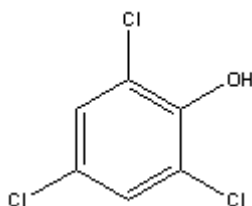


Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

2,4,6-Trichlorphenol CAS nr. 88-06-2



Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	1 µg/L
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	1 µg/L
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	160 µg/L
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	40 µg/l
Kriterium for biota	BKK	3,65 µg/kg vådvægt

August 2010

Indhold

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	6
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	7
3 SKÆBNE I MILJØET	8
3.1 NEDBRYDELIGHED	8
3.2 BIOAKKUMULERING	8
3.3 NATURLIG FOREKOMST	9
4 GIFTIGHEDSDATA	10
4.1 GIFTIGHED OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	10
4.2 GIFTIGHED OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	12
4.3 GIFTIGHED OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	12
4.4 GIFTIGHED OVER FOR MENNESKER	13
5 ANDRE EFFEKTER	14
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	15
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	15
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	15
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	16
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA (BKK)	16
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	16
7 KONKLUSION	18
8 REFERENCER	19

Bilag A: Testdata for 2,4,6-trichlorphenol

Bilag B: Artsfølsomhedsanalyse for akutte data

Forord

Et kvalitetskriterium i vandmiljøet er det højeste koncentrationsniveau, ved hvilket der skønnes, at der ikke vil forekomme uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Miljøstyrelsen (MST) udarbejder på vegne af By- og Landskabsstyrelsen (BLST) kvalitetskriterier for kemikalier i vandsøjlen (vandkvalitetskriterium), i sediment og i dyr og planter (biota).

BLST bruger kvalitetskriterierne som det faglige grundlag til at kunne fastsætte miljøkvalitetskrav, hvorved der forstås den endelige koncentration af et bestemt forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.

Metodikken, der anvendes til udarbejdelse af miljøkvalitetskrav er harmoniseret i EU og baserer sig på vandrammedirektivet (EU 2000), EU's vejledning til risikovurdering ("TGD") (EU 2003), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU 2009) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen 2004).

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 20.10.2009.

English Summary and conclusions

Water quality standards were derived for 2,4,6-Trichlorophenol following guidelines from the TGD (EU 2003), The Danish EPA (Miljøstyrelsen 2004) and the draft EU guideline for deriving environmental water quality standards (EU 2009).

2,4,6-Trichlorophenol is easily biodegradable. However, studies indicate, that the substance has potential to bioaccumulate, although it was not possible to quantify an accurate BCF value that can be used for calculations of secondary poisoning.

No statistically significant difference was found between freshwater and saltwater organisms and the two datasets were merged. The combined toxicity dataset consist of acute data for 34 species representing 12 higher taxonomic groups and chronic data for 9 species representing 5 higher taxonomic groups. The lowest valid chronic NOEC is 200 µg/L for reproduction in *Daphnia magna*. An assessment factor of 10 was applied resulting in $PNEC_{\text{freshwater}} = 20 \mu\text{g/L}$. For saltwater, an extra assessment factor of 10 was applied resulting in $PNEC_{\text{saltwater}} = 2 \mu\text{g/L}$.

2,4,6-Trichlorophenol has very low taste and odour threshold limits. The substance can be tasted in water at concentrations as low as 2 µg/L. Therefore, an organoleptic quality standard was derived by applying an assessment factor of 2 to the taste threshold limit. This results in an AA-EQS = 1 µg/L

A SSD was created from the acute dataset and HC₅ was calculated as 805 µg/L. Normally, an assessment factor of 2 or 3 would be applied to a dataset of this size. However, as the odour threshold limit is 300 µg/L, an assessment factor of 5 was applied to protect against unwanted odours. MAC_{freshwater} is thus calculated to 160 µg/L. For estimating the MAC_{saltwater} an initial AF of 2 was employed to the HC₅, with an additional AF of 10.

2,4,6-Trichlorophenol is classified as carcinogenic in the EU, it is highly toxic to mammals, and there are indications of high bioaccumulation . Therefore biota standards were calculated to protect predators from secondary poisoning and to protect humans consuming fishery products. A TDI of 0.06 µg/kg bw/d derived for increased cancer risk of 10⁻⁶, and a NOAEL of 0.3 mg/kg bw/d were used in the calculations. This resulted in an EQS_{biota sec pois} = 0.2 mg/kg and an EQS_{biota hh} of 3.65 µg/kg.

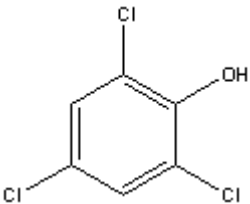
AA-EQS _{freshwater}	1 µg/L
AA-EQS _{saltwater}	1 µg/L
MAC _{freshwater}	160 µg/L
MAC _{saltwater}	40 µg/l
EQS _{biota}	3.65 µg/kg

1 Indledning

Identiteten af 2,4,6-trichlorphenol fremgår af tabel 1.1.

2,4,6-trichlorphenol bruges som baktericid, fungicid, desinfektionsmiddel samt antiseptikum. Desuden i et bredt udvalg af produkter, f.eks. som konserveringsstof til træ og lim, og som antiskimmelmiddel i tekstiler. [Verschueren, 1996]. Stoffet er endvidere intermediær i syntesen af chlorphenoxysyre herbicider og andre organiske stoffer (Yin *et al.* 2003).

Tabel 1.1. Identitet af 2,4,6-trichlorphenol

IUPAC navn	2,4,6-trichlorphenol
Strukturformel	
CAS nr.	88-06-2
EINECS nr.	201-795-9
Kemisk formel	$C_6H_3Cl_3O^1$
SMILES	<chem>C1=C(C=C(C(=C1Cl)O)Cl)Cl^2</chem>

1 ESIS
2 NCBI

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber af 2,4,6-trichlorphenol fremgår af tabel 2.1.

Fordeling i miljøet bestemt ved fugacitetsmodel (Mackay, level III) med ligelig og kontinuerlig udledning til luft, jord og vand: Luft (2 %), vand (14 %), jord (82 %) og sediment (2 %) (EPIWEB 4.0).

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for 2,4,6-trichlorphenol

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	197,5	SRC
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)	68-69,5	IUCLID, Verschueren, HSDB
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)	244,5-246 ¹	IUCLID
Damptryk, P_v (Pa)	1,06-3,99 ²	HSDB, EPA, SRC
Henry's konstant, H ($\text{atm m}^3 \text{mol}^{-1}$)	$2,6 \times 10^{-6}$ - $7,76 \times 10^{-6}$	ChemID, SRC
Vandopløselighed, S_w ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	800 ³	IUCLID, SRC, Verschueren, HSDB, ChemID
Dissociationskonstant, pK_a	5,99-6,42	IUCLID, SRC, HSDB, ChemID, EnviChem
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	3,62-4,05	IUCLID, SRC, HSDB, ChemID, IPCS, EnviChem
Organisk kulstof/vand fordelingskoefficient, K_{oc} ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	620	SRC

¹ ved 1013 hPa

² ved 25 $^{\circ}\text{C}$

³ ved 20-25 $^{\circ}\text{C}$

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Bionedbrydeligheden af 2,4,6-trichlorphenol er undersøgt i screeningstest, der viser let bionedbrydelighed med BOD på 82,5 % og TOC på 84,8 % (MITI, OECD TG 301C). Yderligere test for bionedbrydelighed viser 70 % forsvinding efter 3 timer, 95 % efter 7 dage og 100 % efter 5 dage (testet på aktiveret slam under aerobe forhold) (IUCLID 2000, ingen testmetode oplyst).

Fotokemisk nedbrydelighed i vandmiljøet: Halveringstid mellem 2 timer og 4 dage. Halveringstiderne er estimerede værdier baseret på estimeret ratekonstant for fotolyse ud fra laboratorieforsøg i en eksperimentel dam med belysning svarende til sollys om efteråret på 40° N (EnviChem, Howard 1991).

Der kan ikke forventes nævneværdig nedbrydning ved hydrolyse (Howard, 1990).

Aerob nedbrydning (halveringstid) i jord på 7-70 dage og anaerob nedbrydning (halveringstid), ligeledes i jord, på 169 dage til 5 år. Begge baseret på ekspertvurdering ud fra laboratedata (EnviChem, Howard 1991).

3.2 Bioakkumulering

2,4,6-trichlorphenol har en Log Kow på > 3 (3,6-4,1), hvilket indikerer potentiale for bioakkumulering i vandlevende organismer.

BCF for 2,4,6-trichlorphenol er bestemt for en række arter af både fisk, bløddyr, orme, alger og planter.

Hvirvelløse dyr

BCF for stor mosesnegl, *Lymnaea stagnalis*, steg fra 741 efter 6 dage til 3020 efter 36 dage. For ferskvandsmuslingen *Anodonta anatina* fandt man BCF = 1140. BCF = 524-1948 for iglen *Nepheleopsis obscura*. BCF = 50-580 for grønalgen *Chlorella fusca* efter 1 dag, mens den for trådalgen *Oedogonium* sp. var 260 efter 21 dage og 1720 efter 36 dage (ECOTOX, 2009).

Fisk

De højeste BCF værdier er fundet i et studie af Virtanen & Hattula (1982), hvor der er rapporteret BCF for guppy (*Poecilia reticulata*) på 7.000 for hanner 12.180 for hunner og 1.020 for afkom. Forsøget er ikke udført under standardbetingelser, men forsøgsdesignet er velbeskrevet. Desværre er koncentrationen af 2,4,6-trichlorphenol i testbeholderne ikke konstant men faldende over den 56 dages testperiode (stoffet kunne ikke detekteres efter dag 39). Dette medfører, at koncentrationen i fiskene ikke direkte kan sammenholdes med koncentrationen i vandet ved prøver udtaget den samme dag, da der kan være en betydelig forsinkelse før der er opnået ligevægt mellem koncentrationerne, fordi stoffet udskilles langsomt fra fiskene. Dette vil medføre, at der vil være en tendens til at overvurdere bioakkumuleringspotentialet ved disse beregninger. Derfor vurderes de

angivne BCF værdier for dette studie at være utroværdige. Studiet giver dog en indikation af, at 2,4,6-trichlorophenol har forholdsvis højt potentiale for bioakkumulering.

I et andet studie med en varighed på 28 dage, er der angivet en BCF på 88 for *Jordanelle floridae*. Der er rapporteret BCF værdier for fisk i to andre studier i intervallet mellem 20 og 310. Disse studier er dog af en varighed under 4 dage, og det er dermed sandsynligt, at der ikke er opnået ligevægt mellem koncentrationerne i fisk og vand (citeret fra OECD (Q)SAR Application Toolbox).

Der er foretaget en sammenligning mellem BCF værdierne i fisk for chlorphenoler i OECD (Q)SAR Application Toolbox. Der blev fundet BCF værdier for 15 chlorphenoler (mono-, di-, tri-, tetra- og pentachlorphenol). Der var en svag statistisk signifikant korrelation mellem antallet af kloratomer og BCF (Spearman Rank, $p = 0,05$, $r_s = 0,448$, $n = 15$). Der var dog samtidig en tendens til, at de to trichlorphenoler (2,4,6- og 2,4,5-trichlorphenol) har højere potentiale for bioakkumulering end de øvrige chlorphenoler. Ved lineær regression kan BCF for 2,4,6-trichlorphenol estimeres til 73,4.

(Q)SAR estimerer fra BCFBAF (Arnot-Gobas modellen) viser BCF værdier på henholdsvis 94 og 843 med og uden metabolisk transformering (øvre trofisk niveau).

Det kan konkluderes, at der er indikationer på, at 2,4,6-trichlorphenol er bioakkumulerbart, men at det ikke ud fra de foreliggende oplysninger er muligt at fastsætte en valid BCF værdi, der kan anvendes til beregninger af fødekædeeffekter.

Der er ikke fundet oplysninger om eventuel biomagnificering af 2,4,6-trichlorphenol.

3.3 Naturlig forekomst

Der er ikke fundet informationer om eventuel naturlig forekomst af stoffet i miljøet.

4 Giftighedsdata

4.1 Giftighed over for vandlevende organismer

2,4,6-trichlorphenol er klassificeret som miljøfarligt N; R50/53.

Udvalgte effektkoncentrationer over for ferskvandsorganismer er sammenstillet i tabel 4.1 og for saltvandsorganismer i tabel 4.2. En fuld oversigt over de testede arter, effektkoncentrationer og referencer til videnskabelige publikationer findes i bilag A.

Som det fremgår af de to tabeller foreligger der akutte/korttids data for flere trofiske niveauer og en række organismegrupper. For potentielt udslagsgivende studier (dvs. studier med de laveste EC₅₀ eller NOEC effektværdier) er den bagvedliggende litteratur vurderet i forhold til Klimisch code systemet. Denne vurdering fremgår af bilag A. Hovedparten af studierne er ikke kvalitetsvurderet og disse er tildelt scoren 4 (not assignable). De øvrige studier er tildelt scoren 1 (troværdigt), 2 (troværdigt med restriktioner) eller 3 (utroværdigt). Studier, der har modtaget scoren 3, er ikke medtaget i tabellerne 4.1 og 4.2.

Tabel 4.1. Opsummering af giftighed over for ferskvandsorganismer. Informationerne er udvalgt fra bilag A.

Systematisk gruppe	Effekt mål	Antal testede arter (antal studier)	Giftighedsinterval (mg·L ⁻¹) fra udvalgte studier
Alger	EC ₅₀ , vækst	4 (4)	3,5 – 11,2
	NOEC/EC ₁₀	2 (2)	1,0 – 5,1
Højere planter	EC ₅₀ , vækst	1 (1)	5,9
Protozoer	LC ₅₀	2 (2)	2,0 – 4,0
Hjuldyr	EC ₅₀ , reproduktion	1 (1)	3,0
	EC ₁₀ , reproduktion	1 (1)	0,4
Ledorme	LC ₅₀	1 (1)	7,52
Snegle	LC ₅₀	2 (2)	3,0 – 5,5
Krebsdyr	EC ₅₀ , ubevægelighed	2 (10)	0,3 – 7,5
	NOEC/MATC, reproduktion	1 (4)	0,2 – 0,7
Mider	LC ₅₀	1 (1)	13,5
Insekter	LC ₅₀	1 (1)	2,1
Fisk	LC ₅₀	11 (23)	0,3 – 10,0
	NOEC, flere parametre	4 (4)	0,3 – 1,0
Padder	LC ₅₀	3 (3)	1,2 – 8,6
	NOEC, vækst	1 (1)	0,5

Tabel 4.2. Opsummering af giftighed over for saltvandsorganismer. Informationerne er udvalgt fra bilag A.

Systematisk gruppe	Effekt mål	Antal testede arter (antal studier)	Giftighedsinterval (mg·L ⁻¹) fra udvalgte studier
Alger	EC ₅₀ , vækst	1 (1)	4,9
Muslinger	LC ₅₀	1 (1)	3,9
Krebsdyr	LC ₅₀	2 (4)	1,2 – 5,6
Fisk	LC ₅₀	1 (1)	1,4

Langt hovedparten af de identificerede studier omhandler giftighed over for ferskvandsorganismer, mens der kun er fundet sparsomme oplysninger om giftighed over for marine organismer (tabel 4.2). Det er undersøgt om der var statistisk forskel i følsomheden af de to grupper (ferskvand vs. saltvand) ved akutte tests. En F-test viste, at der er ens varians i de to grupper, og der er derfor udført en parametriske t-test. Denne viste, at der ikke er signifikant forskel i giftigheden af 2,4,5-trichlorphenol over for henholdsvis ferskvandsorganismer og marine organismer ($p = 0,6$). De to datasæt er derfor sammenstillet. Der er ikke fundet kroniske data over for saltvandsorganismer.

Der er fundet korttidsdata for 34 arter fra 12 højere systematiske grupper. Fisk og krebsdyr ser ud til at være de mest følsomme af de testede grupper med L(E)C₅₀ værdier ned til ca. 300 µg/L. I længerevarende tests er den laveste effektværdi en NOEC for reproduktion på 200 µg/L for *D. magna*.

Herunder knyttes nogle uddybende bemærkninger til de mest relevante af de studier, der er opsummeret i tabel 4.1 og tabel 4.2.

Fisk: Der foreligger 24 studier på i alt 12 arter af fisk, hvor LC₅₀ er bestemt. Desuden er kronisk NOEC bestemt for fire arter. Den laveste akutte effektværdi er en LC₅₀ = 320 µg/L for bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*, i et 96 timers statisk forsøg (Buccafusco et al. 1981 cf. USEPA (2009)). En lavere værdi er fundet i et 48 t studie med *Oryzias latipes* med en LC₅₀ på 180 µg/L (Yoshioka et al. 1986). Studiet er dog vurderet som utroværdigt (Klimisch code 3), da forsøgsbeskrivelsen mangler vigtige oplysninger såsom, om der er foretaget replikater, hvor mange og hvilke koncentrationer, der er testet, samt renhed af testkemikaliet. Umiddelbart lader det til, at der kun er testet en koncentration uden replikater og det fremgår ikke af artiklen hvorledes LC₅₀ er udregnet på basis af dette. Endvidere er der ikke foretaget analytiske målinger af testkoncentrationen.

Den laveste kroniske NOEC er = 250 µg/L for dødelighed hos fostre og larver af guldfisk, *Carassius auratus* (Yin et al. 2003). Studiet er ikke udført under GLP, men er udført i overensstemmelse med ASTM guidelines. Der er testet fem forskellige koncentrationer og en kontrolgruppe, hver i tre replikater. Renheden af teststoffet er angivet til 99 % og vandparametrene er angivet som følger: pH = 7,0 ± 0,5; DO = 8,0 ± 0,34; OC = 0,020 mg/L; Hårdhed = 1,86 ± 0,08 mg CaCO₃/L. Forsøget er vurderet som værende troværdigt med restriktioner (Klimisch code 2), og er derved egnet til fastsættelse af vandkvalitetskriterium for 2,4,6-trichlorphenol.

Krebsdyr: Der foreligger 14 akutte studier med fire arter af krebsdyr, hvor EC₅₀/LC₅₀ er bestemt. Den mest følsomme værdi er EC₅₀ = 270 µg/L (nominelt) for *Daphnia magna* bestemt i et 48 timers statisk forsøg med humusholdigt vand (20 mg C/L), mens værdien i rent vand (<0,1 mg C/L) var 330 µg/L (Virtanen et al., 1989 cf. USEPA (2009)).

Den laveste kroniske NOEC for krebsdyr er bestemt til 200 µg/L i et 21 dages reproduktionsforsøg med *Daphnia magna* (Yin et al. 2003). Studiet er ikke udført under GLP, men er udført i overensstemmelse med ASTM guidelines. Der er testet fem forskellige koncentrationer og en kontrolgruppe, hver i tre replikater. Renheden af teststoffet er angivet til 99 % og vandparametrene er angivet som følger: pH = 7,0 ± 0,5; DO = 8,0 ± 0,34; OC = 0,020 mg/L; Hårdhed = 1,86 ± 0,08 mg CaCO₃/L. Forsøget er vurderet som værende troværdigt med restriktioner (Klimisch code 2), og er derved egnet til fastsættelse af vandkvalitetskriterium for 2,4,6-trichlorphenol. Der findes endvidere andre kroniske effektværdier for reproduktion for *D. magna* i samme område (se bilag A), hvilket er med til at underbygge validiteten af ovennævnte studie.

Alger: Alger synes at være mindre følsomme over for 2,4,6-trichlorphenol end både fisk og krebsdyr. Laveste EC₅₀ er således bestemt til 3500 µg/L i et 96 timer statisk forsøg med grønalg *Pseudokichneriella subcapitata* (Shigeoka et al., 1988 cf. USEPA (2009)). NOEC (72 timer) er bestemt til 1.000 µg/L i et forsøg med *Chlorella fusca* (Huang & Gloyna, 1968 cf. USEPA (2009)).

Der foreligger endvidere testresultater for en række andre vandlevende organismegrupper så som protozoer, hjuldyr, fladorme, ledorme, vandplanter, snegle, muslinger, mider, insekter og padder. Ingen af disse er dog mere følsomme end ovennævnte organismer.

4.2 Giftighed over for sedimentlevende organismer

Der er ikke fundet giftighedsdata for sedimentlevende organismer.

4.3 Giftighed over for pattedyr og fugle

Der er fundet en NOAEL på 0,3 mg/kg lgv./dag for dosis-afhængig forøgelse af levervægt i rotter eksponeret for 2,4,6-trichlorphenol i drikkevand i et kronisk forsøg (Exon & Koller 1985 citeret fra WHO 1996).

I et toårigt studie med rotter blev der fundet dosisafhængig forøgelse i forekomsten af lymfocellekræft og leukæmi. I kontrolgruppen og de to testede koncentrationer på 0, 5.000 og 10.000 mg/kg lgv. blev der fundet en forekomst af ovenstående effekter på henholdsvis 3/20, 23/50 og 29/50 (Firestone et al. 1972 citeret fra WHO 1996). 2,4,6 trichlorphenol var ikke mutagent i Ames test, men har vist svag mutagenicitet i andre *in vitro* tests (WHO 1996).

Der er ikke fundet informationer om giftighed over for fugle.

4.4 Giftighed over for mennesker

2,4,6-Trichlorphenol er klassificeret Xn; R22 Xi; R36/38 CARC3; R40.

WHO har udregnet guideline grænseværdier i drikkevand baseret på forekomsten af visse kræftformer observeret i forsøg med rotter (WHO 1996, studiet er omtalt i forrige afsnit). Der er taget udgangspunkt i, at der ikke findes en sikker nedre grænse for eksponering, hvorved grænseværdien er udregnet vha. den lineariserede model for 'non-threshold' carcinogener. Grænseværdien ved udgangspunkt i en øget livstids risiko for kræft på 10^{-6} er af WHO angivet til 20 µg/L drikkevand. US EPA (IRIS) har med udgangspunkt i samme forsøg og med anvendelse af den lineariserede model beregnet grænseværdien ved udgangspunkt i en øget livstids risiko for cancer på 10^{-6} til 3 µg/L.

Miljøstyrelsen har i forbindelse med fastsættelse af B-værdi og jordkvalitetskriterier for chlorphenoler beregnet en TDI på 0,06 µg/kg lgv./dag med udgangspunkt i en øget livstids kræftrisiko på 1 pr. million (Miljøstyrelsen 2002).

Der foreligger ikke oplysninger om, hvorvidt stoffet har hormonforstyrrende egenskaber. 2,4,6-trichlorphenol er ikke opført på EU's liste over stoffer med registrerede hormonforstyrrende egenskaber (EU, 2008), og der er ikke fundet eksperimentelle data vedrørende sådanne egenskaber for stoffet.

5 Andre effekter

2,4,6-Trichlorphenol er, på linje med andre chlorerede phenoler, stærkt lugtende og har en gennemtrængende smag. US EPA (2006) har således fastsat et organoleptisk kvalitetskriterium for stoffet på 2 µg/L mens RIVM har fastsat et organoleptisk kvalitetskriterium for stoffet på 0,1 µg/L (RIVM 1991).

WHO (2003) rapporterer, at smagsgrænsen i vand er 2 µg/L mens lugtgrænsen er 300 µg/L.

RIVM (1991) rapporterer, at smagen i fisk, der har gået i forurenede vand bliver påvirket ved koncentrationer mellem 3 og 50 µg/L, således at et smagspanel i blindtest kan smage forskel i forhold til kontrolfisk.

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Ferskvand

Der foreligger kroniske NOEC-værdier for fem forskellige højere systematiske grupper (alger, hjuldyr, krebsdyr, fisk og padder) der vurderes at kunne lægges til grund for beregningen af VKK. Derfor fastsættes usikkerhedsfaktoren til beregning af PNEC/VKK jf. EU (2009) til 10.

Det er NOEC værdien for reproduktion for *Daphnia magna* på 200 µg/L, der er det mest følsomme endpoint. Fastsættelsen af vandkvalitetskriteriet for ferskvand baseres derfor på denne værdi og anvendelse af en usikkerhedsfaktor på 10, som anført ovenfor.

Herved findes $PNEC_{\text{ferskvand}} = NOEC (\text{krebsdyr})/10 = 200/10 \mu\text{g/L} = 20 \mu\text{g/L}$.

Saltvand

Der er ikke fundet kroniske data for saltvandsorganismer. En statistisk sammenligning mellem akutte data for ferskvands- og saltvandsorganismer viser dog ingen statistisk signifikant forskel mellem de to grupper. Derfor anvendes data fra ferskvand til fastsættelse af PNEC for saltvand. Dog anvendes en ekstra usikkerhedsfaktor på 10 ved ekstrapolering til saltvand (jf. EU 2009 og Miljøstyrelsen 2004).

Herved findes $PNEC_{\text{saltvand}} = NOEC (\text{krebsdyr})/100 = 200/100 \mu\text{g/L} = 2 \mu\text{g/L}$.

Lugt og smag

Hvis stoffet kan lugtes eller smages i vand eller biota (f.eks. fisk eller skaldyr) bruges en usikkerhedsfaktor mellem 2 og 10, dvs., VKK skal være mindst 2 til 10 gange mindre end lugt-/smagsgrænsen (MST 2004).

Da 2,4,6-trichlorphenol kan smages i vand ved koncentrationer helt ned til 2 µg/L, bør der fastsættes et organoleptisk kvalitetskriterium for stoffet. Der anvendes hertil en usikkerhedsfaktor på 2, da PNEC er 20 µg/L.

Dette giver et organoleptisk vandkvalitetskriterium for 2,4,6-trichlorphenol på 1 µg/L

6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Det akutte datasæt indeholder data for 35 arter fordelt på 12 højere systematiske grupper. Derved er datasættet tilstrækkeligt stort, til at der kan anvendes statistiske ekstrapoleringsteknikker til at fastsætte et korttidskvalitetskriterium. Det skal bemærkes, at størstedelen af de anvendte data er taget direkte fra litteraturen uden kvalitetstjek af de bagvedliggende studier. Studier, der er vurderet som utroværdige (Klimisch code 3) er ikke medtaget i beregningerne. Artsfølsomhedsfordeling for akutte data fremgår af bilag B.

HC₅ for akutte data er beregnet til 805 µg/L. Som udgangspunkt anvendes en usikkerhedsfaktor på 5. Da datasættet indeholder et stort antal arter (34) fordelt på 12 højere systematiske grupper, ville en usikkerhedsfaktor på 2 eller 3 have været passende, med da lugtgrænsen er på 300 µg/L og smagsgrænsen er 2 µg/L bruges en usikkerhedsfaktor på 5 for at undgå kortvarige lugtgener.

Dette giver et korttidskvalitetskriterium på 160 µg/L.

Til beregning af KVKK for saltvand ville man normalt bruge en usikkerhedsfaktor på 10 på KVKK for ferskvand, men da der er brugt en UF på 5 til beregning af værdien for ferskvand for at undgå luftgener vælges de i stedet at bruge en UF på 2 på HC₅ og derefter en UF på 10.

Dette giver et KVKKsaltvand = 805 µg/l:2*10 = 40 µg/l

6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Log K_{oc} er mindre end 3 og fugacitetsmodellering estimerer at en relativt lille fraktion af 2,4,6-trichlorphenol vil fordeles til sedimentet. Det vurderes derved ikke at være relevant at fastsætte et kvalitetskriterium for sediment.

6.4 Kvalitetskriterium for biota (BKK)

Der foreligger en række BCF-værdier for 2,4,6-trichlorphenol og der er indikationer på, at stoffet bioakkumuleres. Stoffet er endvidere meget giftigt over for pattedyr med NOAEL ned til 0,3 mg/kg lgv./dag. Derfor er kriterierne opfyldt (jf. EU (2009)) for at beregne et kvalitetskriterium for biota.

Ifølge EU (2003) kan der anvendes en konverteringsfaktor på 20 ved omregning af NOAEL til NOEC for kroniske forsøg med rotter, samt en usikkerhedsfaktor (UF) på 30.

$$BKK = \frac{NOEC_{oral}}{UF}$$

Dette giver et kvalitetskriterium for biota (BKK) på 0,2 mg/kg vådvægt.

Da det ikke har været muligt at kvantificere bioakkumuleringspotentialen med præcision, kan der ikke laves en tilbageregning til koncentrationen i vandsøjlen, som vil medføre fødekædeeffekter.

6.5 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

2,4,6-trichlorphenol er klassificeret som kræftfremkaldende (kategori 3) i EU, og der skal derfor fastsættes et kvalitetskriterium til beskyttelse af mennesker ved konsum af forurenede fisk og skaldyr. Det antages, at en gennemsnitsperson vejer 70 kg, spiser 115 g fisk eller skaldyr om dagen, og at højst 10 % af den samlede udsættelse for 2,4,6-trichlorphenol må komme fra denne kilde. Der anvendes en TDI på 0,06 µg/kg lgv./dag (se afsnit 4.4).

$$HKK (\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{0,1 \cdot TDI (\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dag}^{-1}) \cdot 70 \text{ kg}}{0,115 \text{ kg} \cdot \text{dag}^{-1}}$$

Derved bliver HKK = 3,65 µg/kg vådvægt.

Da det ikke har været muligt at kvantificere bioakkumuleringspotentialet med præcision, kan der ikke laves en tilbageregning til koncentrationen i vandsøjlen, som vil medføre fødekædeeffekter.

7 Konklusion

Der findes et eksisterende, foreløbigt nationalt VKK for 2,4,6-trichlorphenol på 1 µg/L. Dette stammer fra den ophævede bekendtgørelse 921 (1996).

Følgende kvalitetskriterier er bestemt for vandmiljøet:

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	1 µg/L ¹
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	1 µg/L ¹
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	160 µg/L ²
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	40 µg/l
Kriterium for biota	BKK	3,65 µg/kg vådvægt

¹ Fastsat på baggrund af smag i vand

² Gælder ikke for overfladevand, der anvendes som drikkevand, hvor kriteriet er 1 µg/L.

8 Referencer

ChemID US National Library of Medicine, online database.

CRC Handbook of Chemistry and Physics. CRC Press Inc.

EnviChem, Environmental Properties of Chemicals. Finnish Environment Institute, online database

ESIS EU. European Commission JRC Institute for Health and Consumer Protection. ESIS, European chemical Substances Information System. Online database

EU 2000. Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger af 23. oktober 2000.

EU 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.

EU 2009. Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards.

EU, 2008. European Commission DG ENV. Endocrine disrupters study, http://ec.europa.eu/environment/endocrine/strategy/substances_en.htm#priority_list

Howard, P.H. et al. 1991. Handbook of Environmental Degradation Rates. Lewis Publishers, Inc. Michigan, USA.

Howard, P.H. 1990. Handbook of Environmental Fate and Exposure Data For Organic Chemicals. Volume I: Large Production and Priority Pollutants. Lewis Publishers, Michigan, USA.

HSDB: Hazardous Substances Data Bank, online database

IPCS, WHO, International Programme on Chemical Safety, InChem online database

IRIS. Intergrated Risk Information System. Online database: <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>

IUCLID 2000. International Uniform Chemical Information Database. European Commission. JRC, ECB, EUR 19559 EN. Online

Miljøstyrelsen 2002. Chlorphenoler, jordkvalitetskriterium. <http://www.mst.dk/NR/ronlyres/4F565F65-15C4-42A1-8C64-45EEBA890515/0/Chlorphenolerdec2002.pdf>

Miljøstyrelsen 2004. Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2004.

MITI. Japanese Ministry of International Trade and Industry, National Institute of Technology and Evaluation, MITI and Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan, CERI,
<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>

NCBI US. National Center for Biotechnology Information. PubChem Substance. Online database.

RIVM 1991. Intergrated criteria document chlorophenols. Rapport nr. 710401013.

SRC. ChemFate, Environmental fate data base EFDB. Online database.

USEPA 2009. ECOTOX database. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>.

USEPA 2006. National Recommended Water Quality Criteria. US EPA Office of Water, 2006.

Van Vlaardingen, P., Traas, T & T. Aldenberg. ETX 2.0. Normal distribution based hazardous concentration and fraction affected. Software program.

Verschueren, K. 1996. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 3rd Ed. Van Nostrand Reinhold. New York.

Virtanen, M.T. & M.-L. Hattula 1982. The fate of 2,4,6-trichlorophenol in an aquatic continuous-flow system. Chemosphere 11(7): 641.

WHO 1996. Chlorophenols in drinking water. Background document for development of WHO guidelines for drinking water quality.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/chlorophenols.pdf

Yoshioka, Y., Ose, Y., Sato, T. 1986. Correlation of the five test methods to assess chemical toxicity and relation to physical properties. Ecotoxicology and Environmental Safety 12(1), 15-21.

Bilag A

Giftighed overfor vandorganismer (EC₅₀, NOEC, EC_x, PNEC osv.)

Ferskvandsorganismer

Akut giftighed

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi (mg/L)	Reference	Troværdighed (1-4) *
Alger						
<i>Chlorella vulgaris</i>	Nej	96 t	EC ₅₀ , vækst	10,0	Shigeoka <i>et al.</i> 1988 ¹	4
<i>Scenedesmus abundans</i>	Nej	96 t	EC ₅₀ , vækst	5,60	Geyer <i>et al.</i> 1985 ²	4
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	96 t	EC ₅₀ , vækst	11,2	Adolphi <i>et al.</i> 1984 ²	4
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Nej	96 t	EC ₅₀ , vækst	3,50	Shigeoka <i>et al.</i> 1988 ¹	4
Planter						
<i>Lemna minor</i>	Nej	72 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,90	Blackman <i>et al.</i> 1955 ²	4
Protozoer						
<i>Spirostomum teres</i>	Nej	24 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,00	Twagilimana <i>et al.</i> 1998 ²	4
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Nej	60 t	IC ₅₀ , vækst	3,99	Schultz & Riggins 1985 ²	4
Hjuldyr						
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , reproduktion	3,00	Radix <i>et al.</i> 1999 ²	4
Fladorme						
<i>Dugesia japonica</i>	Nej	7 d	LC ₅₀ , dødelighed	0,95	Yoshioka <i>et al.</i> 1986 ²	3
Ledorme						
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	7,52	Yin <i>et al.</i> 2003	2
Snegle						
<i>Aplexa hypnorum</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,50	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4
<i>Radix plicatula</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,95	Yin <i>et al.</i> 2003	2

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi (mg/L)	Reference	Troværdighed (1-4) *
Krebsdyr						
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	4,00	Bitton <i>et al.</i> 1996 ²	4
<i>Daphnia carinata</i>	Nej	24 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	7,50	Shigeoka <i>et al.</i> 1988 ²	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	1,73	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	2,75	Devillers & Chambon 1986 ¹	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	2,20	Kuhn <i>et al.</i> 1989 ¹	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	6,00	LeBlanc 1980 ¹	4
<i>Daphnia magna</i>	Ja	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	3,34	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4
<i>Daphnia magna</i>	Ja	24 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	0,8-1,6	Salkinoja-Salonen <i>et al.</i> 1981 ²	4
<i>Daphnia magna</i>	Ja	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	6,64	Kim <i>et al.</i> 2006 ²	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	0,27	Virtanen <i>et al.</i> 1989 ²	4
<i>Moina macrocopa</i>	Nej	3 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	0,78	Yoshioka <i>et al.</i> 1986	3
Mider						
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	Ja	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	13,5	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4
Insekter						
<i>Chironomus sp.</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,06	Yin <i>et al.</i> 2003	2
Fisk						
<i>Carassius auratus</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,31	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Carassius auratus</i>	Nej	2,5 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,50	Kishino & Kobayashi 1996 ²	3
<i>Carassius auratus</i>	Nej	5 t	LC ₅₀ , dødelighed	1,50	Kishino & Kobayashi 1995 ²	3
<i>Carassius auratus</i>	Nej	24 t	LC ₅₀ , dødelighed	10,0	Kobayashi <i>et al.</i> 1979 ²	4
<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	3,54	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Fundulus heteroclitus</i>	Ja	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,30	Burton & Fisher 1990 ²	4
<i>Jordanella floridae</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,21	Smith <i>et al.</i> 1991 ²	4
<i>Lepomis macrochirus</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,41	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4
<i>Lepomis macrochirus</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,32	Buccafusco <i>et al.</i> 1981 ²	4
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,73	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	1,99	Kennedy 1990 ²	4
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,57	Hodson 1985 ²	4
<i>Oryzias latipes</i>	Nej	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,18	Yoshioka <i>et al.</i> 1986	3
<i>Oryzias latipes</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,30	Shigeoka <i>et al.</i> 1988 ²	4

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi (mg/L)	Reference	Troværdighed (1-4) *
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	9,15	Phipps <i>et al.</i> 1981 ¹	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,55	Broderius <i>et al.</i> 1995 ²	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	8,60	Phipps <i>et al.</i> 1981 ²	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,80	Geiger <i>et al.</i> 1990 ²	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,74	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,55	Geiger <i>et al.</i> 1988 ²	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	9,16	Geiger <i>et al.</i> 1985 ²	4
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	9,70	Phipps <i>et al.</i> 1981 ²	4
<i>Poecilia reticulata</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,27	Saarikoski & Viluksela 1982 ¹	4
<i>Poecilia reticulata</i>	Nej	24 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,46	Benoit-Guyod <i>et al.</i> 1984 ²	4
<i>Salmo trutta</i>	Nej	24 t	LC ₅₀ , dødelighed	1,10	Hattula <i>et al.</i> 1981 ²	4
<i>Tilapia mossambica</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,66	Yin <i>et al.</i> 2003	2
Padder						
<i>Rana nigromaculata</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	7,46	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Bufo bufo</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	8,63	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Xenopus laevis</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	1,20	Holcombe <i>et al.</i> 1987 ²	4

Ferskvandsorganismer
Kronisk giftighed

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi (mg/L)	Reference	Troværdighed (1-4) *
Alger						
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Nej	72 t	NOEC, vækst	1,00	Huang & Gloyna 1968 ²	4
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	96 t	EC ₁₀ , vækst	5,10	Adolphi <i>et al.</i> 1984 ²	4
Hjuldyr						
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Nej	48 t	EC ₁₀ , reproduktion	0,42	Radix <i>et al.</i> 1999 ²	4
Krebsdyr						
<i>Daphnia magna</i>	Nej	21 d	NOEC, reproduktion	0,2	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Daphnia magna</i>	-	21 d	EC ₂ , reproduktion	0,25	Adolphi <i>et al.</i> 1984 ²	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	14 d	MATC, reproduktion	0,65-1,20	Shigeoka <i>et al.</i> 1988	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	21 d	NOEC, reproduktion	0,50	Radix <i>et al.</i> 1999 ²	4
Fisk						
<i>Carassius auratus</i> , embryo/larver	Nej	30 d	NOEC, dødelighed	0,25	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Ctenopharyngodon idellus</i> , fry	Nej	60 d	NOEC, vækst	0,5	Yin <i>et al.</i> 2003	2
<i>Jordanella floridae</i> , fry	Ja	28 d	LOEC, vækst	0,750	Smith <i>et al.</i> 1991 ²	4
<i>Pimephales promelas</i> , early life stage	Ja	28 d	NOEC, flere para.	0,970	LeBlanc 1984b ¹	4
Padder						
<i>Bufo bufo</i> , early life stage	Nej	30 d	NOEC, vækst	0,5	Yin <i>et al.</i> 2003	2

Saltvandsorganismer

Akut giftighed

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi (mg/L)	Reference	Troværdighed (1-4) *
Alger <i>Nitzschia closterium</i>	Nej	72 t	EC ₅₀ , vækstrate	4,94	Stauber 1995 ²	4
Muslinger <i>Mya arenaria</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	3,90	McLeese <i>et al.</i> 1979 ²	4
Krebsdyr <i>Crangon septemspinosa</i>	Ja	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,70	McLeese <i>et al.</i> 1979 ²	4
<i>Palaemonetes pugio</i>	Ja	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,60	Burton Fisher 1990 ²	4
<i>Palaemonetes pugio</i> , premolt	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	1,21	Rao <i>et al.</i> 1981 ²	4
<i>Palaemonetes pugio</i> , intermolt	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	3,95	Rao <i>et al.</i> 1981 ²	4
Fisk <i>Platichthys flesus</i>	Nej	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	1,40	Smith <i>et al.</i> 1994 ²	4

¹Citeret fra RIVM 1991

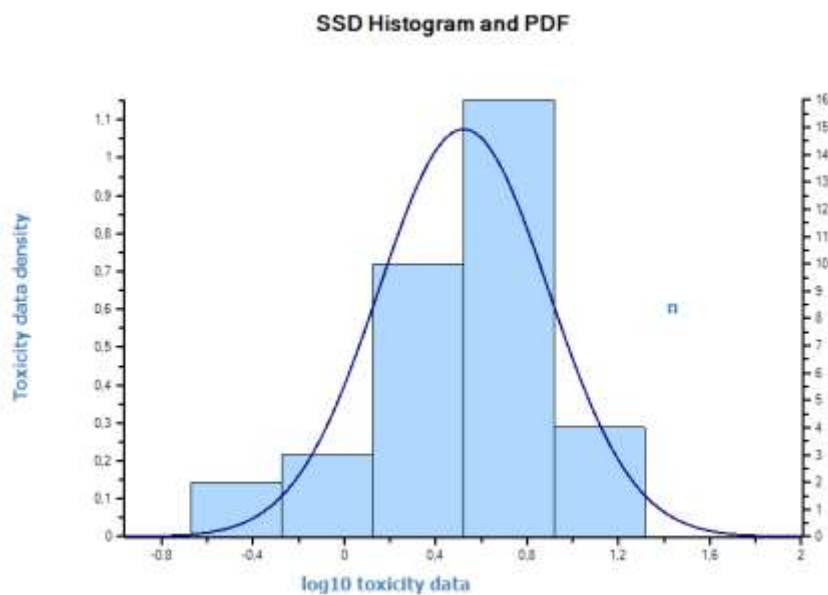
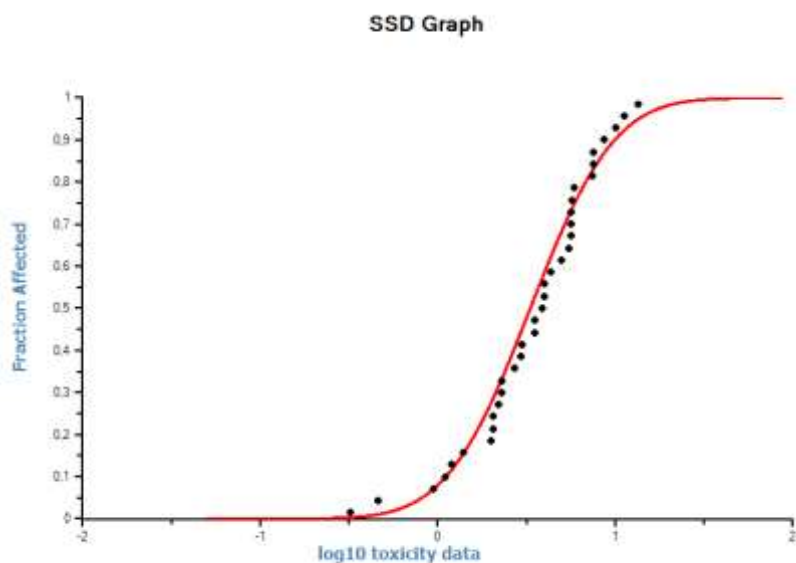
²Citeret fra ECOTOX databasen (USEPA 2009)

* Troværdighedsindekset følger Klimisch code systemet, hvor: 1 = Troværdigt, 2 = troværdigt med restriktioner, 3 = utroværdigt og 4 = ikke vurderet / ikke muligt at tildele

Bilag B

Artsfølsomhedsfordeling (SSD) for akutte L(E)C₅₀ værdier

Artsfølsomhedsfordeling (SSD) for akutte effektværdier (EC₅₀ eller LC₅₀ i mg/L). I tilfælde af mere end tre studier for den samme art udført under identiske forhold er effektværdien udregnet som det geometriske gennemsnit. SSD grafen, test for normalfordeling og HC₅ er udledt ved hjælp af programmet ETX 2.0 (van Vlaardingen *et al.* 2004). HC₅ er beregnet til 805 µg/L.



Art	L(E)C ₅₀
<i>Lepomis macrochirus</i>	0,32
<i>Poecilia reticulata</i>	0,46
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,94
<i>Salmo trutta</i>	1,10
<i>Xenopus laevis</i>	1,20
<i>Platichthys flesus</i>	1,4
<i>Spirostomum teres</i>	2,00
<i>Daphnia magna</i>	2,04
<i>Chironomus sp.</i>	2,06
<i>Jordanella floridae</i>	2,21
<i>Fundulus heteroclitus</i>	2,30
<i>Oryzias latipes</i>	2,30
<i>Crangon septemspinosa</i>	2,7
<i>Radix plicatula</i>	2,95
<i>Brachionus calyciflorus</i>	3,00
<i>Selenastrum capricornutum</i>	3,50
<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	3,54
<i>Mya arenaria</i>	3,9
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	3,99
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	4,00
<i>Carassius auratus</i>	4,31
<i>Nitzschia closterium</i>	4,94
<i>Aplexa hypnorum</i>	5,50
<i>Scenedesmus abundans</i>	5,60
<i>Palaemonetes pugio</i>	5,6
<i>Tilapia mossambica</i>	5,66
<i>Pimephales promelas</i>	5,70
<i>Lemna minor</i>	5,90
<i>Rana nigromaculata</i>	7,46
<i>Daphnia carinata</i>	7,50
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	7,52
<i>Bufo bufo</i>	8,63
<i>Chlorella vulgaris</i>	10,00
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	11,20
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	13,50

Toxicity data

Anderson-Darling test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,631	Accepted
0,05	0,752	Accepted
0,025	0,873	Accepted
0,01	1,035	Accepted

AD Statistic: **4,98E-1**
n: **35**

Note: below n=8, this test may not perform well.

Kolmogorov-Smirnov test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,819	Accepted
0,05	0,895	Accepted
0,025	0,995	Accepted
0,01	1,035	Accepted

KS Statistic: **6,34E-1**
n: **35**

Note: below n=20, this test may not perform well.

Cramer von Mises test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,104	Accepted
0,05	0,126	Accepted
0,025	0,148	Accepted
0,01	0,179	Accepted

CM Statistic: **7,13E-2**
n: **35**

Note: below n=20, this test may not perform well.

Parameters of the normal distribution

Name	Value	Description
mean	5,21E-1	mean of the log toxicity values
s.d.	3,71E-1	sample standard deviation
n	3,50E1	sample size

HC5 results

Name	Value	log ₁₀ (Value)	Description
LL HC5	5,222E-1	-2,822E-1	lower estimate of the HC5
HC5	8,053E-1	-9,403E-2	median estimate of the HC5
UL HC5	1,118E0	4,836E-2	upper estimate of the HC5
sprHC5	2,141E0	3,305E-1	spread of the HC5 estimate

FA At HC5 results

Name	Value	Description
FA lower	1,83	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5,00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	9,38	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5