50	172.400	Fargasova 1994
<i>Daphnia pulex</i>		sterfte	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Daphnia pulex</i>		sterfte	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Moina macrocopa</i>		sterfte	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Moina macrocopa</i>		sterfte	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Paratya australiensis</i>		sterfte	10 d	LC50	> 340	Davies et al. 1994
<i>Paratya australiensis</i>		enzymatische activiteit	10 d	TEQ	1.000	Davies et al. 1994
Vissen						
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		geen gegevens	96 h	LC50	50.000	EC 2005
<i>Carassius auratus</i>		sterfte	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Carassius auratus</i>		sterfte	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Carassius sp.</i>		sterfte	96 h	LC50	45.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Cyprinus carpio</i>		sterfte	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Cyprinus carpio</i>		sterfte	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969

Soort	teststof	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
<i>Cyprinus carpio</i>		sterfte	96 h	LC50	59.000	Knappek & Lakota 1974
<i>Gambusia affinis</i>		sterfte	24 h	LC50	> 10.000	Ahmed 1977
<i>Lepomis macrochirus</i>		sterfte	24 h	LC50	164.000	UNEP/IRP TC
<i>Lepomis macrochirus</i>		sterfte	24 h	LC50	163.500	Davis & Hughes 1963
<i>Lepomis macrochirus</i>		sterfte	48 h	LC50	163.500	Davis & Hughes 1963
<i>Lepomis macrochirus</i>		sterfte	96 h	LC50	> 10.000	Johnson & Finley 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		sterfte	48 h	LC50	20.000	Lysak & Marcinek 1972
<i>Oryzias latipes</i>		sterfte	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Oryzias latipes</i>		sterfte	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Salmo trutta</i>		sterfte	24 h	LC50	147.000	UNEP/IRP TC
<i>Salmonidae</i>		sterfte	96 h	LC50	25.000	Knappek & Lakota 1974
<i>Tinca tinca</i>		sterfte	96 h	LC50	45.000	Knappek & Lakota 1974
<i>Galaxias maculatus</i>		sterfte	20 d	LC50	> 50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		sterfte	20 d	LC50	> 50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		plasmawaarden	20 d	TC	50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		sterfte	20 d	LC50	> 50.000	Davies et al. 1994
Overige organismen						
Insecten						
<i>Aedes aegypti</i>		sterfte	96 h	LC50	335.000	Knappek & Lakota 1974

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen acute effectgegevens.

Soort	Test-stof	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
MCPA						
97-74-6						
Bacteriën						
Algen						
Waterplanten						
Kreeften						
Vissen						
Overige organismen						
<i>Crassostrea sp.</i>		groei	96 h	EC0	1.000	UNEP/IRPTC
<i>Crassostrea virginica</i>		sterfte	48 h	LC50	15.620	UNEP/IRPTC
<i>Crassostrea virginica</i>		sterfte	12 h	LC50	31.300	UNEP/IRPTC

Stofgegevensblad

- mecoprop -

1 Stof

Naam:	mecoprop
IUPAC-naam:	4-chloor-o-tolyloxy-propionzuur
CAS-nummer:	7085-19-0
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	91
Code:	Sandre: 1214
Stofgroep:	Herbicide: fenoxycarbonzuur

Overzicht van de mecopropverbindingen waarmee rekening is gehouden bij de afleiding

Naam:	Afkorting	Molgewicht	CAS-nummer
mecoprop	MCCP = *	214,65	7085-19-0
mecoprop-P	MCCP-P = **	214,65	16484-77-8
mecoprop-P-DMA zout	MCCP-P-DMA = ***	259,74	66423-09-4

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitorings waarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	160 µg/l	18,2 µg/l	jaargemiddelde
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	16 µg/l	1,82 µg/l	jaargemiddelde

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 18,2 µg/l MAC-MKN = 160 µg/l	zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 1,82 µg/l MAC-MKN = 16 µg/l	
Sedimentorganismen		
Doorvergiftiging		
Visconsumptie		
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	1 µg/l	zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EEG)	0,1 µg/l	

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
Xn N R22 R38 R41 R50/53 S13 S2 S26 S37/39 S60 S61	http://ecb.jrc.it/esis/ EEG-besluit van 29 april 2004

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
AT			
DE	wettelijk	0,1 µg/l	
NL		4 µg/l	
FR	voorlopig	2,9 µg/l	90-percentiel
LU		0,1 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Nederland:

In Nederland is het gebruik van producten met de werkzame stof mecoprop sinds 1 april 2002 verboden (<http://www.ctb.agro.nl>).

Duitsland:

Producten die de werkzame stof Mecoprop bevatten, zijn toegelaten in Duitsland (BBA, 1998). Bron: UBA-Texte 76/99.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	>250 g/l bij 20°C en pH=7 6,6 g/l bij 4°C >250 g/l bij 10°C 620 mg/l bij 20 °C	Agritox Selected references in Mackay et al. 2000
Dichtheid	optioneel	
Dampdruk	1,6 mPa 0,31 mPa bij 20 °C	Agritox e-Pesticide manual, 2002
Henry-constante	2,18*10 ⁻⁴ Pa m ³ /mol 7,43*10 ⁻⁵ Pa m ³ /mol	Agritox Mackay et al., 2000

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	>31 dagen, erg stabiel bij een pH van 5 tot 9	deze waarden zijn afkomstig uit de Monograph
	halfwaardetijd voor hydrolyse	e-Pesticide Manual
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	28 dagen bij een pH = 5 42 dagen bij een pH = 7 17 dagen bij een pH = 9	deze waarden zijn afkomstig uit de Monograph
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	gemakkelijk biologisch afbreekbaar	
Indien van toepassing: relevante metabolieten		
Stabiliteit bij oplossing in water	4-10 dagen in een anaëroob milieu 28-180 dagen in een anaëroob milieu	Mackay et al., 2000
Stabiliteit bij ontbinding in de grond	4-10 dagen in anaërobe grond 21 d	Mackay et al., 2000
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	3,94	Mackay et al., 2000
	3,13	
	3,2	e-Pesticide Manual
	2,2 bij een pH 4 en 20 °C -0,2 bij een pH 7 en 20 °C -0,6 bij een pH 10 en 20 °C	Monograph
Koc	20.0 (log Koc = 1,30)	Mackay et al., 2000
	1,3-1,6 bij een pH 5,6-7,6 2,1-2,2 bij een pH 4,3-4,4	Monograph
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	16	Berekening in Mackay et al. 2000
	3	niet nader gespecificeerde vis; Monograph
BAF (vis)		
BMF (biomagnificatie)		

De Log P_{ow} is in hoge mate afhankelijk van de pH-waarde (RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. Adviesrapport Mecoprop. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.)

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Om de ecotoxicologische gevolgen in te schatten, zijn er voor algen, waterplanten, kreeften en vissen resultaten van chronische tests beschikbaar. De effectgegevens voor de meest gevoelige soorten zijn weergegeven in bijlage 1.

Voor zoutwaterorganismen zijn geen ecotoxicologische effectgegevens beschikbaar.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN voor sedimentorganismen vast te stellen, wordt niet overschreden.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

De triggerwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN ter bescherming van visetende diersoorten vast te stellen, wordt niet overschreden. Hoewel de log Pow – waarde groter is dan 3, is de waarde voor BCF < 100.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

De triggerwaarde om een norm vast te stellen die rekening houdt met blootstelling van de mens wordt niet overschreden.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

De effectgegevens voor de meest gevoelige soorten zijn weergegeven in bijlage 1. De laagste chronische waarde werd vastgesteld bij waterplanten (NOEC = 220 µg/l M CCP-P-DMA; komt overeen met 182 µg/l M CCP). Omdat er voor algen, daphnia en vissen chronische gegevens beschikbaar zijn, mag een veiligheidsfactor van 10 worden toegepast.

$$\text{JG-MKN} = 182 \text{ µg/l} / 10 = 18,2 \text{ µg/l.}$$

De laagste acute waarde wordt eveneens vastgesteld bij waterplanten. De MAC-MKN kan worden berekend op basis van de laagste acute toxiciteitsgegevens (een EC50 van 1600 µg/l voor waterplanten). Omdat er ook acute toxiciteitsgegevens voor de basisset van algen, daphnia en vissen beschikbaar zijn, mag een veiligheidsfactor van 10 worden toegepast.

$$\text{MAC-MKN} = 1600 \text{ µg/l} / 10 = 160 \text{ µg/l.}$$

Overige oppervlaktewateren

Er zijn geen gegevens voor typisch mariene soorten. De JG-MKN voor overige oppervlaktewateren wordt daarom afgeleid uit de dataset voor zoete oppervlaktewateren, met een veiligheidsfactor van 100 ($JG-MKN = 182 / 100 = 1,82 \mu\text{g/l}$).

De MAC-MKN voor overige oppervlaktewateren kan worden berekend op basis van de laagste EC50 van $1600 \mu\text{g/l}$ voor waterplanten. Voor overige oppervlaktewateren wordt een veiligheidsfactor van 100 gehanteerd (Lepper, 2005).
 $MAC-MKN = 1600 \mu\text{g/l} / 100 = 16 \mu\text{g/l}$.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie hoofdstuk 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Zie hoofdstuk 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Er wordt geen norm ter bescherming van de mens (visconsumptie) afgeleid.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening een maximumwaarde te worden toegepast van $0,1 \mu\text{g/l}$.

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een maximumwaarde te worden toegepast van $1 \mu\text{g/l}$.

9 Bron

- e-Pesticide Manual, 2002. British Crop Protection Council
- 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 (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

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Mecoprop					
7085-19-0					
Bacteriën					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoid</i>	groei	96 h	NOEC	180.000	1
<i>Chlorella pyrenoid</i>	groei	96 h	NOEC	56.000	2
<i>Pseudokirchneriella sp.</i>			NOEC	27.000	IRC 1997
Waterplanten					
Waterplanten***	biomassa	7 d	NOEC	220	ICS-UBA
Waterplanten***	biomassa	14 d	NOEC	220	ICS-UBA
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	21 d	NOEC	32.000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	voortplanting	21 d	NOEC	3.300	2
<i>Daphnia magna</i>			NOEC	50.000	ICBR 1997
<i>Niet gespecificeerd ongewerveld dier</i>	voortplanting	21 d	NOEC	22.000	Monograph
Vissen					
<i>Lepomis macrochirus</i>			NOEC	50.000	IRC 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			NOEC	50.000	IRC 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	96 h	NOEC	68.100	1
<i>Niet gespecificeerde vis</i>	geen gegevens	21 d	NOEC	109.000	Monograph
Overige organismen					

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.

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen chronische effectgegevens.

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding zijn **vet** gedrukt.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Mecoprop					
7085-19-0					
Bacteriën					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoid</i>	groei	96 h	EC50	220.000	1
<i>Chlorella pyrenoid</i>	celproliferatie	4 d	EC50	220.000	BBA 1993
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	groei	14 d	EC50	115.000	Tscheu-Schluter, 1974
<i>Niet gespecificeerde alg</i>	biomassa	72 h	EC50	237.000	Monograph
<i>Scenedesmus subspicatus</i>			EC50	100.000	IRC 1997
Waterplanten					
<i>Niet gespecificeerde plant</i>	groei	7 d	EC50	40.200	Monograph
<i>Lemna spec.</i>			EC50	5.100	IRC 1997
Waterplanten***	biomassa	14 d	EC 50	1600	EC 2003
Kreeften					
<i>Daphnia sp</i>	geen gegevens	48 h	EC50	420.000	Europese Unie
<i>Daphnia magna</i>	vergiftiging	48 h	EC50	>100.000	Office of Pesticide Programs
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	2 d	LC50	420.000	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	geen gegevens	2 d	EC50	> 100.000	U.S. EPA 1995
<i>Niet gespecificeerd ongewerveld dier</i>	geen gegevens	48 h	EC50	> 200.000	Monograph
Vissen					
<i>Lepomis macrochirus</i>	sterfte	4 d	EC50	92.000	U.S. EPA 1995
<i>Lepomis macrochirus</i>	geen gegevens	96 h	LC50	<100.000	Europese Unie
<i>Lepomis macrochirus</i>	geen gegevens	96 h	LC50	> 92.000	Office of Pesticide Programs

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
<i>Lepomis macrochirus</i>	sterfte	4 d	LC50	> 92.000	U.S. EPA 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	96 h	LC50	124.800	Office of Pesticide Programs
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	sterfte	4 d	LC50	124.800	U.S. EPA 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	sterfte	96 h	LC50	170.000	2
<i>Cyprinus carpio</i>	geen gegevens	48 h	LC50	503.000	Tscheu- Schluter, 1974
<i>Poecilia reticulata</i>	geen gegevens	96 h	LC50	1.100.000	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	geen gegevens	96 h	LC50	147.000	1
<i>Niet gespecificeerde vis</i>	geen gegevens	96 h	LC50	240.000	Monograph, URL?
Overige organismen					

- 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.

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen acute effectgegevens.

Stofgegevensblad

- zink -

1 Stof

Naam:	Zink
IUPAC-naam:	Zinc
CAS-nummer:	7440-66-6
EG-nummer:	231-175-3
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index ¹	verschillende nummers voor zinkverbindingen
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	lijst I, groep 1
Code	
Stofgroep:	metalen

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

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitorings waarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	AC + 15,6 µg/l	AC + 7,8 µg/l	opgeloste concentratie achtergrond-concentratie = 3 µg/l
Overige oppervlakte-wateren (kust- en overgangs-wateren)	-	AC + 3 µg/l	opgeloste concentratie achtergrond-concentratie = 1 µg/l

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = AC + 7,8 µg/l MAC-MKN = AC + 15,6 µg/l	opgeloste concentratie achtergrond-concentratie = 3 µg/l
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = AC + 3 µg/l MAC-MKN = -	opgeloste concentratie achtergrond-concentratie = 1 µg/l
Sedimentorganismen	190 mg/kg droog gewicht (zoet water)	afleiding MKN sediment zout water niet mogelijk (geen gegevens)
Doorvergiftiging	niet relevant voor zink	
Visconsumptie	niet relevant voor zink	
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	3000 µg/l	zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	-	zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
<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] Opmerking: Deze classificatie- en labellingvoorstellen (uitgezonderd voor massief zink) zijn reeds goedgekeurd bij de CMR group meeting in september 2002 en de environment meeting van juni 2001, en zijn reeds opgenomen in de concept-versie van de 29 th ATP of Annex 1 under 67/548/EEC.

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
AT		8,8-53 µg/l	
NL		40 µg/l	
FR		3,1 µg/l 7,8 µg/l	hardheid < 24 mg CaCO ₃ /l hardheid > 24 mg CaCO ₃ /l
LU		140 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Toelating in Rijnoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Niet van toepassing.

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

Eigenschap	Waarde	Bron
Wateroplosbaarheid	onoplosbaar	[1]

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap	Waarde	Bron
Sorptiegedrag		
K _p	<p>Rijn-waarden:</p> <p>De mediane solids-water partitie-coëfficiënt in zwevend stof (K_p_{susp}) berekend op basis van gemeten waarden voor de Rijn in Nederland in de periode 1988-1992 bedraagt 84.000 l/kg.</p> <p>De volgende gemeten K_p_{susp} waarden zijn beschikbaar voor Duitsland (UBA, 1994):</p>	[1]

Eigenschap	Waarde	Bron
Sorptiegedrag		
K _p	Rijn (bij Lobith, gemiddelde waarde in periode 1983-1986): 81.000 l/kg; Rijn (1988, vertical section: 91-863 km): 113.000 l/kg.	[1]
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	niet relevant (zie onder bioaccumulatie en biomagnificatie)	[1]

Bioaccumulatie en biomagnificatie

In [1] wordt geconcludeerd dat doorvergiftiging niet relevant is voor zink. Belangrijke beslispunten voor deze conclusie zijn de volgende: de accumulatie van het essentiële element zink wordt actief gereguleerd binnen verschillende taxonomische diergroepen zoals mollusken, kreeftachtigen, vissen en zoogdieren. In zoogdieren, een van de twee doelsoorten voor doorvergiftiging, is zowel de absorptie van zink vanuit het dieet als de excretie van zink gereguleerd. Dit maakt dat zoogdieren, binnen bepaalde grenzen, in staat zijn hun interne zinkniveau op peil te houden en in staat zijn om de fysiologisch benodigde zinkniveaus in stand te houden in hun verschillende weefsels, zowel bij hoge als bij lage zinkvoedselinname (homeostase). De resultaten van veldstudies, waarin relatief kleine verschillen zijn gevonden in de zinkniveaus van kleine zoogdieren van zowel controle- als verontreinigde plaatsen, zijn in overeenstemming met dit homeostatische mechanisme. Deze gegevens tonen aan dat het bioaccumulatiepotentieel van zink in zowel herbivore als carnivore zoogdieren laag zal zijn.

Op basis van bovengenoemde gegevens zijn doorvergiftiging en de gerelateerde onderwerpen bioaccumulatie en biomagnificatie niet verder besproken in [1].

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

Algemeen

De EU-risicoschatting van zink en zinkverbindingen (EC-regulation 793/93), inclusief alle onderliggende gegevens, vormt de enige bron voor de huidige voorgestelde kwaliteitsnormen binnen KRW-kader. Er zijn geen aanvullende literatuuronderzoeken uitgevoerd. Het moet verder worden vermeld dat SCHER de Europese risicobeoordelingen van zink nog niet heeft beoordeeld.

In de risicobeoordeling van zink en zinkverbindingen [1] is er een biobeschikbaarheidscorrectie uitgevoerd, zowel voor oppervlaktewater als voor sediment. Deze correctiestappen zouden ook kunnen worden gebruikt binnen het KRW-kader. Voor oppervlaktewater is deze correctie gebaseerd op het gebruik van het Biotic Ligand Model (BLM) en voor sediment is de bijdrage van Acid Volatile Sulphide (AVS) verdisconteerd. In [1] zijn deze correctiestappen gebruikt aan de kant van de voorspelde milieuconcentraties (PEC) en niet zozeer aan de kant van de voorspelde geen-effect-concentraties in het milieu (PNEC). Binnen het KRW-kader is een vergelijkbare benadering voorgeschreven, namelijk dat een mogelijke biobeschikbaarheidscorrectie voor een metaal zou moeten worden toegepast op de monitoringresultaten. De hieronder afgeleide milieukwaliteits-

normen (MKN) voor het ecosysteem hebben daarom betrekking op de 'ongecorrigeerde' waarden.

Benadrukt moet worden dat de BLM-correctie enkel toegepast kan worden in het zoetwatercompartiment, omdat de onderliggende BLM's afgeleid zijn uit chronische ecotoxiciteitstesten met zoetwaterorganismen. Voor de vergelijking van de monitoringgegevens met de zoetwater-MAC (gebaseerd op acute toxiciteitstesten) is in principe geen gevalideerde BLM-benadering beschikbaar uit de Europese risicobeoordeling [1], omdat de BLM-correctiestappen werden afgeleid uit chronische BLM-studies. In afwachting van zo'n gevalideerde 'acute' BLM-benadering, kunnen de chronische BLM's pragmatisch worden gebruikt wanneer monitoringgegevens worden vergeleken met de MAC-MPA-waarde.

Voor de zoutwater-MPA is momenteel geen biobeschikbaarheidscorrectie van de corresponderende PEC aanwezig.

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Zoet water, acute toxiciteit

In [1] zijn de acute zink toxiciteitsgegevens gebruikt voor classificatie- en labellingdoeleinden. Bijlage 1 bevat de gegevens voor algen, kreeftachtigen en vissen die voldeden aan de kwaliteitscriteria zoals gedefinieerd in [1]. Het grootste deel van de testen is uitgevoerd met of zinkchloride of zinkfosfaat. De LC50-waarden variëren van 0,070 tot 7800 mg/l. De laagste LC-waarden zijn gevonden voor kreeftachtigen. Hogere LC50-waarden zijn meestal gerelateerd aan vissen (minder gevoelig). Verworpen studies, d.w.z niet gebruikt voor classificatie en labelling, zijn eveneens terug te vinden in [1].

Zoet water, chronische toxiciteit

Veel gegevens over de chronische toxiciteit van zink voor zoetwateralgen, -invertebraten en -vissen staan vermeld in [1] (bijlage 3.3.2a). De gegevens zijn gecontroleerd op zowel kwaliteit- als relevantiecriteria, zoals gedefinieerd in [1] voor het afleiden van een zoetwater-PNEC voor EU-wateren (Verworpen studies staan eveneens vermeld in [1]). Als voor een soort meerdere NOEC-waarden aanwezig zijn, gebaseerd op hetzelfde toxicologische eindpunt, is van deze waarden het geometrische gemiddelde berekend, resulterend in een 'species mean' NOEC. Het is belangrijk dat de NOEC-waarden van vergelijkbare testen zijn, bijvoorbeeld van testen met een zelfde blootstellingsduur. In geval er maar één test voor een bepaald organisme aanwezig is, is de 'species mean' NOEC eenvoudigweg gelijk aan de NOEC (voor het meest gevoelige eindpunt) uit die test. De 'species mean'-waarden zijn in [1] ook als input gebruikt voor de statistische extrapolatiemethode om de PNEC af te leiden (zie onder). De 'species mean' NOEC-waarden voor zink, gebaseerd op studies die zijn gebruikt voor de PNEC-afleiding, variëren van 17 tot 660 µg/l (zie tabel 1a in bijlage 1).

De NOEC-waarden zijn, indien mogelijk, gebaseerd op nominale (toegevoegde) zinkconcentraties. In een aantal studies zijn de NOEC-waarden gebaseerd op actuele concentraties; voor het grootste deel van deze data, met name voor testen uitgevoerd in kunstmatige testwateren, is bekend dat de zink achtergrondconcentraties in het testwater erg laag zijn vergeleken met de geteste concentraties. De actuele concentraties zijn dan ongeveer gelijk aan de nominale (toegevoegde) concentraties.

In onderstaande tekst worden meer details gegeven over de 'species mean' NOEC-waarden voor zoetwateralgen, -invertebraten en -vissen.

Algen

Voor eencellige zoetwateralgen is er slechts één 'species mean' NOEC (17 µg/l voor *Pseudokirchneriella subcapitata*, vroeger bekend als *Selenastrum capricornutum* of *Raphidocelis subcapitata*). Deze waarde is het geometrisch gemiddelde van 25 NOEC-waarden van verschillende testen (eindpunt groei) en het is de laagste 'species mean' NOEC-waarde in de zoetwater-dataset.

Voor zoetwater meercellige algen is er ook maar één 'species mean' NOEC aanwezig (60 µg/l voor de draadalg *Cladophora glomerata*). Deze 'species mean' NOEC is echter slechts gebaseerd op één test (eindpunt groei).

Invertebraten

De 'species mean' NOEC-waarden voor zoetwaterinvertebraten variëren van 37 µg/l voor de watervlo *Ceriodaphnia dubia* (geometrisch gemiddelde van 13 NOEC waarden van verschillende testen; eindpunt reproductie) tot 400 µg/l voor de zebramossel *Dreissena polymorpha* (mollusken; één NOEC van één test; eindpunt overleving). De gegevens van zoetwaterinvertebraten omvatten porifera, mollusken, kreeftachtigen en insecten. De meeste gegevens van zoetwaterinvertebraten zijn beschikbaar voor de watervlosoorten *Daphnia magna* en *Ceriodaphnia dubia* (kreeftachtigen).

Vissen

De 'species mean' NOEC-waarden voor zoetwatervissen variëren van 44 µg/l voor de soort *Jordanella floridae* (geometrisch gemiddelde van NOEC-waarden van twee verschillende testen; eindpunt groei) tot 660 µg/l voor de zebravis *Brachydanio rerio* (geometrisch gemiddelde van 9 NOEC waarden voor verschillende testen; eindpunt reproductie).

Zout water, acute toxiciteit

In [1] is de volgende tekst opgenomen over acute toxiciteit van zink voor zoutwaterorganismen: "de gecombineerde gegevens zoals gemeld door Mance (1987) en door de U.S. EPA (1987) geven LC50- en EC50-waarden van 0,17 tot 950 mg/l voor invertebraten. Het grootste deel van deze waarden varieert van 1 tot 10 mg/l, maar een aantal van deze waarden ligt onder 0,5 mg/l. Lagere LC50- en EC50-waarden, 0,065 tot 0,12 mg/l zijn waargenomen voor vroege levensstadia van invertebraten (Janus, 1993). Vissen zijn in het algemeen minder gevoelig voor zink dan invertebraten. De gecombineerde gegevens zoals gerapporteerd in Mance (1987) en door de US-EPA (1987) geven acute LC50- en EC50-waarden voor vissen tussen 0,19 en 83 mg/l. Het grootste deel van de waarden varieert van 3 tot 30 mg/l."

De acute zoutwatergegevens zijn niet verder uitgewerkt in [1]. Zoutwater LC50- en EC50-waarden lijken binnen dezelfde ordegrrootte te liggen als de zoetwaterdata. Bovendien, ook voor het zoutwatercompartiment, lijken invertebraten gevoeliger voor zink te zijn dan vissen. De laagste waarden van de zoutwaterdataset (65 µg/l) is ongeveer gelijk aan de laagste acute zoetwater-toxiciteitswaarde van 68 µg/l.

Zout water, chronische toxiciteit

De gegevens over chronische toxiciteitstesten, resulterend in NOEC-waarden voor zoutwateralgen en -invertebraten staan vermeld in [1]. De 'species mean' NOEC-waarden variëren van 10 tot 2700 µg/l (tabel 1b, bijlage 1). De meeste waarden zijn gebaseerd op nominale concentraties. In onderstaande tekst zijn meer details gegeven over de 'species mean' NOEC-waarden voor zoutwateralgen en -invertebraten. Geschikte data voor zoutwatervissen waren niet aanwezig.

Algen

De 'species mean' NOEC-waarden voor zoutwateralgen (op één test na allemaal eencellige algen) variëren van 10 µg/l voor *Schroederella schroederi* (één NOEC van één test) en *Thalassiosira rotula* (één NOEC van één test) tot 2700 µg/l voor *Phaeodactylum tricornutum* (geometrisch gemiddelde van NOEC waarden van drie verschillende testen).

Invertebraten

De 'species mean' NOEC waarden voor zoutwaterinvertebraten variëren van 10 µg/l voor de echinoderm *Arbacia lixula* (één NOEC van één test) tot 1000 µg/l voor de mollusk *Scrobicularia plana* (één NOEC van één test). De gegevens van zoutwaterinvertebraten omvatten onder andere coelenteraten, anneliden, mollusken, kreeftachtigen en echinodermen.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

Tabel 6a bevat de vier sedimentstudies met zink die voldeden aan de relevantie en kwaliteitscriteria in [1]. De laagste NOEC-waarde is gevonden voor de benthische soort *Hyaella azteca* (488 mg/kg d.w, toegevoegd Zn). Alle andere studies, verworpen voor de PNEC-afleiding, zijn terug te vinden in [1]. Studies met zoutwater benthische organismen zijn niet aanwezig.

Tabel 6a: Toxiciteitsgegevens voor sedimentorganismen uit [1].

Soort	Taxon. Groep	Test-duur	Effect parameter	Eindpunt	Waarde [mg/kg]
Zoetwater-sediment					
<i>Hyaella azteca</i>	crustaceans	6 w	sterfte	NOEC	510 (actual) 488 (-C _b)
<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaetes	4 w	reproductie	NOEC	1135 (actual) 1101 (-C _b)
<i>Chironomus tentans</i>	insects	3 w	groei	NOEC	850 (actual) 795 (-C _b)
<i>Chironomus tentans</i>	insects	8 w	groei, emergence, sterfte, reproductie	NOEC	639 (actual) 609 (-C _b)
Zoutwater-sediment					
Geen gegevens					

6.3 Bescherming van “visetende” diersoorten (doorvergiftiging)

Niet relevant voor zink (zie paragraaf 5).

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Zink is niet geclassificeerd voor een van de humane gezondheid eindpunten, en bovendien is de A1-waarde voor drinkwater van de EG-richtlijn 75/440/EEG veel hoger dan de kwaliteitsnorm voor andere beschermingsdoeleinden. Bovendien is de bioconcentratie in zink in levende organismen als niet relevant beschouwd (zie paragraaf 5). Omdat geen enkele van de drempels voor de afleiding van de KN_{humaan} wordt gehaald is deze paragraaf over humane gezondheid niet verder uitgewerkt. Meer gedetailleerde informatie over de gezondheidseffecten van zink zijn terug te vinden in [1].

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

MPA (m.b.v. TGD-veiligheidsfactor)

Het gebruik van een TGD-veiligheidsfactor van 10 (meer dan 3 NOEC-waarden van verschillende taxonomische groepen aanwezig) op de laagste zink 'species mean' NOEC van bijlage 1 resulteert in een MPA van $17/10 = 1,7 \mu\text{g/l}$. De laagste 'species mean'-waarde van $17 \mu\text{g/l}$ is gebaseerd op de algensoort *Pseudokirchneriella subcapitata* ($n = 25$). Het moet verder opgemerkt worden dat een aantal van de individuele studies van deze algensoort lagere NOEC-waarden heeft dan $17 \mu\text{g/l}$ (namelijk rond $5 \mu\text{g/l}$). In [1] is er de voorkeur aan gegeven om de MPA/PNEC voor zoetwaterorganismen te gebruiken die afgeleid is met de statistische extrapolatiemethode (zie onder).

MPA (m.b.v. statistische extrapolatiemethode)

Een vergelijking van de dataset voor zoetwater 'species mean' NOEC-waarden (bijlage 1) met de TGD-criteria voor het toepassen van de statistische extrapolatiemethode, laat het volgende zien;

- Het aantal chronische zink NOEC-waarden ($n=18$ 'species mean'-waarden) voldoet aan het algemene vereiste voor het aantal inputgegevens (minimum vereiste is 10 NOEC-waarden, bij voorkeur 15 NOEC-waarden).
- Chronische zink NOEC-waarden zijn aanwezig voor één eencellige algensoort, één meercellige algensoort, vier sponssoorten, twee mollusksorten, drie kreeftachtige soorten, één insectensoort en zes vissoorten. De dataset omvat alle acht taxonomische groepen (families) zoals vermeld in de EPA-lijst die in de TGD gebruikt is als startpunt.

Gebaseerd op het bovenstaande wordt de voorkeur gegeven aan het gebruik van de statistische extrapolatiemethode voor de afleiding van de MPA voor zink boven het gebruik van een veiligheidsfactor op de laagste NOEC. De 5-percentielwaarde is bepaald op het 50%-betrouwbaarheidsniveau, gebruikmakend van een log-normale verdeling, hetgeen resulteert in een waarde van $15,6 \mu\text{g/l}$ voor opgelost zink in zoet water. Het moet worden opgemerkt dat

de Anderson-Darling test aantoont dat er alleen een 'goodness of fit' is voor de log-normale verdeling bij een laag significantie niveau (1%). De meer relevante Kolmogorov-Smirnov test echter accepteert zowel de log-normale als de log-logistische verdeling bij een hoger significantieniveau (5%). De soortsgoedheidsverdeling (SSD) voor zink voor zoetwaterorganismen wordt getoond in figuur 8a.

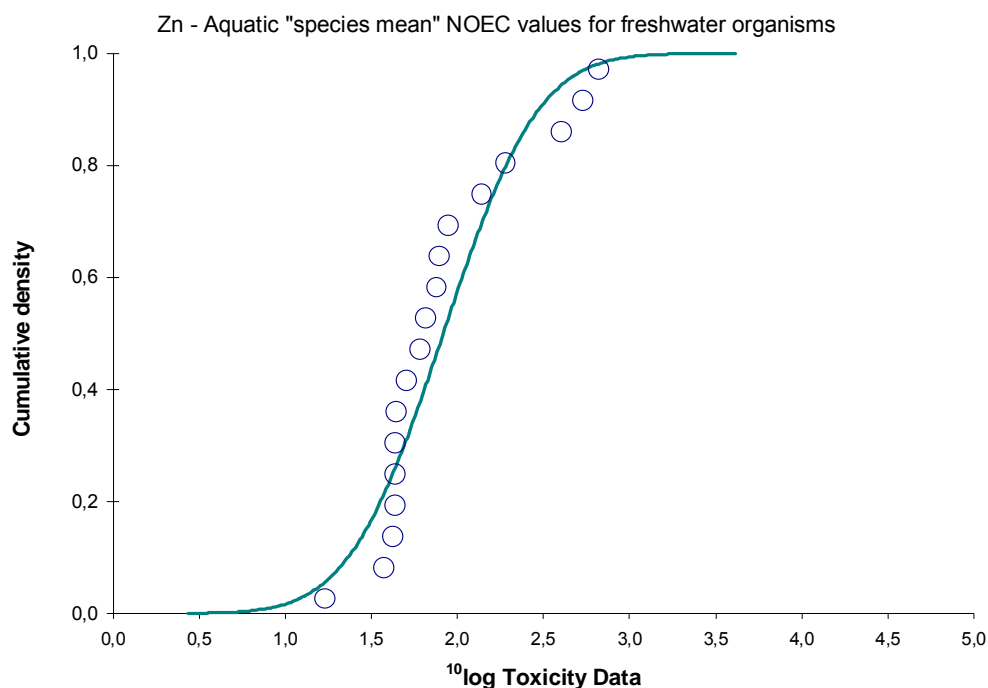
Gebaseerd op de overwegingen rond onzekerheid beveelt de London workshop (opgenomen in TGD) aan om een veiligheidsfactor tussen 1 en 5 te gebruiken op het 50%-betrouwbaarheidsniveau van de 5-percentielwaarde, gebaseerd op een case-by-case-benadering.

De argumenten voor het gebruik van een factor 2 voor zink staan uitgebreid beschreven in [1] en dit resulteert in een MPA van $15,6/2 = 7,8 \mu\text{g/l}$ voor opgelost zink in zoet water. Na toevoegen van de zink achtergrondwaarde (C_b), die ligt tussen 1 en $4 \mu\text{g/l}$ voor standaard EU-wateren, wordt de jaargemiddelde KN: $8,8-11,8 \mu\text{g/l}$. In de EU-RAR [1] wordt de C_b gegeven als een bereik tussen 3 en $12 \mu\text{g/l}$ (totaal) voor 'standaard' EU-wateren. Gebaseerd op een C_{susp} van 15 mg/l komt dit neer op $1-4 \mu\text{g/l}$ (opgelost). Voor de Rijn wordt een waarde rond $3 \mu\text{g/l}$ (opgelost) het meest geëigend beschouwd.

De jaargemiddelde MKN (**JG-MKN**) wordt dan $7,8 + 3 = \mathbf{10,8 \mu\text{g/l}}$

In aanvulling op de standaard zoetwater-PNEC is ook een PNEC voor zacht water afgeleid in [1]. De zachtwater-PNEC bedraagt $3,1 \mu\text{g/l}$ voor opgelost zink.

Benadrukt moet worden dat de zachtwater-PNEC alleen van toepassing is op wateren met een lage hardheid, d.w.z. lager dan 24 milligram per liter (uitgedrukt als CaCO_3).



Figuur 8a: De soortsgoedheidsverdeling voor zink voor zoetwaterorganismen gebaseerd op 'species mean' chronische NOEC-waarden.

MAC-MPA

Het gebruik van de TGD veiligheidsfactor 100 op de laagste acute LC50-waarde van 0,07 mg/l zink voor kreeftachtigen (bijlage 1) resulteert in MAC-MPA van 0,7 µg/l. Deze waarde is echter lager dan de MPA van 7,8 µg/l (zie boven), waardoor deze MAC-MPA-waarde minder relevant wordt.

Er zijn redenen om af te wijken van de standaard veiligheidsfactor van 100, bijvoorbeeld vanwege de relatief lage acuut-chronische toxiciteitsratio's (ACR) voor zink (zie onder). Dit zou resulteren in een factor lager dan 100. Aan de andere kant is de dataset beperkt tot algen, kreeftachtigen en vissen, hetgeen een factor 10 onrealistisch maakt. Echter, extrapolierend vanuit de chronische dataset mag worden geconcludeerd dat de meest gevoelige taxonomische groepen zijn opgenomen in de acute dataset, namelijk algen en *Daphnia* (Benadrukt moet worden dat een factor 10 zou resulteren in een MAC-MPA-waarde van 7 µg/l hetgeen ongeveer gelijk is aan de MPA).

In tegenstelling tot de chronische dataset voldoet de acute dataset niet aan de criteria voor het toepassen van de statistische extrapolatiemethode. Immers, het aantal taxonomische groepen is te laag: slechts één algensoort en alleen cladoceren als vertegenwoordiger van de invertebraten.

Omdat het gebruik van de TGD-veiligheidsfactor (zie boven) niet resulteert in een betrouwbare MAC-MPA en het gebruik van de statistische extrapolatiemethode niet is toegestaan, is er een alternatieve methode gebruikt voor de MAC-MPA-afleiding die is gebaseerd op de ACR. Deze ratio kan worden gebruikt om de (acute) MAC-MPA te extrapoleren vanuit de (chronische) MPA. Tabel 8b geeft een aantal ACR's weer gebaseerd op data uit [1]. De ACR's zijn op drie verschillende manieren afgeleid:

1. Species mean NOEC versus range LC50-waarden

Er is een vergelijking gemaakt tussen de geaggregeerde chronische en acute data uit [1]. Voor de chronische data zijn 'species mean'-waarden beschikbaar, terwijl het middelen voor de acute data niet mogelijk was (te grote verschillen tussen testen). Voor acute data zijn derhalve ranges gebruikt, hetgeen dan ook resulteert in range van ACR-waarden. Voor algen ligt de ACR tussen 8 en 9. Voor daphnia's en vissen geldt een range, die bij benadering tussen 1 en 10 bedraagt. Ook al verschaft deze manier geen goede één-op-één vergelijking, het levert toch enig inzicht op in de ACR waarden.

2. Paren binnen een studie

Uit [1] zijn die studies geselecteerd waarin zowel acute als chronische testen zijn uitgevoerd met hetzelfde testorganisme en onder dezelfde testcondities. Twee studies voldeden aan deze criteria, beide met *Daphnia magna*. De ACR-waarden variëren tussen 2 en 4. Deze paarsgewijze benadering is in feite de meest betrouwbare manier om ACR-waarden te schatten. Het zij verder opgemerkt dat daphnia's bovendien de meest gevoelige soort zijn voor zink, in zowel de acute als de chronische gegevensset.

3. Soortsgevoeligheidsverdeling (acuut versus chronisch)

In [1] is een 5^e percentielwaarde van 15,6 µg/l berekend, gebaseerd op een SSD van de chronische zoetwaterdata (zie ook boven). Het toepassen van een SSD voor de acute data zou een mediane 5^e percentielwaarde opleveren van 45 µg/l. Deze waarde is gebaseerd op alle waarden uit tabel 2a in bijlage 1, uitgezonderd de waarde van > 0,530 mg/l (*Ceriodaphnia dubia*) en de 'range' waarde van

0,15-0,50 mg/l (*Daphnia magna*). In tegenstelling tot de chronische gegevens zijn er in [1] geen 'species mean'-waarden berekend voor de acute data. De statistische 'goodness of fit' van de verdeling voldoet aan de TGD-criteria (details niet getoond). Een ACR van 2.9 volgt uit de vergelijking van de SSD-waarden voor acuut en chronisch. Een belangrijke beperking van deze SSD-vergelijking is het onterecht gebruik van de SSD-methode voor acute data (zie boven) en het verschil in invoergegevens (individuele waarden versus 'species mean' waarden).

Tabel 8b: ACR-waarden voor zink voor zoetwaterorganismen.

	Chronisch (µg/l)	Acuut (µg/l)	ACR
<i>1. Species mean NOEC versus range LC50s</i>	<i>species mean (n)</i>	<i>range (n)</i>	
Selenastrum capricornutum	17 (25)	136 - 150 (2)	8 - 9
Daphnia magna	88 (27)	70 - 860 (10)	0,8 - 10
Oncorhynchus mykiss	189 (15)	140 - 2600 (5)	0,7 - 14
<i>2. Pairs within one study</i>	<i>NOEC</i>	<i>LC50</i>	
Daphnia magna (Biesinger and Christensen, 1972)	35	100	3
Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)	33	140	4
Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)	89	210	2
Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)	159	340	2
<i>3. Species sensitivity distributions</i>			
5 th percentile median estimate	15,6	44,9	3

Ondanks de verschillende beperkingen, zoals hierboven beschreven, laat deze analyse zien dat de zink ACR-waarden gemiddeld (ver) onder de 10 liggen. Roex (2000) geven enkele aanvullende ACR-waarden voor zink, variërend van 2,9 voor de watervlo *Moina macrocopa* tot meer dan 5000 voor guppyvissen (deze hoge waarde van 5000 berust echter waarschijnlijk op een fout).

Deze informatie over ACR-waarden kan als pragmatische benadering worden gebruikt om de 'onbekende' MAC-MPA-waarde (acute toxiciteit) te extrapoleren vanuit de goed onderbouwde MPA-waarde (chronische toxiciteit). Voorgesteld wordt om de MAC-MPA voor zink af te leiden vanuit de MPA gebruik makend van een redelijk conservatieve ACR-waarde van 2, afkomstige van de paarsgewijze vergelijking met *Daphnia magna* (en ondersteund met de *Moina macrocopa* waarde van 2,9 uit Roex (200)). Dit leidt tot een MAC-MPA-waarde van $7,8 \mu\text{g/l} * 2 = 15,6 \mu\text{g/l}$. De MAC-KN wordt dan: $15,6 \text{ (MAC-MPA)} + 1-4 (C_b) = 16,6-19,6 \mu\text{g/l}$. In de EU RAR [1] wordt de C_b gegeven als een bereik tussen 3 en 12 $\mu\text{g/l}$ (totaal) voor 'standaard' EU-wateren. Gebaseerd op een C_{susp} van 15 mg/l komt dit neer op 1-4 $\mu\text{g/l}$ (opgelost). Voor de Rijn wordt een waarde rond 3 $\mu\text{g/l}$

(opgelost) het meest geëigend beschouwd. Deze waarde is daarom gebruikt voor de berekening van de MAC-MKN.

De **MAC-MKN** wordt daarom $15,6 + 3 = 18,6 \mu\text{g/l}$

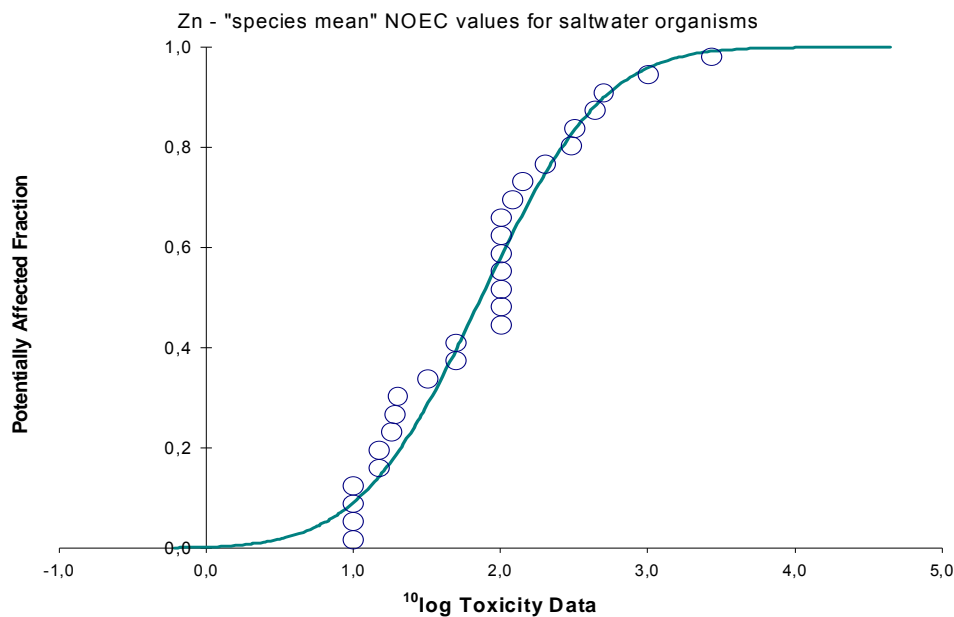
Overige oppervlaktewateren

MPA (m.b.v. TGD veiligheidsfactor)

Het gebruik van een veiligheidsfactor 10 (meer dan drie NOEC's van verschillende taxonomische groepen aanwezig) op de laagste 'species mean' zink waarde van tabel 1b in bijlage 1 resulteert in een MPA van $10/10 = 1 \mu\text{g/l}$. De laagste 'species mean' waarde van $10 \mu\text{g/l}$ is gebaseerd op drie algensoorten en één echinodermensoort. In tegenstelling tot zoet water zijn de laagste 'species mean' waarden voor zoutwaterorganismen gebaseerd op één enkel studie-resultaat ($n = 1$). Zoals in onderstaande tekst is aangegeven wordt er de voorkeur aan gegeven om de MPA voor zoutwaterorganismen af te leiden met de statistische extrapolatiemethode.

MPA (m.b.v. statistische extrapolatiemethode)

In [1] is geen PNEC zout water afgeleid op basis van de aanwezige gegevens. Bovendien is de zoetwater- en zoutwaterdataset niet gecombineerd voor het afleiden van de PNEC zoet water. De zoutwatertoxiciteitsgegevens uit [1] zijn verder minder gedetailleerd geëvalueerd als de zoetwatergegevens en zijn in [1] 'alleen' opgenomen voor de vergelijking met de zoetwaterdataset. In [1] is op pragmatische wijze de zoetwater-PNEC gebruikt voor enkele lokale risico-beoordelingen waar emissies naar het mariene milieu optreden. Net als de zoetwaterdataset voldoet ook de zoutwaterdataset aan de criteria voor het aantal soorten en de taxonomische diversiteit om de statistische extrapolatiemethode te mogen gebruiken (zie tabel 1b in bijlage 1). De SSD voor zink voor zoutwaterorganismen is weergegeven in figuur 8c. Gebaseerd op een log-normale verdeling wordt een 5-percentielwaarde van $6,1 \mu\text{g/l}$ berekend voor opgelost zink in zout water (onderste 95% C.I. is 2,6 en bovenste 95% C.I. is 11,6). Gebruikmakend van of de Anderson-Darling Goodness-of-Fit test for normality (modified A^2) of de Kolmogorov-Smirnov test, wordt een log-normale verdeling geaccepteerd bij significantie niveaus tot aan 10%, aantonende dat de waarschijnlijkheid dat deze gegevens afkomstig zijn van een log-normale verdeling groot is (10%). Bij de Kolmogorov-Smirnov test wordt een log-logistische verdeling verworpen bij een significantieniveau van 1%, dus de waarschijnlijkheid dat deze gegevens afkomstig zijn van een log-logistische verdeling is zeer klein (<1%).



Figuur 8c: De soortsgoedigheidsverdeling voor zoutwaterorganismen, gebaseerd op 'species mean' chronische NOEC-waarden.

Ofschoon de zoutwaterdataset minder gedetailleerd is geëvalueerd dan de zoetwaterdataset, kan een valide MPA voor zoutwaterorganismen worden afgeleid op basis van de aanwezige informatie. Chronische gegevens voor vissen ontbreken in de zoutwaterdataset. Dit is een belangrijke tekortkoming, echter de acute gegevens voor zoutwatervissen tonen aan dat de gevoeligheid voor zink relatief laag is vergeleken met andere soorten, die wel voldoende vertegenwoordigd zijn in de chronische zoutwaterdataset. Bovendien laat de vergelijking met de zoetwaterdata zien dat vissen minder gevoelig zijn voor zink dan algen en invertebraten.

Op basis van de thans aanwezige informatie voor chronische toxiciteit lijken zoutwaterorganismen iets gevoeliger voor zink dan zoetwaterorganismen. Dit is gebaseerd op het volgende:

- een lagere 5-percentielwaarde uit de soortsgoedigheidsverdeling, 6,1 versus 15,6 $\mu\text{g/l}$
- lagere 'species mean' waarden voor zoutwaterorganismen, namelijk 10 $\mu\text{g/l}$ (voor vier afzonderlijke zoutwatersoorten) versus 17 $\mu\text{g/l}$ (voor één zoetwatersoort). Hierbij dient opgemerkt te worden dat de zoutwater 'species mean'-waarden op maar één test zijn gebaseerd ($n=1$), terwijl de 'species mean' voor zoetwateralgen gebaseerd is op 25 testresultaten, inclusief waarden lager dan 10 $\mu\text{g/l}$;
- een statistische test (t-test) toont aan dat de 50-percentielwaarden van beide SSD's significant van elkaar verschillen, waarbij de zoutwaterwaarde lager ligt dan de zoetwaterwaarde.

De mediane 5-percentielwaarde van 6,1 $\mu\text{g/l}$ wordt genomen als uitgangspunt voor de afleiding van de zoutwater-MPA. De volgende overwegingen spelen vervolgens een rol bij het selecteren van de extra veiligheidsfactor. De invloed

van ieder argument op de hoogte van de veiligheidsfactor (AF) is weergegeven met ↓ en ↑.

- de zoutwaterdataset omvat een groot aantal 'species mean'-waarden (28) afkomstig van verschillende taxonomische groepen; ↓ AF
- het ontbreken van gegevens voor zoutwatervissen; ↑ AF
- de Anderson-Darling Goodness-of-Fit test toont een goede statistical fit aan voor de zout water 5-percentielwaarde (beter dan voor zoet water); ↓ AF
- geen enkele van de individuele testresultaten uit de zoutwaterdataset is lager dan de 5-percentielwaarde van 6,1 µg/l. De laagste 'species mean' NOEC-waarde van 10 µg/l ligt zelfs zeer dicht bij de waarde behorende bij het bovenste 95% betrouwbaarheidsinterval, namelijk 11,6 µg/l; ↓ AF
- Minder gedetailleerde betrouwbaarheidscontrole voor de zoutwaterdataset vergeleken met de zoetwatergegevens; ↑ AF
- Geen veld- of meso/microcosm-gegevens beschikbaar ; ↑ AF

Bovengenoemde argumenten afwegende lijkt een veiligheidsfactor van 2 het meest relevant voor de afleiding van de zoutwater-MPA, resulterend in een waarde van $6,1/2 = 3 \mu\text{g/l}$.

In [1] staan waarden gegeven voor de natuurlijke achtergrondconcentraties van zink in mariene milieus. Achtergrondwaarden voor kustwateren bedragen onder meer 0,5 en 1 µg/l. Lagere natuurlijke achtergrondconcentraties worden vermeld voor oceanen met waarden tussen 0,001 en 0,06 µg/l. De opgeloste achtergrondwaarde voor zink in de Atlantische Oceaan wordt geschat op $0,1 \pm 0,4 \mu\text{g/l}$. De waarde voor de Noordzee bedraagt ongeveer 1 µg/l. Gemiddeld lijken de natuurlijke achtergrondwaarden in zout water iets lager te zijn dan in zoet water. Een waarde van 1 µg/l wordt voorgesteld voor de afleiding van de kwaliteitsnorm voor zout water, resulterend in een zout water **jaargemiddelde KN**-waarde van $3 \mu\text{g/l} + 1 \mu\text{g/l} = 4 \mu\text{g/l}$.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

KN_{sediment} gebaseerd op evenwichtspartitiemethode

Het toepassen van de evenwichtspartitiemethode leidt tot de volgende waarde voor de MPA/PNEC_{add} voor sediment:

1. $K_{\text{susp-water}} : F_{\text{water}}_{\text{susp}} + (F_{\text{solid}}_{\text{susp}} * K_{\text{p}}_{\text{susp}} * RHO_{\text{solid}}) =$
 $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + (0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3 * 110 \text{ m}^3/\text{kg} * 2500 \text{ kg}/\text{m}^3) =$
 $0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + 27.500 \text{ m}^3/\text{m}^3 =$
 $27.501 \text{ m}^3/\text{m}^3$
2. $PNEC_{\text{add, sed}} = PNEC_{\text{add, susp}} / (K_{\text{susp-water}} / RHO_{\text{susp}}) * PNEC_{\text{add, aquatic}} =$
 $(27.501 \text{ m}^3/\text{m}^3 / 1150 \text{ kg}/\text{m}^3) * 7,8 \text{ mg}/\text{m}^3 =$
 $187 \text{ mg}/\text{kg}$ natgewicht sediment

waarbij:

- $K_{\text{susp-water}}$ = 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)
 $\text{RHO}_{\text{solid}}$ = density of the solid fraction (kg/m^3)
 $\text{PNEC}_{\text{add, sed}}$ = Predicted No Effect Concentration in sediment (mg/kg wet sediment)
 $\text{PNEC}_{\text{add, susp}}$ = Predicted No Effect Concentration in suspended matter (mg/kg wet suspended matter)
 RHO_{susp} = bulk density of wet suspended matter (kg/m^3)
 $\text{PNEC}_{\text{add, aquatic}}$ = Predicted No Effect Concentration in water (mg/m^3)

Deze MPA/ $\text{PNEC}_{\text{add, sediment}}$ van 187 mg/kg natgewicht sediment (22% solids by weight) is gelijk aan een MPA/ $\text{PNEC}_{\text{add, sediment}}$ van 860 mg/kg op basis van drooggewicht

De achtergrondwaarde (C_b) voor sediment van EU standaard wateren bedraagt 140 mg/kg dwt, resulterend in een KN-waarde van $140 + 860 = 1020$ mg/kg drooggewicht.

KN_{sediment} gebaseerd op toxiciteitsgegevens voor sedimentorganismen

De evenwichtspartitiemethode resulteert in een MPA/ $\text{PNEC}_{\text{add, sediment}}$ van 860 mg/kg d.w. (zie boven), hetgeen ongeveer tweemaal hoger is dan de laagste NOEC-waarde voor benthische soorten species (488 mg/kg_{dwt}; tabel 6.1). Dit zou pleiten voor een veiligheidsfactor van <10 op de laagste NOEC voor benthische organismen. Benadrukt moet echter worden dat de evenwichtspartitiemethode beperkingen kent voor het afleiden van een betrouwbare $\text{PNEC}_{\text{add, sediment}}$, met name voor metalen, vanwege de onzekerheden die uitgebreid beschreven staan in [1].

Gebaseerd op de verschillende argumenten en overwegingen in [1], wordt uiteindelijk een veiligheidsfactor van 10 voorgesteld op de laagste chronische NOEC-waarde voor de benthische soort *H. azteca* (488 mg/kg d.w, toegevoegd Zn; gebaseerd op single-species laboratorium studies), resulterend in een MPA/ $\text{PNEC}_{\text{add, sediment}}$ van 49 mg/kg drooggewicht.

De achtergrondwaarde (C_b) voor EU-sediment bedraagt 140 mg/kg_{dwt}, resulterend in een KN van $140 + 49 = 190$ mg/kg_{dwt}.

Conclusie

Gebaseerd op alle informatie gaat de voorkeur uit naar de MPA/ $\text{PNEC}_{\text{add, sediment}}$ en KN-sediment afgeleid vanuit sediment toxiciteitsgegevens voor zoetwaterorganismen. Dit leidt tot een **KN sediment van 190 mg/kg_{dwt}**.

Omdat er geen zoutwatersedimentgegevens beschikbaar zijn, kan geen KN voor zoutwatersediment worden afgeleid. In [1] is op pragmatische wijze de zoetwatersediment-PNEC gebruikt voor enkele lokale risicobeoordelingen waar emissies naar het mariene milieu optreden.

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Niet relevant voor zink (zie paragraaf 5).

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Niet relevant voor zink (zie paragraaf 7).

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) bedraagt de imperatieve A1-waarde voor zink voor drinkwaterbereiding met een eenvoudige zuiveringsstap 3000 µg/l. De EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) bevat geen norm voor zink.

Kwaliteitsnormen voor de overige beschermingsdoelen zijn aanzienlijk lager dan de bovengenoemde drinkwaterwaarde en derhalve is het niet nodig om een aparte kwaliteitsnorm ter bescherming van de drinkwaterproductie en van het drinkwater af te leiden.

9 **Quelle**

- [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

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren. Alle gegevens zijn afkomstig uit [1].

(Weergegeven zijn gemiddelde NOEC-waarden per soort, aantal testen (n) waarop het gemiddelde is gebaseerd, is in de laatste kolom vermeld.)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	n
Zink					
7440-66-6					
Bacteriën					
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	groei		NOEC	17	25
<i>Cladophora glomerata</i>	groei		NOEC	60	1
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	reproductie		NOEC	37	13
<i>Daphnia magna</i>			NOEC	88	27
<i>Hyalella azteca</i>			NOEC	42	1
Vissen					
<i>Brachidanio rerio</i>	reproductie		NOEC	660	9
<i>Jordanella floridae</i>	groei		NOEC	44	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			NOEC	189	15
<i>Phoxinus phoxinus</i>			NOEC	50	1
<i>Pimephales promelas</i>			NOEC	78	?
<i>Salvelinus fontinalis</i>			NOEC	530	?
Overige organismen					
Porifera (weekdieren)					
<i>Ephydatia fluviatilis</i>			NOEC	43	1
<i>Ephydatia muelleri</i>			NOEC	43	1
<i>Spongilla lacustris</i>			NOEC	65	1
<i>Eunapius fragilis</i>			NOEC	43	1
Mollusken					
<i>Dreissena polymorpha</i>	sterfte		NOEC	400	1
<i>Potamopyrgys jenkinsi</i>			NOEC	75	1
Insecten					
<i>Chironomus tentans</i>			NOEC	137	1

Tabel 1b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren. Alle gegevens zijn afkomstig uit [1]. (Weergegeven zijn gemiddelde NOEC-waarden per soort, aantal testen (n) waarop het gemiddelde is gebaseerd, is in de laatste kolom vermeld)

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	n
Zink					
7440-66-6					
Bacteriën					
Algen					
<i>Ampidinium carteri</i>			NOEC	100	1
<i>Asterionella japonica</i>			NOEC	15	7
<i>Chaetoceros compressum</i>			NOEC	10	1
<i>Gymnodinium splendens</i>			NOEC	500	1
<i>Nitzschia closterium</i>			NOEC	20	2
<i>Scrippsiella faeroense</i>			NOEC	100	1
<i>Phaeodactylum tricorutum</i>			NOEC	2700	3
<i>Prorocentrum micans</i>			NOEC	100	1
<i>Rhizosolenia spp.</i>			NOEC	15	1
<i>Schroederella schroederi</i>			NOEC	10	1
<i>Skeletonema costatum</i>			NOEC	32	9
<i>Thalassiosira pseudonana</i>			NOEC	140	2
<i>Thalassiosira rotula</i>			NOEC	10	1
<i>Thalassiosira guillardii</i>			NOEC	200	1
<i>Laminaria hyperborea</i>			NOEC	100	1
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Callinassa australiensis</i>			NOEC	440	1
<i>Holmesimysis costata</i>			NOEC	18	1
<i>Mysidopsis bahia</i>			NOEC	120	1
Vissen					
Overige organismen					
Holtedieren (coelenterates)					
<i>Eirene viridula</i>			NOEC	300	1
Wormen (anneliden)					
<i>Capitella capitata</i>			NOEC	320	1
<i>Ctenodrilus serratus</i>			NOEC	100	2

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	n
<i>Nereis arenaceodentata</i>			NOEC	100	1
<i>Ophryotrocha diadema</i>			NOEC	100	2
Mollusken					
<i>Crassostrea gigas</i>			NOEC	50	1
<i>Haliotis refescens</i>			NOEC	19	1
<i>Mercenaria mercenaria</i>			NOEC	50	1
<i>Scrobicularia plana</i>			NOEC	1000	1
Echinodermen					
<i>Arbacia lixula</i>			NOEC	10	1

Tabel 2a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren. Alle gegevens zijn afkomstig uit [1].
De originele bron bevat ook gegevens over hardheid en pH.

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Zink					
7440-66-6					
Bacteriën					
Algen					
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	72 h	EC50	136	Van Ginneken, 1994a
<i>Selenastrum capricornutum</i>	groei	72 h	EC50	150	Van Woensel, 1994a
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	LC50	800	Attar & Maly, 1982
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	96 h	LC50	68	Attar & Maly, 1982
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	LC50	100	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	LC50	280	Cairns et al., 1978
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	LC50	860	Magliette et al., 1995
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	LC50	68	Mount & Norberg, 1984
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	72 h	LC50	140	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	72 h	LC50	210	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	72 h	LC50	340	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	150-500	Vos, 1994
<i>Daphnia pulex</i>	sterfte	48 h	LC50	500	Cairns et al., 1978
<i>Daphnia pulex</i>	sterfte	48 h	LC50	107	Mount & Norberg, 1984
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	sterfte	48 h	LC50	76	Mount & Norberg, 1984
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	sterfte	48 h	LC50	> 530	Schubauer-Berigan et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	sterfte	48 h	LC50	360	Schubauer-Berigan et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	sterfte	48 h	LC50	95	Schubauer-Berigan et al., 1993

Soort	Toets-criterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
Vissen					
<i>Cyprinus caprio</i>	sterfte	96 h	LC50	7800	WHO, 1996
<i>Oncorhynchys kisutch, 0,47 g</i>	sterfte	96 h	LC50	820	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchys kisutch, 0,63 g</i>	sterfte	96 h	LC50	1810	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchys kisutch, 0,94 g</i>	sterfte	96 h	LC50	1650	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchys mykiss, 0,6 g</i>	sterfte	96 h	LC50	170	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchys mykiss, juvenile</i>	sterfte	96 h	LC50	136	WHO, 1996
<i>Oncorhynchys mykiss, juvenile</i>	sterfte	96 h	LC50	430	WHO, 1996
<i>Oncorhynchys mykiss, 25-70 g</i>	sterfte	96 h	LC50	2600	WHO, 1996
<i>Oncorhynchys mykiss, 160-290 g</i>	sterfte	96 h	LC50	2400	WHO, 1996
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	96 h	LC 50	780	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	96 h	LC 50	330	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	96 h	LC 50	500	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas, 0,08 g</i>	sterfte	96 h	LC 50	2610	WHO, 1996
<i>Thymallus arcticus, 0,20 g</i>	sterfte	96 h	LC50	140	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Thymallus arcticus, 0,85 g</i>	sterfte	96 h	LC50	170	Buhl & Hamilton, 1990
Overige organismen					

Tabel 2b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren zijn er geen acute effectgegevens.

Stofgegevensblad

- arseen -

1 Stof

Naam:	arseen *)
IUPAC-naam:	arseen
CAS-nummer:	7440-38-2
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	
Code	[Eventueel verdere codes toevoegen]
Stofgroep:	

*) Voor de uitwerking van dit stofgegevensblad is gebruik gemaakt van gegevens voor de volgende arseenverbindingen:

Naam	Chemische formule	CAS-nummer
diarseenpentoxide	As ₂ O ₅	1303-28-2
diarseentrioxide	As ₂ O ₃	1327-53-3
arseen	As	7440-38-2
arseenzuur, natriumzout	AsH ₂ NaO ₄	7631-89-2
arseenzuur	AsH ₃ O ₄	7778-39-4
dinatriumhydrogeenarsenaat	AsHNa ₂ O ₄	7778-43-0
natriumdioxoarsenaat	AsNaO ₂	7784-46-5
trinatriumarsenaat	AsNa ₃ O ₄	13464-38-5

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking ³
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	AC + 8 µg/l	AC + 0,5 µg/l	zie 8.6 AC Rijn = 1 µg/l
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	AC + 1,1 µg/l	AC + 0,6 µg/l	zie 8.6 AC zeewater = ca. 0,05 tot 1,6 µg/l

³ Bijv. vermelden of voor de monitoringwaarde het jaargemiddelde of het 90-percentiel werd genomen.

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = AC + 0,5 µg/l MAC-MKN = AC + 8 µg/l	zie 8.1
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = AC + 0,6 µg/l MAC-MKN = AC + 1,1 µg/l	zie 8.1
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	Relevant, maar de MKN voor de aquatische levensgemeenschappen volstaat.	zie 6.3
Visconsumptie	Relevant Voor de bescherming van de humane gezondheid moet de arseenconcentratie in het water zo laag mogelijk zijn.	zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	10 µg/l	
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)		

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
arseen als metaal: T; R23/25 - N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

De bestaande kwaliteitsdoelstellingen in het Rijnstroomgebied zijn samengevat in het ICBR-document Squa 12-06 rev. 06.09.06. Verdere kwaliteitsdoelstellingen kunnen o.a. worden opgezocht in het ETOX-informatiesysteem <http://webetox.uba.de/webETOX>.

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	doelstelling	40,0 mg/kg	
AT	kwaliteitsdoel	24 µg/l	
DE	kwaliteitsnorm	40 mg/kg	
NL		32 µg/l	water
		55 mg/kg	sediment
FR		10 µg/l	water (voorlopig)
		7 µg/kg	sediment (voorlopig)
LU		10 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Arseen is een element dat van nature voorkomt in het milieu. Het komt echter ook via antropogene bronnen in de wateren terecht. Onder aerobe omstandigheden domineert vijfwaardig arseen [As(V)] ten opzichte van driewaardig arseen [As(III)]. Arseenwaterstof (arsine (3-)) en elementair arseen komen alleen voor onder sterk gereduceerde omstandigheden en worden daarom slechts zelden aangetroffen in oppervlaktewateren. Terwijl As(III) zich bindt aan de sulfhydrylgroep van eiwitten, concurreert As(V) met fosfor en heeft het een nadelige invloed op de oxidatieve fosforylering. Arseen kan ook voorkomen als organische verbinding. Het gemiddelde arseengehalte in de aardkorst ligt rond 5 mg/kg. De achtergrondwaarden (mediaanwaarden) in grond van verschillende moedergesteenten liggen in Duitsland tussen 2 en 12 mg/kg. In Nederland is voor bodem een achtergrondwaarde van 29 mg/kg vastgesteld (VROM, 1999). In de wateren wordt 70% van het arseen in opgeloste vorm aangetroffen. De verdelingscoëfficiënt k_p wordt in de literatuur gezet op 10.000 l/kg (VROM, 1999). In Nederland werd voor niet-verontreinigd water een achtergrondwaarde van 1 µg/l (totaal) vastgesteld. De geochemische atlas voor Europa geeft voor de opgeloste concentratie (filtraat < 0,45 µm) in stromende wateren een gemiddelde van 1,24 µg/l. Voor riviersediment werd voor de fractie <150 µm een gemiddelde van 9,5 mg/kg vastgesteld (FOREGS, 2005). De laagste minimumwaarde in de meetgegevens uit de Duitse Noord- en Oostzee bedraagt 0,05 µg/l, de laagste mediaanwaarde 1,6 µg/l (MUDAB, 2009). Binnen OSPAR is tot dusver geen afgestemde achtergrondwaarde vastgelegd.

Tabel: Statistische gegevens uit de geochemische atlas voor Europa (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

Er is tot dusver voor de Rijn geen specifieke achtergrondconcentratie voor de opgeloste arseenconcentratie (filtraat < 0,45 µm) vastgelegd.

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Niet van toepassing.

4 Fysisch-chemische stofeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	Arseen als metaal is onoplosbaar, arseenzouten zijn wel oplosbaar.	
Dichtheid	optioneel	
Dampdruk	optioneel	
Henry-constante	optioneel	

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	niet van toepassing	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	niet van toepassing	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	niet van toepassing	
Indien van toepassing: relevante metabolieten		
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	niet van toepassing	
K _p	10.000 l/kg	VROM 1999
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	<< 100 l/kg	Lepper <i>et al.</i> 2007
BAF (vis)	146 l/kg	Ikemoto <i>et al.</i> 2008
BAF (schelpdieren, zoet water)	607 – 1.078 l/kg	Ravera <i>et al.</i> (2003, 2007)
BMF (biomagnificatie)	niet relevant	Lepper <i>et al.</i> 2007

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

Voor de ecotoxicologische beoordeling van arseen in het aquatisch milieu zijn er testresultaten met arseen beschikbaar voor algen, vissen, kreeften en overige organismen. Bij de afleiding van een MKN in Groot-Brittannië zijn de effectgegevens voor arseen van Lepper *et al.* 2007 geëvalueerd en samengevat. Teneinde het ICBR-gegevensblad in omvang beperkt te houden, worden hier alleen de relevante resultaten van de effecttests geciteerd, voor het overige wordt verwezen naar het rapport van Lepper *et al.* 2007.

Volgens de beschikbare testresultaten reageren algen, kreeften en andere ongewervelde dieren het gevoeligst. De laagste NOEC-waarden uit chronische tests liggen bij <10 µg/l.

Voor zoetwateralgen werden NOEC- of LOEC-waarden geconstateerd van 5 tot 50 µg/l. De laagste LOEC van 5 µg/l werd vastgesteld bij de alg *Stichogloea*

doederleinii. Er waren wel twijfels over de geldigheid van de tests. Voor kreeften werd het laagste geldige testresultaat vastgesteld bij *Daphnia pulex*, met een LOEC van 10 µg/l. De laagste geldige acute waarde werd vastgesteld bij de alg *Scenedesmus acutus*, met een EC50 van 79 µg/l. (Lepper *et al.* 2007)

De gevoeligheid van mariene algensoorten is vergelijkbaar met die van zoetwatersoorten. Voor de gevoeligste mariene kiezelalg *Skeletonema costatum* werd voor As(III) een LOEC van 10 µg/l en voor As(V) een LOEC van 13 µg/l vastgesteld. Voor het mariene milieu wordt de zee-egel beschouwd als gevoeligste soort:

(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."

De laagste geldige EC50 voor mariene organismen werd vastgelegd op 11 µg/l voor de sterfte van de roeipootkreeft *Tigriopus brevicornis* (Lepper *et al.* 2007).

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

De triggerwaarde (bijv. conform Lepper, 2005) om een MKN vast te stellen, wordt overschreden. Er zijn echter geen geldige sedimenttests beschikbaar op basis waarvan een MKN_sediment zou kunnen worden afgeleid (Lepper, 2007).

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Doorvergiftiging wordt door Lepper *et al.* 2007 als niet relevant beschouwd.

.. . "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."

In verontreinigde gebieden werden in de vrije natuur voor bepaalde vissoorten bioaccumulatiefactoren (BAF) van maximaal 480 l/kg waargenomen (U.S. EPA 2004). De bioaccumulatie van metalen kan afhankelijk zijn van de waterconcentratie (McGeer *et al.* 2003). Om een representatieve BAF-waarde vast te stellen, mogen daarom alleen gegevens worden gebruikt van relatief onverontreinigde wateren.

Ikemoto *et al.* (2008) heeft een gemiddelde BAF van 146 L/kg_{ww fish} voor de gehele vis vastgesteld. De gemiddelde arseenconcentratie in het water was min of meer vergelijkbaar met de concentratie in de Rijn, zodat de door Ikemoto *et al.* (2008) vastgestelde BAF voor vis representatief kan worden geacht. Het onderzoek van de milieumonsterbank naar de arseenconcentraties in het spierweefsel van brasems ondersteunt deze aanname. Uit de studie van Ikemoto *et al.* (2008) blijkt verder

dat er geen sprake is van biomagnificatie van arseen in de aquatische voedselketen. Daarom kan de BMF worden vastgesteld op 1. Gegevens van onderzoeken met schelpdieren vertonen BAF-waarden rond 500 en hoger (U.S. EPA, 2004).

Op basis van deze vaststellingen kan worden gesteld dat er is voldaan aan de triggerwaarde voor de berekening van een MKN voor biota uit Lepper 2005. De berekening van een MKN ter bescherming van aquatische organismen leidt tot een waarde die nog in de range van natuurlijke achtergrondwaarden ligt, zodat hiermee ook visetende diersoorten zijn beschermd. Daarom wordt er geen MKN voor biota berekend.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Anorganische arseenverbindingen zijn kankerverwekkend. In de WHO Guidelines for Drinking-Water Quality (1993) staat de volgende aanbeveling (<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."

Verdere informatie over de effecten van arseen op de humane gezondheid is o.a. samengevat door de WHO (2002), het IARC (2004) en Schuhmacher-Wolz (2005, 2009).

In 1988 heeft de WHO als waarde waaronder van anorganisch arseen geen kankerverwekkend effect uitgaat een *Provisional tolerable weekly intake (PTWI)* van 15 µg per kg lichaamsgewicht per week voorgesteld.

Op de website van het *International Programme on Chemical Safety (IPCS)* INCEM (<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je17.htm>) wordt m.b.t. de inname van arseen de volgende aanbeveling gegeven: „*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...*” Deze waarde is evenwel duidelijk hoger dan de PTWI van 15 µg per kg lichaamsgewicht per week.

In het kader van een onderzoeksproject van het Duits instituut voor risicobeoordeling (*Bundesinstitut für Risikobewertung, BfR*) voor de afleiding van maximumgehalten van kankerverwekkende chemicaliën uit het milieu in voedingsmiddelen is de blootstellingsroute visconsumptie uitvoerig bekeken (Schuhmacher-Wolz *et al.* 2005). Er werd evenwel geen voorstel afgeleid voor een richtwaarde of maximumwaarde voor arseen in vis, omdat er bij de beoordeling van de blootstellingsroute vis-mens nog veel vragen onbeantwoord zijn. Daarbij gaat het vooral over de vraag hoe hoog het aandeel anorganisch arseen t.o.v. organische arseenverbindingen in vis is.

De US EPA (<http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0278.htm>) heeft een ADI (RfD) van 0,3 µg/kg_{bw}/d voorgesteld waaronder geen carcinogeen effect optreedt. Ahsan *et al.* (2006) stelt op basis van de evaluatie van de gegevens van 10.000 personen een ietwat hogere ADI voor van 0,45 µg/kg_{bw}/d. Bij de evaluatie is er geen rekening gehouden met het carcinogeen effect van arseen.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Voor de berekening van een MKN op basis van de gevoeligheidsverdeling van soorten (statistische methode) zijn er onvoldoende gegevens. Daarom moet de berekening volgens Lepper (2005) worden uitgevoerd met inachtneming van veiligheidsfactoren (VF). Omdat de laagste drempelwaarden waarboven voor aquatische organismen een effect wordt vastgesteld maar net boven de natuurlijke achtergrondconcentratie (AC) liggen, stelt Lepper *et al.* (2007) voor om bij de vaststelling van de waarde volgens de *Added Risk Approach* rekening te houden met de AC.

Zoete oppervlaktewateren

Voor de berekening van een JG-MKN voor arseen in zoete oppervlaktewateren zijn er chronische testresultaten beschikbaar voor algen, vissen, kreeften en overige organismen. Het laagste geldige testresultaat werd vastgesteld bij *Daphnia pulex*, met een LOEC van 10 µg/l. Daarom moet een factor 2 worden gebruikt om uit de LOEC-waarde een NOEC-waarde te extrapoleren. Voor de berekening van de JG-MKN moet een veiligheidsfactor 10 worden toegepast.

$$\text{JG-MKN} = \text{AC} + 10 \mu\text{g/l} / (2 * \text{VF } 10) = \text{AC} + 0,5 \mu\text{g/l arseen (opgelost)}$$

Voor de berekening van een MAC-MKN voor arseen in zoete oppervlaktewateren zijn er acute testresultaten beschikbaar voor algen, vissen, kreeften en overige organismen.

De laagste geldige acute waarde werd vastgesteld bij de alg *Scenedesmus acutus*, met een EC50 van 79 µg/l. Dankzij de goede gegevensset en de kleine verschillen tussen de acute en de chronische toxiciteit kan de veiligheidsfactor worden verlaagd van 100 naar 10.

$$\text{MAC-MKN} = \text{AC} + 79 \mu\text{g/l} / \text{VF} (10) = \text{AC} + 8 \mu\text{g/l arseen (opgelost)}$$

Overige oppervlaktewateren

Voor de berekening van een JG-MKN voor arseen in mariene wateren zijn er chronische testresultaten beschikbaar voor algen, vissen, kreeften en overige organismen. Voor de embryonale ontwikkeling van de zee-egel *Strongylocentrosus purpuratus* werd een EC10 berekend van 6 µg/l. Dankzij de relatief goede gegevensset kan een veiligheidsfactor 10 worden toegepast. Bovendien zou het gebruik van een VF 100 leiden tot een – in vergelijking met de achtergrondconcentratie van arseen – onrealistisch lage waarde.

$$\text{JG-MKN} = \text{AC} + 6 \mu\text{g/l} / \text{VF} (10) = \text{AC} + 0,6 \mu\text{g/l arseen (opgelost)}$$

Voor de berekening van een MAC-MKN voor arseen in mariene wateren zijn er acute testresultaten beschikbaar voor algen, vissen, kreeften en overige

organismen. De laagste geldige waarde voor mariene organismen werd vastgesteld bij de kreeft *Tigriopus brevicornis* met een EC 50 van 11 µg/l. Dankzij de goede gegevensset kan een veiligheidsfactor 10 worden toegepast. Bovendien zou het gebruik van een VF 100 leiden tot een – in vergelijking met de achtergrondconcentratie van arseen – onrealistisch lage waarde.

$$\text{MAC-MKN} = \text{AC} + 11 \mu\text{g/l/VF} (10) = \text{AC} + 1,1 \mu\text{g/l arseen (opgelost)}$$

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Zie punt 6.2

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

De afleiding van een MKN is niet noodzakelijk. Zie punt 6.3.

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

De bioaccumulatie in vis is dan wel laag (zie 6.3), maar relevante waarden voor de BAF liggen boven de 100 L/kg_{ww}, zodat visconsumptie toch significant kan bijdragen aan de arseeninname van de mens. Richt- of maximumwaarden voor arseen in vis zijn tot dusver echter niet vastgesteld in de EU.

Op basis van de laagste aanbevolen ADI van 0,3 µg/kg_{bw}/d kan een MKN_{hh,biota} van 18 µg/kg NG en een corresponderende concentratie in water van 0,12 µg/l worden berekend.

Berekening:

TL (TDI, ADI) [µg/kg (bw) d]	0,3
Aandeel van verontreiniging via visconsumptie	0,1
Lichaamsgewicht van de mens [kg]	70
Visconsumptie [kg/d]	0,115
MKN _{hh,biota} [µg/kg NG]	18
BCF	146
MKN _{hh,water} [µg/l]	0,12

$$\text{MKN}_{\text{hh,biota}} = 0,1 * 0,3 * 70 / 0,115 = 18 \mu\text{g/kg}_{\text{ww}}, \text{ en}$$

$$\text{MKN}_{\text{hh biota, water}} = 18 / 146 = 0,12 \mu\text{g/L}$$

De berekende MKN_{hh,biota} van 18 µg/kg NG ligt rond de achtergrondconcentratie van arseen in vis. De milieumonsterbank heeft tussen 1997-2007 het spierweefsel van brasems uit onverontreinigde referentiewateren (meer van Belau) onderzocht en gemiddelden vastgesteld tussen de 22 en 47,6 µg/kg NG. Ter vergelijking: de arseenconcentratie in het spierweefsel van brasems (1997-2007) in de Rijn bij Bimmen (Rijnkilometer 865) lag tussen 84 en 198 µg/kg NG en was dus ongeveer vier keer zo hoog als in het meer van Belau. De arseenconcentraties in het spierweefsel van puitalen op de locaties van de milieumonsterbank in de Duitse Noordzee en Oostzee zijn nog duidelijk hoger dan de concentraties in brasems in zoete wateren.

Voor de berekening van een $MKN_{hh,biota}$ volgens Lepper (2005) wordt ervan uitgegaan dat tien procent van een verontreinigende stof (hier arseen) wordt ingenomen via de consumptie van vis (Lepper 2005). Schuhmacher-Wolz *et al.* (2005) heeft echter op basis van gegevens van de EC (2004) uitgerekend dat het relatieve aandeel van vis aan de totaalname van arseen uit voedingsmiddelen in DK = 51,1%, F = 91,2%, D = 30,6% en GB = 93,6% bedraagt. Hieruit blijkt dat het werkelijke aandeel voor arseen duidelijk hoger is en afhankelijk van het consumptiegedrag.

Het lijkt op dit moment niet zinvol om een $MKN_{hh,biota}$ vast te leggen, omdat de berekende waarde van 18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ NG voor een $MKN_{hh,biota}$ binnen de range van de natuurlijke achtergrondconcentraties ligt en de berekening voor arseen, zoals hierboven is aangetoond, enkele onzekerheden bevat.

Desalniettemin zou de arseenconcentratie in het water, vooral met het oog op de carcinogene werking van arseen, ter bescherming van de humane gezondheid en uit voorzorg zo laag mogelijk moeten zijn.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie een maximumwaarde te worden toegepast van 10 $\mu\text{g}/\text{l}$.

8.6 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen

Het bepalende beschermingsdoel is: aquatische levensgemeenschappen*)

Zoete oppervlaktewateren:

JG-MKN = AC + 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ arseen (opgelost)

MAC-MKN = AC + 8 $\mu\text{g}/\text{l}$ arseen (opgelost)

Overige oppervlaktewateren:

JG-MKN = AC + 0,6 $\mu\text{g}/\text{l}$ arseen (opgelost)

MAC-MKN = AC + 1,1 $\mu\text{g}/\text{l}$ arseen (opgelost)

De JG-MKN's die zijn berekend voor zoete wateren en oppervlaktewateren liggen rond de gemiddelde achtergrondconcentraties. Daarom wordt in Lepper *et al.* 2007 voorgesteld om bij de afleiding van een MKN de Added Risk Approach toe te passen. Voor de Rijn is tot dusver voor de natuurlijke arseenconcentratie (opgelost) geen waarde vastgelegd. Op basis van de geochemische atlas voor Europa (FOREGS, 2005) wordt de achtergrondconcentratie van arseen in de Rijn voorlopig vastgesteld op 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ (filtraat < 0,45 μm).

Voor zout water zijn nog niet genoeg gegevens beschikbaar om een achtergrondwaarde te kunnen vastleggen.

*) Misschien moeten er ter bescherming van de humane gezondheid nog strengere eisen worden gesteld aan de route visconsumptie. Tot dusver zijn er echter nog geen bindende richt- of grenswaarden afgeleid voor arseen in vis en visproducten.

9 Bron

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]

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Omdat de gegevens over het effect van arseen op waterorganismen zijn geëvalueerd en samengevat in Lepper *et al.* 2007 worden de gegevens niet weergegeven in bijlage 1, maar wordt er verwezen naar Lepper *et al.* 2007.

Stofgegevensblad
- chroom en chroomverbindingen -

1 Stof

Naam:	chroom en chroomverbindingen ⁴
IUPAC-naam:	chromium trioxide sodium chromate sodium dichromate ammonium dichromate potassium dichromate
CAS-nummer:	1333-82-0 7775-11-3 10588-01-9 7789-09-5 7778-50-9
EG-nummer:	215-607-8 231-889-5 234-190-3 232-143-1 231-906-6
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	L II
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	-
Code	[Eventueel verdere codes toevoegen]
Stofgroep:	metalen

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	Monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	Cr (III + VI): niet van toepassing	Cr (III + VI): AC + 3,4 µg/l	opgeloste concentratie ⁵ , zie 8.1 achtergrond-concentratie (AC) Rijn = 0,38 µg/l
Overige oppervlaktewateren (kust- en overgangs-wateren)	Cr (III + VI): niet van toepassing	Cr (III + VI): AC + 0,6	opgeloste concentratie ⁶ AC = ca. 0,02 tot 0,5 µg/l

⁴ De afgeleide MKN voor de waterfase heeft betrekking op de gemeten concentratie van chroomionen die voorkomen in de driewaardige of zeswaardige vorm. Hier worden de verbindingen vermeld uit het EU risk assessment report over chroom.

⁵ Opgeloste concentratie, d.w.z. de opgeloste fase van een watermonster dat is verkregen door filtratie middels een 0,45-µm-filter of door een gelijkwaardige voorbehandeling.

⁶ Opgeloste concentratie, d.w.z. de opgeloste fase van een watermonster dat is verkregen door filtratie middels een 0,45-µm-filter of door een gelijkwaardige voorbehandeling.

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = AC + 3,4 MAC-MKN = niet van toepassing	opgeloste concentratie ⁷ zie 8.1 achtergrondconcentratie (AC) = 0,38 µg/l
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = AC + 0,6 MAC-MKN = niet van toepassing	zie 8.1 achtergrondconcentratie (AC) = ca. 0,02 – 0,5 µg/l
Sedimentorganismen	MKN = 80 mg/kg + (AC) (drooggewicht)	zie 8.2
Doorvergiftiging		
Visconsumptie		
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	50 µg/l Cr	Zie 8.5
Water voor menselijke consumptie (98/83/EG)	50 µg/l Cr	Zie 8.5

3 Algemene stofinformatie

3.1 Classificatie en identificatie

R-zinnen en identificatie	Bron
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	

⁷ Opgeloste concentratie, d.w.z. de opgeloste fase van een watermonster dat is verkregen door filtratie middels een 0,45-µm-filter of door een gelijkwaardige voorbehandeling.

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren (Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	doelstelling	100 mg/kg	zwevend stof, 90-percentiel
AT	KN	9 µg/l	
DE	KN	640 mg/kg	zwevend stof, jaargemiddelde
NL	KN	84 µg/l	
FR		achtergrondwaarde + 3,4 µg/l	voorlopige milieukwaliteitsnormen
LU		36 µg/l	

3.3 Effect en toepassing

Het EU RAR voor chroom (ECB 2005) geeft uitvoerige informatie over de toepassing en het effect; voor meer details wordt derhalve verwezen naar dit rapport.

Toelating in Rijnsoeverstaten (nationale vergunningen / verbodsbepalingen):

Niet van toepassing.

4 Fysisch-chemische stofeigenschappen

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	Bijv. chroomtrioxide: : ~1,667 g/l informatie over verdere chroomverbindingen zie EC (2005)	ECB (2005)
Dichtheid	niet van toepassing	
Dampdruk	niet van toepassing	
Henry-constante	niet van toepassing	

Een overzicht van verdere gegevens over de fysisch-chemische stofeigenschappen van chroomverbindingen is te vinden in EC (2005).

5 Gedrag en verblijf in het milieu

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	niet van toepassing	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	niet van toepassing	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	niet van toepassing	
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	niet van toepassing	
Koc	niet van toepassing	

Eigenschap		Bron
Kd	75.000 m ³ /m ³	ECB 2005
Bioaccumulatie		
BCF (vis)	Cr(VI) = 1 l/kg Cr(VI) - Cr (III) = 100 l/kg	ECB 2005
BAF (vis)		
BMF (biomagnificatie)		

Chroom is een element dat relatief vaak voorkomt en in de aardkorst wordt aangetroffen met een gemiddelde concentratie van 200 mg/kg. In de grond worden meestal gehalten aangetroffen tussen 10 en 90 mg/kg.

Chroom(III) is een belangrijk spooelement voor mens en dier.

Chroom(VI)verbindingen veroorzaken allergische en astmatische reacties en worden beschouwd als kankerverwekkend.

Chroom wordt in water aangetroffen in drie- en zeswaardige vorm. Onder aerobe omstandigheden is chroom(VI) stabiel. Onder anaerobe omstandigheden wordt het gereduceerd tot chroom(III). Onder oxiderende omstandigheden is het ook mogelijk dat chroom(III) verandert in chroom(VI). De verdeling tussen chroom(III) en chroom(VI) in de totale chroomconcentratie in de stromende wateren is niet constant. Het aandeel chroom(VI) maakt 30-70% uit (RIVM 1990).

Ten gevolge van de vorming van moeilijk oplosbare chroom(III)verbindingen en de adsorptie van chroom aan zwevend stof is chroom grotendeels particulier gebonden.

Voor de gehalten in zwevend stof wordt in Duitsland een gemiddelde achtergrondwaarde gebruikt van 80 mg/kg voor zwevend stof en de fijne korrelfractie van sediment (Schudoma 1994; LAWA 1998).

De achtergrondwaarden ("ambient background concentrations") in Europa lopen sterk uiteen. In niet-verontreinigde wateren liggen de waarden voor de opgeloste concentratie van chroom tussen < 0,1 µg/l en 0,5 µg/l. De FOREGS-studie vermeldt voor Europese wateren een mediaan (n=806) van 0,38 µg/l voor de > 0,45 µm gefilterde concentratie (FOREGS 2007). Voor de totale concentratie, die bestaat uit de opgeloste concentratie en de particulier gebonden fractie, werd de natuurlijke achtergrondwaarde in de Rijn geschat op 2,5 µg/l (ECB 2005). Het gedrag van chroom en chroomverbindingen in het milieu is uitvoerig beschreven in het EU **Risk Assessment Report** (ECB 2005).

Voor zeewater geeft OSPAR (2005) voor de Atlantische Oceaan een achtergrondconcentratie aan van 0,05 tot 120 µg/l voor opgelost chroom (VI). De laagste minimumwaarde voor chroom in de meetgegevens uit de Duitse Noord- en Oostzee bedraagt 0,02 µg/l, de laagste mediaanwaarde 0,50 µg/l (MUDAB, 2009).

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

De effectgegevens voor de chroom(VI)verbindingen chromium trioxide (CAS-nr. 1333-82-0), sodium chromate (CAS-nr. 7775-11-3), sodium dichromate (CAS-nr. 10588-01-9), ammonium dichromate (CAS-nr. 7789-09-5), potassium

dichromate (CAS-nr. 7778-50-9) en voor de chroom(III)verbindingen zijn geëvalueerd in het kader van de risicobeoordeling (793/93/EG) en samengevat in het RAR chroom (ECB 2005). Het RAR chroom kan worden gedownload van het internet. Daarom worden de effectgegevens van de afzonderlijke tests niet weergegeven.

Chrom (VI)

In figuur 6a wordt de verdeling van de acute effectgegevens van chroom VI op zoetwaterorganismen weergegeven. Uit de beschikbare testresultaten blijkt dat de acute toxiciteit van chroom (VI) afhankelijk kan zijn van een aantal factoren zoals de pH-waarde, de hardheid van het water, het zoutgehalte en de temperatuur. Kreeften reageren het gevoeligst. De laagste acute waarde wordt vastgesteld bij *Ceriodaphnia sp.* (48u LC50 = 0,030 mg/l). Uit de vergelijking tussen de effectgegevens van zoetwaterorganismen en mariene organismen is gebleken dat zoetwaterorganismen de neiging hebben ietwat gevoeliger te reageren op chroom (VI).

Gegevens over de chronische effecten van chroom (VI) zijn beschikbaar voor blauwalgen, algen, waterplanten, kreeften, insecten, weekdieren, vissen en amfibieën. Uit chronische studies blijkt dat de toxiciteit niet duidelijk afhankelijk is van hydrochemische parameters. Er zijn aanwijzingen voor dat de toxiciteit toeneemt bij afnemende hardheid. Er zijn echter nog te weinig studies beschikbaar om voor een bepaalde soort een verband te leggen tussen de toxiciteit en de hardheid of andere parameters.

De frequentieverdeling van de chronische effectgegevens is weergegeven in figuur 6b. In tabel 6c worden de gegevens opgesomd die werden gebruikt voor de afleiding van een PNEC-waarde. De laagste NOEC-waarde is gemeten bij de voortplanting van *Ceriodaphnia dubia* (0,0047 mg/l).

De laagste geldige acute effectwaarde is beschikbaar voor kreeften (*Moina australiensis*, 2d, EC50, 20 µg/l). Kreeften zijn de gevoeligste soort (Maycock *et al.* 2007).

Fig. 6a: Acute toxiciteit van chroom (VI) voor zoetwaterorganismen (bron: ECB 2005)

Figure 3.4 Acute aquatic toxicity - freshwater

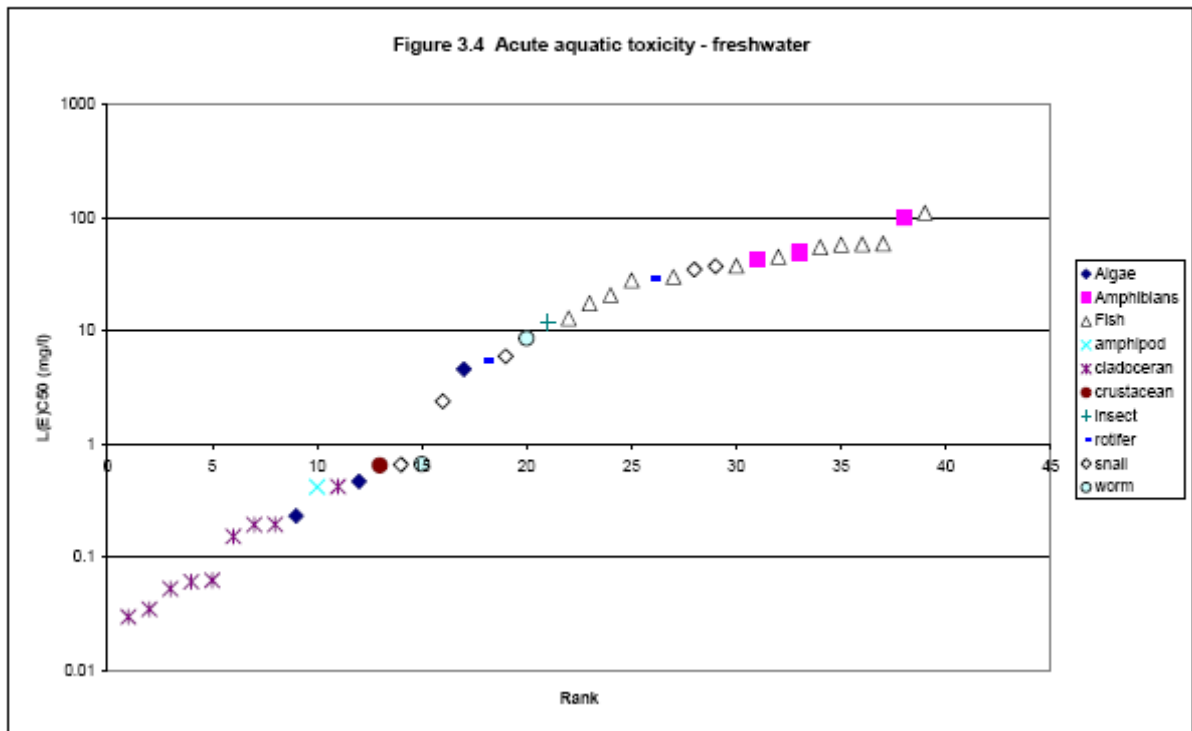
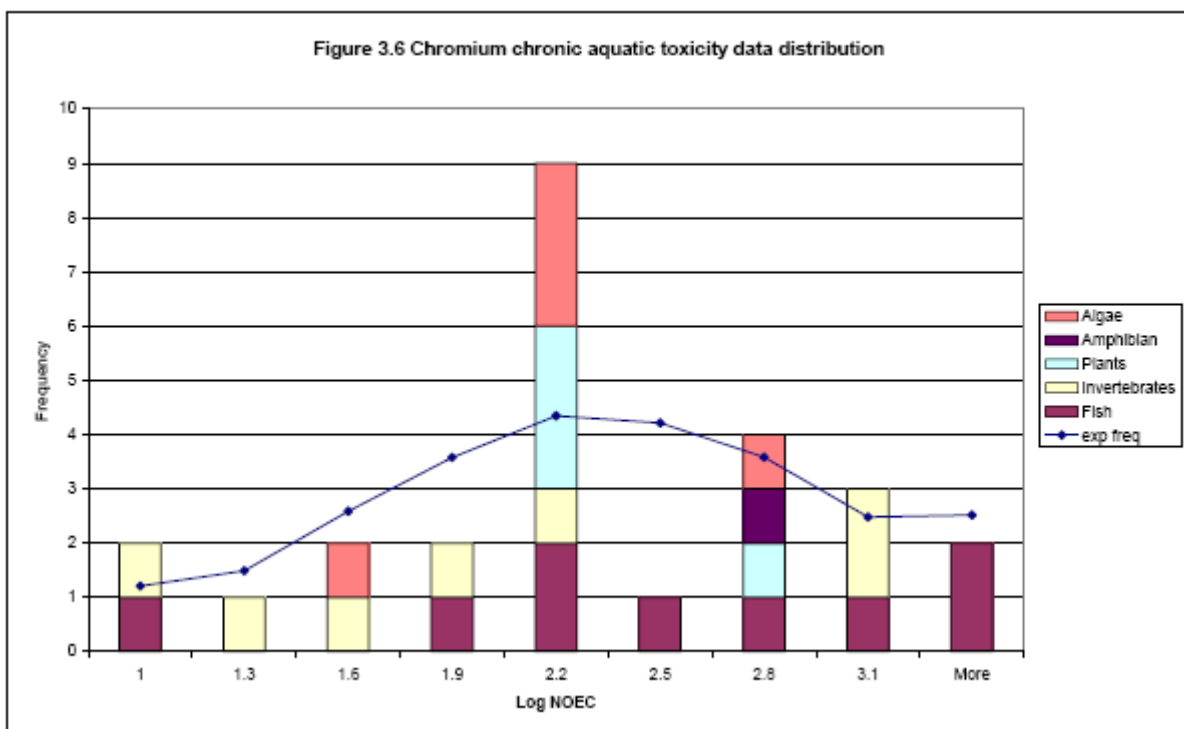


Fig. 6b: Frequentieverdeling van de chronische toxiciteit van chroom

Figure 3.6 Chromium chronic aquatic toxicity data distribution



Bron: ECB (2005)

Tabel 6c: Effectgegevens voor de bepaling van een PNEC voor chroom

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

Bron: ECB (2005)

Chroom(III)

Gegevens over de chronische effecten van chroom(III) zijn beschikbaar voor bacteriën, algen, kreeften en vissen. De laagste geldige chronische NOEC-waarde werd vastgesteld bij kreeften (*Daphnia magna*) en bedraagt 0,047 mg/l. Vissen reageren vergelijkbaar gevoelig. De laagste geldige chronische NOEC-waarde voor de regenboogforel (*Oncorhynchus mykiss*) bedraagt 0,05 mg/l. De laagste NOEC-waarde voor de biomassa van de alg *Chlorella pyrenoidosa* ligt bij > 2 mg/l. Voor de alg *Selenastrum capricornutum* is de EC₅₀ echter 0,32 mg/l. De testresultaten voor chroom(III) staan in bijlage F van het RAR (ECB 2005).

De gegevensbasis volstaat niet voor de toepassing van de SSD-methode voor de berekening van een HC₅-waarde voor chroom(III).

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

Uittreksel uit 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 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Uittreksel uit 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)."

Accumulatie van chroom in de voedselketen valt niet te verwachten. Daarom wordt er geen MKN afgeleid.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

Chroom(VI)verbindingen veroorzaken allergische en astmatische reacties en worden beschouwd als kankerverwekkend.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

30-70% van de totale chroomconcentratie in de stromende wateren bestaat uit chroom(VI) (RIVM 1990). Chroom(III) en chroom(VI) worden niet apart gemeten. Daarom is een MKN afgeleid voor totaal-chroom die is afgestemd op de lage waarde van chroom(VI).

Zoete oppervlaktewateren

Uittreksel uit 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)."

Voor de afleiding van een MKN voor chroom kan rekening worden gehouden met de berekening van een PNEC uit het RAR chroom (ECB, 2005). De berekening van een HC5-50% op basis van de gevoeligheidsverdeling van de soorten leverde een waarde op van 10,2 µg/l. Deze waarde werd, rekening houdend met alle beschikbare gegevens, gedeeld door drie en resulteert voor chroom(VI) in een PNEC-waarde van 3,4 µg/l. Interessant is dat de berekende PNEC-waarde slechts iets lager is dan de laagste NOEC-waarde van 4,7 µg/l voor de voortplanting van *Ceriodaphnia dubia*.

Voor chroom (III) werd een PNEC-waarde berekend van 4,7 µg/l.

Er zijn geen betrouwbare gegevens over de natuurlijke achtergrondconcentratie van chroom (VI) in de wateren. De FOREGS-studie vermeldt voor Europese wateren een mediaan (n=806) van 0,38 µg/l voor de > 0,45 µm gefilterde concentratie (FOREGS 2007).

De meetwaarden uit meetprogramma's in water hebben tot dusver meestal slechts betrekking op de gefilterde concentratie van chroom (VI+III). Daarnaast moet er rekening worden gehouden met een additief effect van chroom III en VI.

Omdat de concentraties chroom(III) en chroom(VI) in de wateren variëren (zie hoofdstuk 5) wordt de gevoeligste PNEC-waarde voor chroom(VI) (3,4 µg/l) overgenomen als JG-MKN voor de gefilterde concentratie van chroom (III+VI).

Een MKN voor de maximaal toegestane concentratie MAC-MKN voor de beoordeling van kortstondige piekbelastingen van chroom (VI) kan worden berekend m.b.v. een veiligheidsfactor en m.b.v. de SSD-methode.

Op basis van de laagste EC50-waarde (*Moina australiensis*, 2d, EC50 = 20 µg/l) en met inachtneming van een verlaagde veiligheidsfactor 10 wordt voor chroom (VI) een MAC-MKN afgeleid van 2 µg/l.

Op basis van de acute effectgegevens voor chroom (III) en met inachtneming van een verlaagde veiligheidsfactor 10 wordt bij *Selenastrum capricornutum* 96u-EC50 = 0,32 een MAC-MKN afgeleid van 32 µg/l voor chroom (III).

Als de SSD-methode (ETX 2.0) wordt toegepast op de acute effectgegevens voor chroom(VI) bij zoetwaterorganismen uit de ECB (2005) wordt een HC5-waarde verkregen van 42 µg/l. In alle Goodness-of-fit-tests wordt evenwel de hypothese verworpen dat de EC/LC50-waarden normaal verdeeld zijn. Wanneer de SSD-methode alleen wordt toegepast op de gegevens van kreeften (crustaceans) – de organismen die het gevoeligst reageren op chroom – levert dit een HC5-waarde op van 26 µg/l. De hypothese dat de EC/LC50-waarden normaal verdeeld zijn, wordt hier in alle Goodness-of-fit-tests geaccepteerd. De gebruikte gegevens en de afzonderlijke resultaten van de berekeningen staan in de bijlage. Voor chroom(III) zijn er te weinig gegevens om de SSD-methode toe te passen.

Omdat er een onzekerheid bestaat bij de toepassing van de SSD-methode voor de berekening van de MAC-MKN, wordt de SSD-methode niet gebruikt voor de vaststelling van de MAC-MKN 's.

Overige oppervlaktewateren

Uit de evaluatie van de effectgegevens in het RAR is gebleken dat zoetwaterorganismen iets gevoeliger reageren op chroomverbindingen dan mariene organismen (ECB 2005). In het RAR is echter geen PNEC afgeleid voor mariene organismen. Het Environment Agency in Groot-Brittannië heeft op basis van de TGD-methode en op basis van de gegevens die nu beschikbaar zijn een PNEC berekend voor chroom(VI) van 0,6 µg/l als jaargemiddelde en van 32 µg/l voor de acute belasting (Maycock *et al.* 2007). Voor chroom(III) werd de gegevensbasis voor de afleiding van een PNEC voor mariene organismen ontoereikend geacht. De redenen die Maycock *et al.*, 2007 aanhaalt voor de berekening van PNEC-waarden voor zout water luiden als volgt:

*"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 NOECgrowth 4–6 µg/l) or the polychaete worm *Nereis arenaceodentata* (2-week NOECmortality 6 µg/l) and the*

yellow rock crab (Cancer anthonyi, 12-week LOECmortality, 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 NOECmortality 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):

$$PNECsaltwater_It = 6 \mu\text{g l}^{-1}/(AF 10) = 0.6 \mu\text{g l}^{-1} \text{ Cr(VI) (dissolved)}''$$

Voorgesteld wordt om de PNECsaltwater_It van 0,6 µg/l Cr(VI) (opgelost) over te nemen als JG-MKN voor overige oppervlaktewateren (kust-, overgangs- en territoriale wateren).

"The LC50 of 0,32 mg/l obtained with Callinectes sapidus could be used as the basis for the derivation of the PNECsaltwater_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.

$$PNECsaltwater_st = 320 \mu\text{g/l}/AF (10) = 32 \mu\text{g/l} \text{ Cr(VI) (dissolved)}''$$

Omdat er een zekere mate van onzekerheid bestaat bij de afleiding van de PNECsaltwater_st van 32 µg/l Cr(VI) wordt deze niet overgenomen als MAC-MKN.

Voor chroom (III) wordt geen MKN voorgesteld, omdat er voor de afleiding van een betrouwbare waarde onvoldoende gegevens beschikbaar zijn.

De meetwaarden uit meetprogramma's in water hebben tot dusver meestal slechts betrekking op de gefilterde concentratie van chroom (VI+III). Daarnaast moet er rekening worden gehouden met een additief effect van chroom III en VI

Omdat de concentraties chroom(III) en chroom(VI) in de kust- en overgangswateren variëren (zie hoofdstuk 5) wordt de gevoeligste PNEC-waarde voor chroom(VI) (0,6 µg/l) overgenomen als JG-MKN voor de gefilterde concentratie van chroom (III+VI).

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Uittreksel uit het RAR ECB (2005): "*Given that the vast majority of chromium (VI) entering into sediment will be converted to chromium (III), the PNECsediment 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).*"

Voorgesteld wordt om de PNECsediment over te nemen als MKN voor zwevend stof en sediment, evt. met inachtneming van een achtergrondwaarde van 80 mg/kg. JG-MKN voor zwevend stof/sediment = 80 + (Cb) mg/kg. Deze waarde dient echter als voorlopige waarde te worden beschouwd, omdat er volgens Maycock *et al.* 2007 onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om een PNEC te kunnen afleiden op basis van tests naar het effect.

In gebieden waar de MKN wordt overschreden vanwege een bijzondere geogene voorbelasting, wordt de MKN ook als nagekomen beschouwd als de aanvullende antropogene belasting ≤ 80 mg/kg.

Als een gemiddelde verdelingscoëfficiënt water/zwevend stof van 75.000 l/kg wordt gebruikt, komt een concentratie in zwevend stof van 80 mg/kg ongeveer overeen met een opgeloste chroomconcentratie van ca. 1 µg/l.

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

Zie punt 6.3

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Op basis van de lage BCF-waarde voor vissen valt niet te verwachten dat accumulatie in de voedselketen plaatsvindt.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG (richtlijn over de kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de productie van drinkwater) dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie voor totaal-chroom een verplichte A1-waarde te worden toegepast van 50 µg/l Cr. Conform de EG-richtlijn 98/83/EG (richtlijn over de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, voorheen 80/778/EEG) dient ter bescherming van de drinkwatervoorziening voor chroom een maximumwaarde te worden toegepast van 50 µg/l.

Conform de EG-richtlijn 75/440/EEG dient ter bescherming van het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de onttrekking van water voor menselijke consumptie voor totaal-chroom een maximumwaarde te worden toegepast van 50 µg/l Cr.

9 Bron

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)

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

De afzonderlijke testresultaten voor chroom (VI) en (III) worden niet opgesomd. De resultaten zijn te vinden in de bijlagen A-F van het RAR chroom (ECB 2005). Het RAR kan worden gedownload onder <http://ecb.jrc.it/esis/> (CAS- of EG-nummer zie hfst. 1).

Bijlage 2: Berekening van de HC5-waarden voor het acute effect van chroom (VI)

Tab. A 2-1: Acute toxiciteitsgegevens voor chroom (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	Khangarot 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	Khangarot 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

Tax. Group	Species	Endpoint	Value mg/l	Value used to cal. HC5 mg/l	Reference in ECB 2005
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)
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	110	141,1403461	rama and Benoit (1960)
Fish		48-hour TLm			Turnbull et al. (1954)
Fish		96-hour LC50			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	17,6	29,86793504	Pickering and Henderson (1966) Benoit (1976)
Fish		96-hour LC50			Pickering and Henderson (1966)
Fish		96-hour TLm			
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		96-hour LC50	85		Joshi and Patil (1991)
Amphibian		96-hour LC50	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	<i>Escherichia coli</i>	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: HC5-waarden voor zoetwaterorganismen op basis van alle acute effectgegevens voor chroom (VI) in mg/l

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	0,4833057 6	mean of the log toxicity values	
s.d.	1,1215047	sample standard deviation	
n	45	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0,0137000 4	-1,86327812	lower estimate of the HC5
HC5	0,0422664 7	-1,37400398	median estimate of the HC5
UL HC5	0,1021797 5	-0,99063516	upper estimate of the HC5
sprHC5	7,4583533	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:

HC5-waarden voor zoetwaterorganismen op basis van de acute effectgegevens van zoetwaterkreeften (crustaceans) voor chroom (VI) in 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			

Fig. A 2-1: SSD-curve voor alle zoetwaterorganismen op basis van de acute effectgegevens voor chroom (VI)

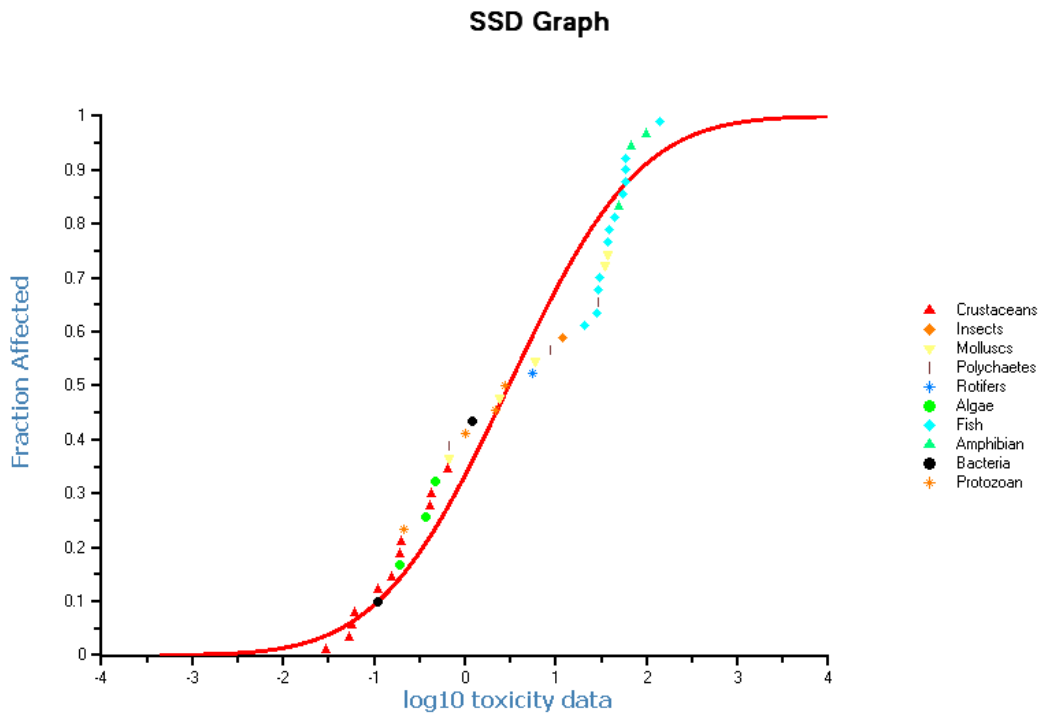
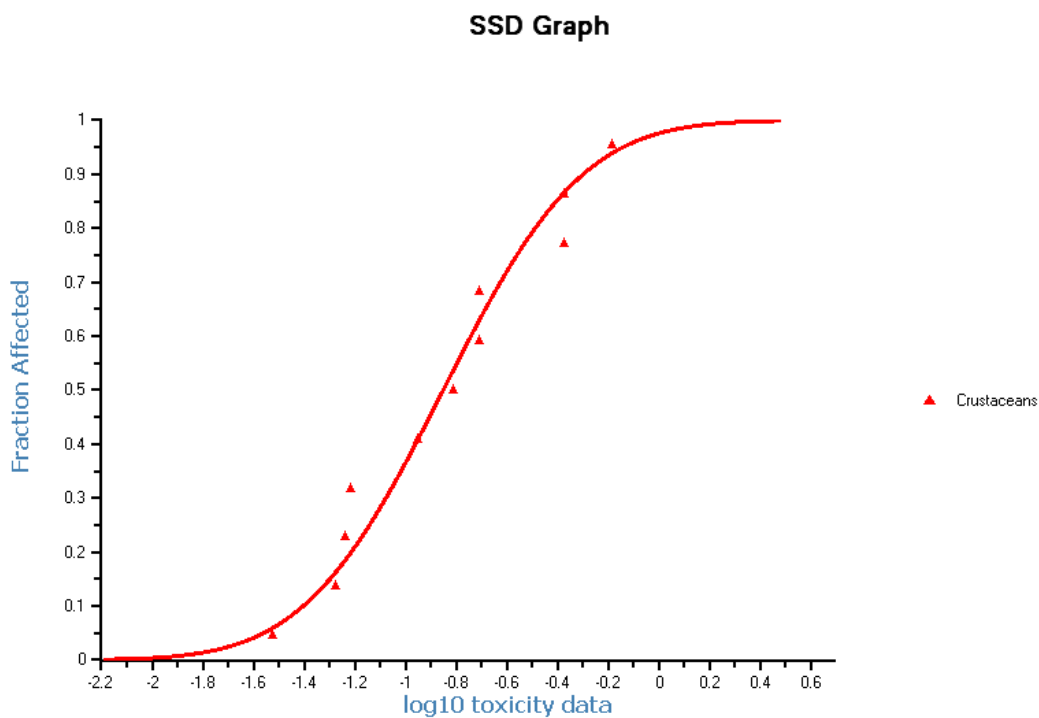


Fig. A 2-2: SSD-curve voor zoetwaterkreeften op basis van de acute effectgegevens voor chroom (VI)



Stofgegevensblad

- PCB's -

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 Stof

Naam:	PCB's (stofgroep)
EG-nummer:	2156481
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	602-039-00-4
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	101
Code	-
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-28
IUPAC-naam:	2,4,4'-trichloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	7012-37-5
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1239
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-52
IUPAC-naam:	2,2',5,5'-tetrachloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	35693-99-3
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1251
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-101
IUPAC-naam:	2,2',4,5,5'-pentachloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	37680-73-2
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1242
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-118
IUPAC-naam:	2,3',4,4',5-pentachloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	31508-00-6
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1243
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-138
IUPAC-naam:	2,2',3,4,4',5'-hexachloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	35065-28-2
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1244
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-153
IUPAC-naam:	2,2',4,4',5,5'-hexachloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	35065-27-1
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1245
Stofgroep:	chlooraromaat

Naam:	PCB-180
IUPAC-naam:	2,2',3,4,4',5,5'-pentachloro-1,1'-biphenyl
CAS-nummer:	35065-29-3
EG-nummer:	
EG-richtlijn 67/548/EG bijlage I index	
Lijstnummer in 2006/11/EG (voorheen 76/464/EEG)	(101)
Code	Sander: 1246
Stofgroep:	chlooraromaat

2 Milieukwaliteitsnorm

2.1 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen (MKN)

PCB-som

(PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153, PCB-180)

Beschermingsdoel	Maximale concentratie (MAC-MKN)	monitoringswaarde (JG-MKN)	Opmerking
Zoete oppervlaktewateren (rivieren en meren)	Niet van toepassing	Som dioxines en dioxine-achtige PCBs in paling : 12 pg TEQ/g vis (natgewicht) Som dioxines en dioxine-achtige PCBs in andere vis: 8 pg TEQ/g vis (natgewicht)	Norm voor dioxine-achtige PCB's in consumptievis (COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs); de norm voor doorvergiftiging is mogelijk strenger
Overige oppervlakte-wateren (kust- en overgangs-wateren)	Niet van toepassing	Som dioxines en dioxine-achtige PCBs in paling : 12 pg TEQ/g vis (natgewicht) Som dioxines en dioxine-achtige PCBs in andere vis: 8 pg TEQ/g vis (natgewicht)	Norm voor dioxine-achtige PCB's in consumptievis (COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs); de norm voor doorvergiftiging is mogelijk strenger

2.2 Specifieke milieukwaliteitsnorm (MKN)

Voor de 7 indicator PCBs konden geen normen voor de KRW beschermingsdoelen worden afgeleid die ook in de Rijncommissie kunnen worden vastgesteld. Dit komt door het ontbreken van veel van de basisgegevens die nodig zijn voor het afleiden van MKN waarden voor de 7 indicator PCBs. In deze paragraaf wordt beschreven welke gegevens wel beschikbaar zijn. De gepresenteerde waarden zijn een indicatie van MKN waarden die op grond van deze gegevens zouden worden afgeleid. De belangrijkste ontbrekende effectgegevens zijn die ter bescherming van visetende vogels en zoogdieren, en die van mogelijke effecten op de mens.

Door het ontbreken van deze gegevens konden bijvoorbeeld alleen waarden voor water worden afgeleid die rekening met directe effecten. De hierna volgende teksten dienen als achtergrondinformatie en documenteren de bestaande gegevens over effecten van de 7 indicator-PCB's.

PCB-28

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 8 ng/l MAC-MKN: nvt	orde van grootte, geschat via QSAR, veiligheidsfactor = 100
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlakte wateren)	JG-MKN = 0,8 ng/l MAC-MKN: nvt	
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	-	Zie 8.5

PCB-52

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (Zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 9 ng/l MAC-MKN: nvt	veiligheidsfactor = 10
Aquatische levensgemeenschappen (Overige oppervlakte-wateren)	JG-MKN = 0,9 ng/l MAC-MKN: nvt	
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	-	Zie 8.5

PCB-101

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 2 ng/l MAC-MKN: nvt	veiligheidsfactor = 50
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlakte wateren)	JG-MKN = 0,2 ng/l MAC-MKN: nvt	
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	-	Zie 8.5

PCB-118

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 2 ng/l MAC-MKN: nvt	geschat via QSAR, veiligheidsfactor = 100
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlakte wateren)	0,2 ng/l	orde van grootte, geschat via QSAR
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	-	Zie 8.5

PCB-138

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 2 ng/l MAC-MKN: nvt	veiligheidsfactor = 50
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlakte wateren)	0,2 ng/l	
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	-	Zie 8.5

PCB-153

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 10 ng/l MAC-MKN: nvt	veiligheidsfactor = 10
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	1 ng/l	
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	Zie 8.4
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	-	Zie 8.5

PCB-180

Beschermingsdoel	MKN	Opmerking
Aquatische levensgemeenschappen (zoete oppervlaktewateren)	JG-MKN = 2 ng/l MAC-MKN: nvt	veiligheidsfactor = 50
Aquatische levensgemeenschappen (overige oppervlaktewateren)	JG-MKN = 0,2 ng/l MAC-MKN: nvt	
Sedimentorganismen	-	
Doorvergiftiging	5,6 µg/kg	som 6 PCB's, gelijkgesteld aan som 7 PCB's
Visconsumptie	-	som 7 PCB's, natgewicht
Drinkwaterproductie (75/440/EEG)	35 ng/l	berekend uit de TDI

3 Algemene stofinformatie**3.1 Classificatie en identificatie**

R-zinnen en identificatie	Bron
R33; N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestaande kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewateren
(Bron: Squa 12-06 rev. 06.09.06)**PCB-28**

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [µg/l]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [µg/l]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [µg/l]	som PCB's
NL		0,00031 [µg/l] ¹ 0,00048 [µg/l] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [µg/l]	som 7 PCB's

¹opgeloste concentratie heeft geen formele status maar werd gebruikt om de waarde voor sediment te berekenen, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-52

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [µg/l]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [µg/l]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [µg/l]	som PCB's
NL		0,000011 [µg/l] ¹ 0,000064 [µg/l] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [µg/l]	som 7 PCB's

¹opgeloste concentratie heeft geen formele status maar werd gebruikt om de waarde voor sediment te berekenen, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-101

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [µg/l]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [µg/l]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [µg/l]	som PCB's
NL		0,00010 [µg/l] ¹ 0,00012 [µg/l] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [µg/l]	som 7 PCB's

¹opgeloste concentratie heeft geen formele status maar werd gebruikt om de waarde voor sediment te berekenen, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-118

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [µg/l]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [µg/l]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [µg/l]	som PCB's
NL		0,000011 [µg/l] ¹ 0,000014 [µg/l] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [µg/l]	som 7 PCB's

¹opgeloste concentratie heeft geen formele status maar werd gebruikt om de waarde voor sediment te berekenen, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-138

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [µg/l]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [µg/l]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [µg/l]	som PCB's
NL		0,00008 [µg/l] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [µg/l]	som 7 PCB's

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-153

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [µg/l]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [µg/l]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [µg/l]	som PCB's
NL		0,000035 [µg/l] ¹ 0,000054 [µg/l] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [µg/l]	som 7 PCB's

¹opgeloste concentratie heeft geen formele status maar werd gebruikt om de waarde voor sediment te berekenen, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

PCB-180

Staat	Status	Waarde	Opmerking
ICBR	QC	0,0001 [$\mu\text{g/l}$]	90-percentiel
DE	QC	0,0005 [$\mu\text{g/l}$]	totaal, 90-percentiel
FR		0,001 [$\mu\text{g/l}$]	som PCB's
NL		0,000025 [$\mu\text{g/l}$] ¹ 0,000046 [$\mu\text{g/l}$] ²	Opgelost, 90-percentiel
LU		0,007 [$\mu\text{g/l}$]	som 7 PCB's

¹opgeloste concentratie heeft geen formele status maar werd gebruikt om de waarde voor sediment te berekenen, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

²ecotoxicologisch onderbouwde waarde, afgeleid van BCF route, waarde heeft geen formele status, bron: Kansen voor Waterorganismen, 1989

3.3 Effect en toepassing

PCB's vormen een groep van stoffen bestaande uit 209 verschillende congenere. PCB's zijn in technische mengsels met verschillende chloreringsgraad gemaakt. Technische mengsels die in grote hoeveelheden werden gemaakt zijn: Arochlor, Clophen en Kanechlor. De belangrijkste Europese producent was Bayer (Duitsland) die het mengsel Kanechlor produceerde.

PCB's zijn persistent, sterk lipofiel en stapelen in de voedselketens. De mengsels zijn zeer stabiel, d.w.z. slecht afbreekbaar, bestand tegen oxidatie, tegen zuren en basen; thermisch stabiel, slecht oplosbaar in water en goed oplosbaar in vetten. De directe toxiciteit van PCB's is laag, maar indirecte effecten maken dat de stofgroep voorkomt op lijsten van stoffen die reden tot zorg geven. De vlakke PCB's leiden tot dioxineachtige effecten.

PCB's werden in de Verenigde Staten in open toepassingen al in 1974 verboden. In Europese landen is het gebruik van PCB's vanaf 1985 langzaam afgebouwd. Gebruik is tegenwoordig verboden. In 1979 werd het gebruik in open toepassing in Nederland verboden. Daarna was er nog wel sprake van gebruik in de vorm van gesloten toepassingen zoals onbrandbare koelvloeistof in transformatoren en in diverse typen condensatoren.

Sinds het ingaan van het verbod op productie en alle gebruik van PCB's in 1985 zijn er diverse maatregelen genomen om te komen tot vervanging en vernietiging van de nog bestaande toepassingen van PCB's. Wereldwijd is er meer dan 1 miljoen ton PCB's geproduceerd.

PCB's komen altijd als mengsel voor in het milieu, en de waargenomen effecten zijn toe te schrijven aan zowel de PCB's met een dioxine-achtige werking, als de hier beschouwde 7 indicator PCB's, representatief voor PCB's met een niet-dioxineachtige werking.

Voor PCB's met een dioxineachtige werking werden al eerder normen afgeleid die rekening houden met zowel directe als indirecte effecten (zoals doorvergiftiging, en effecten op de mens) (oa. van Wezel, 1999, COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006).

4 Fysisch-chemische stoffeigenschappen

PCB-28

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	220 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,03 Pa	Li, 2002
Henry-constante	28,1 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-52

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	47,8 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,012 Pa	Li, 2002
Henry-constante	24 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-101

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	33,3 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,0025 Pa	Li, 2002
Henry-constante	24 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-118

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	22,2 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,001 Pa	Li, 2002
Henry-constante	7,8 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-138

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	6,7 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,0006 Pa	Li, 2002
Henry-constante	9,0 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-153

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	11 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,0006 Pa	Li, 2002
Henry-constante	15 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-180

Eigenschap		Bron
Wateroplosbaarheid	5,1 µg/l	Li, 2002
Dichtheid	-	
Dampdruk	0,00016 Pa	Li, 2002
Henry-constante	2,2 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

5 Gedrag en verblijf in het milieu**PCB-28**

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methyl sulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	5,62	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	4,98	Hansen, 1999
Bioaccumulatie *		
log BCF (vis)	4,0	QSAR TGD partII, 2003
log BAF (vis)	3,4	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	2,1	bijlage 2
BMF2 (kust- en overgangswater)	10	Tabel Lepper, 2005

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

PCB-53

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methylsulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	6,26	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	5,1	Hansen, 1999
Bioaccumulatie*		
log BCF (vis)	4,6	bijlage 2
log BAF (vis)	5,3	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	11	bijlage 2
BMF2 (kust- en overgangswateren)	25	bijlage 2

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

PCB-101

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methyl sulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	6,85	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	5,78	Hansen, 1999
Bioaccumulatie*		
log BCF (vis)	5,4	bijlage 2
log BAF (vis)	4,8	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	10	QSAR Lepper, 2005
BMF2 (kust- en overgangswateren)	63	bijlage 2

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

PCB-118

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methyl sulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	7,12	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	5,99	Hansen, 1999
Bioaccumulatie*		
log BCF (vis)	5,4	bijlage 2
log BAF (vis)	5,1	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	12	bijlage 2
BMF2 (kust- en overgangswateren)	48	bijlage 2

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

PCB-138

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methylsulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	7,45	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	6,20	Hansen, 1999
Bioaccumulatie*		
log BCF (vis)	5,8	bijlage 2
log BAF (vis)	5,3	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	14	bijlage 2
BMF2 (kust- en overgangswateren)	62	bijlage 2

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

PCB-153

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methyl sulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	7,44	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	6,20	Hansen, 1999
Bioaccumulatie*		
log BCF (vis)	5,6	bijlage 2
log BAF (vis)	5,3	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	14	bijlage 2
BMF2 (kust- en overgangswateren)	63	bijlage 2

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

PCB-180

Eigenschap		Bron
Biotische en abiotische afbraak		
Halfwaardetijd voor hydrolyse (DT ₅₀)	-	
Halfwaardetijd voor fotolyse (DT ₅₀)	-	
Gemakkelijk biologisch afbreekbaar (ja/nee)	nee, PCB's zijn zeer persistent	
Indien van toepassing: relevante metabolieten	PCB's kunnen in organismen gemetaboliseerd worden tot hydroxy-PCB en/of methyl sulfonyl-PCB. Sommige van deze metabolieten hebben een hormoonachtige werking	EFSA rapport, 2005
Sorptiegedrag		
log P _{ow}	8,16	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	6,37	Hansen, 1999
Bioaccumulatie*		
log BCF (vis)	4,8	bijlage 2
log BAF (vis)	-	bijlage 2
BMF1 (zoet water)	11	bijlage 2
BMF2 (kust- en overgangswateren)	67	bijlage 2

* De accumulatie gegevens zijn het rekenkundig gemiddelde van de vet gemarkeerde gegevens uit tabellen 3a en 3b in bijlage 2, voor BMF1 van vis naar vis, voor BMF2 van vis naar (zee)zoogdier of vogel

6 Gevolgen voor de aquatische levensgemeenschappen

6.1 Bescherming van de aquatische organismen

De ecotoxicologische gegevens die werden gebruikt voor de afleiding van de indicatieve normen gepresenteerd in paragraaf 2.2 werden verkregen uit een uitgebreide literatuursearch die werd uitgevoerd door het RIVM. Hiervoor werd in april 2006 een literatuursearch uitgevoerd in de databases TOXLINE en Current Contents 1997-april 2006 en in de ECOTOX database van US-EPA (www.epa.gov/ecotox). De verkregen literatuur is gescreend op de betrouwbaarheid van de uitgevoerde studie. Hierbij werd o.a. beoordeeld of studies volgens goed beschreven protocollen werden uitgevoerd, en of gegevens over de blootstelling in voldoende mate werden verstrekt. De gegevens over directe toxiciteit zijn opgenomen in bijlage 1, tabellen 1 en 2. Voor de meeste PCB's konden geen experimentele acute en chronische toxiciteitsgegevens worden gevonden waaruit een EC50 of NOEC kon worden afgeleid. Veel van de gevonden waarden worden als groter dan (>) gerapporteerd.

6.2 Bescherming van de sedimentorganismen

Voor alle beschouwde PCB-congeneren is de $\log K_{p_{\text{spm-water}}}$ hoger dan 3. Hiermee wordt de drempelwaarde (conform Lepper, 2005) om een MKN voor benthische organismen af te leiden overschreden.

Evenals voor aquatische organismen zijn er voor benthische organismen zeer weinig of geen bruikbare toxiciteitsgegevens beschikbaar in de literatuur. In toxiciteitsstudies met sedimentorganismen worden alleen PCB-mengsels gebruikt die bestaan uit zowel indicator-PCB's als PCB's met een dioxineachtige werking. Hierdoor kunnen de effecten niet aan 1 PCB-congeneer worden toegeschreven. Bovendien is omrekening naar de waterconcentratie voor individuele componenten wel mogelijk (met Koc's), maar voor mengsels niet.

6.3 Bescherming van "visetende" diersoorten (doorvergiftiging)

Voor alle PCB's is stapeling in de voedselketens van belang door hun hoge $\log Pow$ -waarde en stabiliteit in organismen en milieu. Voor alle indicator PCB's werd de literatuur verkregen uit de literatuursearch in TOXLINE en Current Contents aangevuld met een literatuursearch uitgevoerd door het Instituut voor Milieuvraagstukken van de VU te Amsterdam. Hierbij werden BCF-waardes, BAF-waardes en BMF-waardes gezocht van alle zeven PCB's. De gevonden studies werden gescreend op betrouwbaarheid van de uitgevoerde studie. Voor de berekening van BCF-waardes, BAF-waardes en BMF-waardes die voor de doorvergiftigingsroute kunnen worden gebruikt werd het gemiddelde van de meest betrouwbare studies (kwaliteitsoordeel 1 of 2, zie bijlage 2) gebruikt. Deze gemiddelde waarden zijn in hoofdstuk 5 weergegeven.

7 Gevolgen voor de humane gezondheid

De groep van PCB's is bij de productie en bij het voorkomen in het milieu een mengsel van verbindingen dat theoretisch uit 209 verschillende congenen bestaat met 1-10 chlooratomen aan een bifenyl-ring. De toxische effecten van PCB's hangen af van de positie van het chlooratoom. Een aantal PCB's (12) kan een vlakke structuur aannemen en lijkt in zijn werking sterk op dioxines. Het grootste deel van de PCB's heeft geen vlakke structuur. De 7 indicator PCB's die als Rijnrelevante stoffen zijn aangemerkt zijn voornamelijk de niet-vlakke moleculen. Alleen PCB-118 is vlak, en heeft een dioxine-achtige werking. Voor PCB's met een dioxine-achtige werking is aparte Europese wetgeving. Recent zijn bijvoorbeeld EU-consumptienormen van kracht geworden waarin ook de bijdrage van dioxine-achtige PCB's meegewogen wordt (Verodening 199/2006 van de Commissie).

De dioxine-achtige PCB's kunnen bij de mens na acute blootstelling leiden tot chlooracne, en pigmentvlekken op huid en nagels. Dioxine-achtige PCB's zijn carcinogeen, mutageen en teratogeen (hebben effecten op nakomelingen) in dierproeven. Niet-vlakke PCB's hebben effect op o.a. lever en hersenen, en ze laten immunotoxicologische en oestrogene effecten zien, evenals effecten op reproductie en op de ontwikkeling van het zenuwstelsel. PCB's worden via placenta en moedermelk op nakomelingen overgedragen. Mensen worden voornamelijk aan PCB's blootgesteld via hun voedsel (bijvoorbeeld via dierlijke vetten, ei, melk, boter, vis).

Met de gevolgen voor humane gezondheid wordt bij de normafleiding rekening gehouden door veilige gehalten in biota uit te rekenen met behulp van de TDI (Tolerable Daily Intake) voor de mens (Lepper, 2005).

Inmiddels is onder deskundigen een discussie gevoerd over de TDI voor niet-dioxineachtige PCB's. Deze discussie is gepubliceerd in een rapport van de EFSA uit 2005. Hierin wordt gesteld dat op basis van de bestaande gegevens voor PCB's geen norm voor niet-dioxineachtige PCB's kan worden afgeleid. De belangrijkste reden hiervoor is dat in de meeste studies de bijdrage van de veel toxischer dioxineachtige PCB's niet uitgesloten kan worden.

Door de EU is een traject in gang gezet om goed onderbouwde ADI's af te leiden voor de 7 indicator PCB's. (Project: ATHON: Assessing the Toxicity and Hazard of Non-dioxin-like PCBs present in FOod, www.athon-net.eu). Dit project loopt tot medio 2010. De normafleiding voor PCBs zou daarom herzien moeten worden na het beschikbaar komen van informatie over TDI voor de mens.

8 Berekening van de milieukwaliteitsnormen

8.1 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van aquatische organismen

Zoete oppervlaktewateren

Afleiding MKN uit toxiciteitsgegevens

Voor de 7 indicator PCB's is een beperkte set van toxiciteitsgegevens beschikbaar in de literatuur. Toxiciteit van PCB's wordt veelal getest met commerciële mengsels. Deze mengsels bevatten naast de niet-vlakke, niet-specifiek werkende PCB's die hier worden beschouwd ook PCB's met een dioxine-achtige werking. Deze dioxine-achtige PCB's zijn vaak verantwoordelijk voor het waargenomen effect.

Voor PCB-28 en PCB-118 werden geen NOEC of LC50 of EC50 waarden gevonden in de literatuur, voor deze 2 PCB's werd daarom de toxiciteit berekend met een QSAR (kwantitatieve structuur-activiteits relatie), zie hieronder. Voor PCB-52 en PCB-153 werden NOEC waarden gevonden voor 3 trofische niveaus, voor de andere PCB's (52, 101, 138 en 180) werden NOEC waarden voor 2 trofische niveaus gevonden.

Berekening toxiciteit met QSAR

De hier gekozen 7 PCB's vertonen over het algemeen een niet-specifieke werking op aquatische organismen (narcose). Deze narcotische werking is gerelateerd aan de hydrofobiteit van een stof (uitgedrukt in log Pow). Omdat voor 2 PCB's toxiciteitsgegevens ontbraken wordt hieronder met behulp van QSARs (quantitative structure-activity relationships – Verhaar, 1995) de toxiciteit van de 7 PCB's ingeschat voor 3 trofische niveau's, nl. alg, daphnia en vis. Hieruit kan de orde van grootte van de directe toxiciteit van de 7 PCB's voor aquatische organismen worden geschat. Naar verwachting is de directe toxiciteit van PCB's niet de doorslaggevende factor bij het afleiden van een MKN, de MKN op basis van directe toxiciteit ligt vermoedelijk enkele orden van grootte hoger dan die op basis van humane blootstelling en doorvergiftiging.

Gebruikte QSARs uit Verhaar, 1995:

1. alg: (*Scenedesmus subspicatus*) - $\log EC50 = -0,86 \log Pow - 1,41$

2. daphnia: (Daphnia magna) - log NOEC = $-1,04 \log \text{Pow} - 1,70$

3. vis: (P.promelas/B.rerio) - log NOEC = $-0,87 \log \text{Pow} - 2,35$

De aldus verkregen waarden zijn uitgedrukt in mol/l, en in onderstaande tabel omgerekend naar $\mu\text{g/l}$

PCB	QSAR 1 ¹	QSAR 2 ¹	QSAR 3 ¹	log Pow	MW ²	laagste (in $\mu\text{g/l}$)
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

¹uitkomsten QSAR in mol/l

²MW = molgewicht, bron: Mackay fate handbook

Omdat voor drie trofische niveaus een (NO)EC kon worden berekend wordt de laagste waarde door een factor 10 gedeeld om een MKN ter bescherming van aquatische levensgemeenschappen te berekenen. Omdat de laagste effectconcentratie met een QSAR is berekend, wordt een extra assessment factor van 10 toegepast. De met deze QSAR berekende waarden voor NOEC liggen in dezelfde orde van grootte als de in de literatuur gevonden waarden voor de andere PCB's.

In onderstaande tabel staat de afleiding van de waarden voor MKN weergegeven.

Stof	laagste NOEC ($\mu\text{g/l}$)	Assessment factor	Voorgestelde MKN zoete oppervlakte wateren
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

Overige oppervlaktewateren

Voor zoutwater organismen zijn onvoldoende extra toxiciteitsgegevens gevonden om apart normen voor het zoute milieu af te leiden voor de 7 beschouwde PCB's. De MKN voor overige oppervlaktewateren wordt daarom berekend zoals beschreven in Lepper. De MKN voor zoete oppervlaktewateren wordt door een factor 10 gedeeld om een MKN ter bescherming van aquatische levensgemeenschappen in overige oppervlaktewateren (overgangswateren en kustwateren) te berekenen.

Afleiding van MAC-MKN waarden

Voor PCB's worden geen MAC-MKN waarden afgeleid. PCB's worden niet meer in het milieu geloosd en zijn alleen nog afkomstig van diffuse (historische) bronnen. Er zal daarom geen kortdurende piekbelasting meer op kunnen treden.

8.2 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van sedimentorganismen

Het doel van deze stap in de afleiding van milieukwaliteitsnormen is specifieke informatie over toxiciteitsgegevens voor sedimentbewoners mee te wegen, en deze dan uit te drukken in de bijbehorende waterconcentratie.

Er konden geen studies gevonden worden waarin alleen met de genoemde individuele PCB's effecten op sedimentbewoners werden getest. Het is daarom niet mogelijk om een waterconcentratie te berekenen die hoort bij de bescherming van sedimentorganismen.

8.3 Berekening van de milieukwaliteitsnorm ter bescherming van "visetende" diersoorten

De triggerwaarde om normen af te leiden waarbij rekening wordt gehouden met doorvergiftiging, wordt voor alle PCB's overschreden: Deze triggerwaarde is: "experimental BCF \geq 100, experimental BMF $>$ 1 or log $K_{ow} \geq 3$ " (Lepper, 2005). Voor de hier beschouwde 7 PCB's zijn weinig toxiciteitsgegevens voor hogere organismen beschikbaar. In de meeste studies zijn commerciële mengsels van PCB's gebruikt, deze mengsels bevatten naast de niet-vlakke PCB's ook vlakke PCB's met een dioxine-achtige werking. De waargenomen effecten zijn het gevolg van de blootstelling aan het mengsel, en niet alleen toe te schrijven aan de blootstelling aan niet-vlakke PCB's. Deze studies zijn daarom niet bruikbaar om NOECs voor de niet-vlakke PCB's af te leiden.

Het "scientific panel on contaminants in the food chain" evalueerde in 2005 de effecten van niet-vlakke PCB's. Uit de studies die zij evalueerden bleek de nerts (mink) de meest gevoelige soort te zijn. Bij een concentratie van 335 $\mu\text{g}/\text{kg}$ voor de som van 6 PCB's in vis die aan 'mink' werd gevoerd werden effecten op de reproductie waargenomen. Deze som van 6 PCB's is de som van PCB's 28, 52, 101, 138, 153 en 180, dus zonder PCB 118. Aangezien PCB-118 maar een kleine bijdrage levert aan de som van 7 PCB's is de waarde voor de som van 6 PCB's gelijk gesteld aan de waarde voor de som van 7 PCB's.

De genoemde waarde is een LOEC. Hieruit wordt een NOEC berekend met een factor 2: $\text{NOEC} = 335/2 = 167,5$.

Conform de afleiding van normen voor HCB wordt een assessment factor van 30 gebruikt om een $\text{PNEC}_{\text{voedsel}}$ af te leiden uit de NOEC. Deze PNEC is de veilige concentratie in de prooi van visetende diersoorten, en dus de MKN voor biota.

$$\text{MKN}_{\text{secpois.biota}} = 167,5 / \text{AF}(30) = 5,6 \mu\text{g}/\text{kg biota}$$

Afleiding van de waterconcentratie die hoort bij de concentratie in het voedsel van visetende vogels of zoogdieren gebeurt met de formule uit Lepper (2005):

$$\text{MKN}_{\text{secpois.water}} = \text{MKN}_{\text{secpois.biota}} / [\text{BCF} * \text{BMF}1]$$

Voor zoutwater wordt een extra biomagnificatiestap meegenomen, de algemene formule die hiervoor wordt gegeven is:

$$\text{MKN}_{\text{secpois.water}} = \text{MKN}_{\text{secpois.biota}} / [\text{BCF} * \text{BMF1} * \text{BMF2}]$$

$\text{MKN}_{\text{secpois,biota}}$ is hier het veilige gehalte in prooi in de betreffende voedselketen.

De omrekening naar water maakt gebruik van BCF en BMF waardes. Deze waardes zijn voor de 7 PCB's die bij de afleiding van MKN waarden voor de Rijn worden beschouwd goed te vinden in de literatuur (zie bijlage 2). Toch is een afleiding van de waterconcentratie niet goed mogelijk. Het PCB gehalte in prooi is alleen bekend als som van 6 PCB's. PCB's kunnen niet als groep of som beschouwd worden omdat hun eigenschappen te sterk verschillen, het verschil tussen de laagste en de hoogste BCF-waarde is 2 orden van grootte. Bovendien is de bijdrage van de 7 PCB's aan de som van 7 niet constant.

De voor PCB's afgeleide norm die bescherming biedt aan zowel opname door de mens door consumptie van vis, als aan doorvergiftiging in aquatische voedselketens wordt daarom alleen uitgedrukt als gehalte in biota.

Bij de afleiding wordt de som van 6 PCB's (dit is de som van 7 zonder de bijdrage van PCB-118) gelijk gesteld aan de som van 7 PCB's. PCB 118 maakt ca. 10% van de som van 7 PCB's uit, dit verschil is marginaal en wordt daarom bij de afleiding niet meegenomen.

De boven vermelde argumentatie leidt tot de volgende norm voor zoete oppervlaktewateren:

$$\text{MKN}_{\text{secpois.biota}} = 5,6 \mu\text{g/kg (som van 7 PCB's)}$$

Bij de omrekening van een $\text{MKN}_{\text{secpois.biota}}$ naar water dient voor overige oppervlaktewateren ook de BMF2 mee beschouwd te worden. Deze waarde dient ter bescherming van visetende zoogdieren of vogels. Dit leidt tot een lagere waarde dan de hierboven aangegeven berekeningen voor zoete oppervlaktewateren.

8.4 Berekening van de milieukwaliteitsnorm voor de visconsumptie

Voor de berekening van de MKN voor visconsumptie dient de rekenwijze uit Lepper (2005) te worden gehanteerd. Hierbij geldt dat de opname van stoffen via vis niet meer mag zijn dan 10% van de ADI/TDI/NOAEL-oral) voor de mens.

De gehanteerde aannames bij deze berekening zijn:
lichaamsgewicht (lg)=70 kg, visconsumptie is 115 g/dag. De te gebruiken formule is:

$$\text{MKN}_{\text{hh,food}} = 0,1 * \text{TDI} (\mu\text{g/kg lg}) * 70 \text{ kg (lichaamsgewicht mens)} / 0,115 \text{ kg visconsumptie} = \mu\text{g/kg vis-voedsel};$$

Dit kan worden omgerekend naar gehalte in water met:

$$\text{MKN}_{\text{hh,food.water}} (\mu\text{g/l}) = \text{MKN}_{\text{hh,food}} / \text{BCF}_{\text{vis}} * \text{BMF}_1$$

Omdat op dit moment geen geaccepteerde waarde voor de TDI van niet-dioxineachtige PCB's beschikbaar is (EFSA, 2005, zie ook 7.4) kan de milieukwaliteitsnorm voor visconsumptie niet berekend worden.

8.5 Milieukwaliteitsnorm ter bescherming van het drinkwater en de drinkwaterproductie

Normen voor PCB's in drinkwater waren vastgelegd in richtlijn 80/778. Deze richtlijn is inmiddels vervallen. De daar genoemde normen zijn 0,1 µg/l voor individuele PCB's, en 0,5 µg/l voor totaal PCB's. Omdat deze normen vervallen zijn kan met de hieronder beschreven formule de blootstelling aan drinkwater berekend worden uit de TDI (de TL_{hh} is gelijk aan de TDI).

De in Lepper (2005) beschreven rekenwijze is:

$$QS_{dw} = 0,1 * TL_{hh} * BW (70 \text{ kg}) / uptake_{dw} (2 \text{ l/day})$$

Ook hier geldt: maximaal 10% van ADI mag worden opgenomen via drinkwater, het gemiddelde lichaamsgewicht van een mens is 70 kg en de gemiddelde opname van water is 2 l/dag.

Omdat op dit moment geen geaccepteerde waarde voor de TDI van niet-dioxineachtige PCB's beschikbaar is (EFSA, 2005, zie ook 7.4) kan de milieukwaliteitsnorm voor visconsumptie niet berekend worden.

8.6 Milieukwaliteitsnorm voor alle beschermingsdoelen

Het doorslaggevende beschermingsdoel voor zowel zoete oppervlaktewateren als kust- en overgangswateren voor de zeven indicator PCB's is de doorvergiftiging. De waarde volgend uit visconsumptie door de mens kan nog niet worden vastgesteld omdat er momenteel geen betrouwbare TDI waarde voor niet-dioxineachtige PCB's kan worden afgeleid.

Vanwege het ontbreken van voldoende basisgegevens om een betrouwbare norm voor de indicator PCB's af te leiden, wordt aangesloten bij bestaande Europese regelgeving.

De gehalten in biota worden als som van PCB's met dioxineachtige werking en dioxines uitgedrukt. Hiervoor worden de waarden gebruikt die in de Europese regelgeving van 2006 zijn vastgesteld.

Omdat zowel de samenstelling van het mengsel in biota als de stoffeigenschappen van de 7 PCB's sterk verschillen kan dit gehalte niet eenvoudig worden omgerekend naar een bijbehorend gehalte in water.

De voorgestelde MKN waarden voor biota houden geen rekening met effecten van doorvergiftiging, deze laatste waarden zijn mogelijk strenger dan de waarden voor directe effecten.

Wanneer de Europese regelgeving nieuwe normen voor hetzij de indicator PCB's, hetzij de PCB's met dioxineachtige werking voorstelt, wordt aanbevolen om de MKN waarden voor de Rijn hierop aan te passen.

9 Bron

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

Bijlage 1: Testresultaten voor waterorganismen

Tabel 1a: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren (de waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.).

PCB-28: acuut – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-28					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	NOEC	> 1,5	Dillon 1990
Vissen					
<i>Pimephalis promelas</i>	sterfte	96 h	NOEC	> 1,5	Dillon, 1991
Overige organismen					

PCB-52: acuut – zoete oppervlaktewateren

Er zijn geen acute toxiciteitsgegevens voor PCB-52 beschikbaar

PCB-101: acuut – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-101					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	NOEC	> 1,2	Dillon&Burton, 1991
Vissen					
<i>Pimephalis promelas</i>	sterfte	96 h	NOEC	> 1,2	Dillon, 1991
Overige organismen					

PCB-118: acuut – zoete oppervlaktewateren

Er zijn geen acute toxiciteitsgegevens voor PCB-118 beschikbaar

PCB-138: acuut – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-138					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	NOEC	> 1,5	Dillon 1990
Vissen					
<i>Pimephalis promelas</i>	sterfte	96 h	NOEC	> 1,5	Dillon 1991
Overige organismen					

PCB-153: acuut – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-153					
Bacteriën					
Algen					
<i>Macrocostis pyrifera</i>	Groei	9 d		1,6	James, 1987, saltwater
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	48 h	NOEC	> 1,3	Dillon 1990
Vissen					
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	96 h	NOEC	> 1,3	Dillon&Burton, 1991
Overige organismen					

PCB-180: acuut – zoete oppervlaktewateren

Er zijn geen acute toxiciteitsgegevens voor PCB-52 beschikbaar

Tabel 1b: Overzicht van de acute effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren

Voor geen van de PCB's zijn acute toxiciteitsgegevens voor zoutwater organismen beschikbaar

Tabel 2a:

Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in zoete oppervlaktewateren
(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.)

PCB-28: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Er zijn geen chronische toxiciteitsgegevens voor PCB-28 beschikbaar

PCB-52: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-52					
Bacteriën					
<i>Anaebaena flos-aquae</i>	sterfte	17 d		0,086	Lee&Rhee , 2001
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	groei	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproductie	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	groei	6-10 w	NOEC	6,5	Borgmann, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	reproductie	6-10 w	NOEC	6,5	Borgmann , 1990
<i>Hyalella azteca</i>	sterfte	6-10 w	NOEC	6,5	Borgmann, 1990
Vissen					
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproductie	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	groei	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
Overige organismen					

PCB-101: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-101					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	groei	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproductie	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
Vissen					
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	13 w		> 25	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproductie	13 w		> 25	
<i>Pimephales promelas</i>	groei	13 w		2,5	
Overige organismen					

PCB-118: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-118					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
Vissen					
<i>Daphnia magna</i>	groei	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproductie	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
Overige organismen					

PCB-138: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-138					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproductie	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	groei	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
Vissen					
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	13 w	NOEC	> opl.heid	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	groei	13 w	EC11	2,5	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproductie	13 w	NOEC	> opl.heid	Suedel, 1997
<i>Oryzias latipes</i>	sterfte		NOEC	> oopl. heid	Kim, 1999
Overige organismen					

PCB-153: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-153					
Bacteriën					
Algen					
<i>Macrocystis pyrifera</i>	groei	9 d		1,6	James, 1987
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	groei	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproductie	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
Vissen					
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	13 w	NOEC	> opl. heid	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproductie	13 w	NOEC	> opl. heid	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	groei	13 w	NOEC	2,5	Suedel, 1997
<i>Oryzias latipes</i>	sterfte		NOEC	> opl. heid	Kim, 1999
Overige organismen					

PCB-180: chronisch – zoete oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-180					
Bacteriën					
Algen					
Waterplanten					
Kreeften					
<i>Daphnia magna</i>	groei	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	sterfte	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	reproductie	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
Vissen					
<i>Pimephales promelas</i>	sterfte	13 w	NOEC	> opl.heid	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	reproductie	13 w	NOEC	> opl.heid	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	groei	13 w	NOEC	2,5	Suedel, 1997
Overige organismen					

Tabel 2b: Overzicht van de chronische effectgegevens voor waterorganismen in overige oppervlaktewateren (de waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.).

Alleen voor PCB-153 werden waarden voor zoutwater organismen gevonden:

PCB-153: chronisch – overige oppervlaktewateren

Soort	Toetscriterium	Tijd	Waarde	Concentratie [µg/l]	Bron
PCB-153					
Bacteriën					
Algen					
<i>Macrocystis pyrifera</i>	groei		LOEC	1	James et al., 1987
<i>Macrocystis pyrifera</i>	groei		LOEC	2	James et al., 1987
Waterplanten					
Kreeften					
Vissen					
Overige organismen					

Bijlage 2: Overzicht van BCF, BAF en BMF waarden voor waterorganismen

In de hierna volgende tabellen 3a en 3b wordt een overzicht gepresenteerd van alle in de literatuur gevonden waarden voor BCF, BAF en BMF van de 7 indicator PCB's.

De waarden die in de normafleiding worden gebruikt zijn vet gemarkeerd, de berekening van de gemiddelde waarde staat onderaan de tabellen.

De literatuur werd beoordeeld, en van een kwaliteitscriterium voorzien, in de tabellen aangegeven in de eerste kolom onder het kopje 'Qual'.

De betekenis van dit kwaliteitsoordeel is als volgt (engelstalig):

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."*

De waarden die werden geselecteerd om een gemiddelde BCF, BAF of BMF uit te berekenen moesten het kwaliteitsoordeel 1 of 2 hebben. Ook moesten de BCF en BAF waarden zijn uitgedrukt in of omgerekend naar natgewichtbasis (L/kg ww). Voor selectie van BMF waarden werd bovendien alleen gebruik gemaakt van de waarden die werden verkregen voor hele organismen. Studies waarin biomagnificatie in delen van organismen (zoals bloed) werden gemeten werden niet meegenomen.

Tabel 3a.1-7:

Overzicht van de BCF en BAF gegevens voor waterorganismen in oppervlaktewateren (engelstalig) met per PCB een aparte tabel.

(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt, voor de afleiding van normen werd het gemiddelde van de vetgedrukte waarden gebruikt om een BCF en BAF waarde te berekenen).

BCF and BAF data of PCB-28

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
#2-3?	Chamaeostoma	Bivalve mollusk	BAF	3.4	l/kg*dw	1

gemiddelde log BAF = 3,4

gemiddelde log BCF = onbekend

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

Gemiddelde log BAF = (4,7; 4,4; 6,3) = 5,3

Gemiddelde log BCF = (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

Gemiddelde log BAF = 4,8

Gemiddelde log BCF = (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

Gemiddelde log BAF = 5,1

Gemiddelde log BCF = 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

Gemiddelde log BAF = 5,3

Gemiddelde log BCF = (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

Gemiddelde log BAF = 5,5

Gemiddelde log BCF = (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

Gemiddelde log BAF = onbekend

Gemiddelde log BCF = 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.

Tabel 3b.1-7:

Overzicht van de BMF gegevens voor waterorganismen in oppervlaktewateren (engelstalig) met per PCB een aparte tabel.

(De waarden die relevant zijn voor de afleiding staan **vet** gedrukt.).

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]

Gemiddelde waarde voor BMF 1 ww = 2,1

Gemiddelde waarde voor BMF 2 ww = niet beschikbaar

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]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 11

Gemiddelde waarde voor BMF2 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]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = niet beschikbaar

Gemiddelde waarde voor BMF2 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.Cymbalisky, 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>Plecogluosus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrarchirus</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]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	222.1		[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	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]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	15.4		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	4.4		[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 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]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 12

Gemiddelde waarde voor BMF2 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.Cymbalisky, 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]
1	Alewife	Herring gull	<i>Alosa Pseudoharengus</i>	<i>Larus argentatus</i>		112	[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	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]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 14

Gemiddelde waarde voor BMF2 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/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.35	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.596154	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.192308	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.788462	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.080769	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.288462	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.036538	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus/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	Scomber scombrus	Harbour seal	<i>Pleuronectes platessa</i>	<i>Phoca vitulina</i>	350		[7]
2	Scomber scombrus	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]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea</i>	18.3		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
				harengus			
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]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 12

Gemiddelde waarde voor BMF2 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.Meiningner, 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]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 11

Gemiddelde waarde voor BMF2 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.

