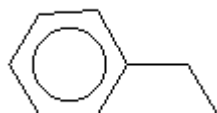


Ethylbenzen (CAS nr. 100-41-4). Fastsættelse af kvalitetskriterier**Strukturformel**

Vandkvalitetskriterie, ferskvand: 20 µg/l

Vandkvalitetskriterie, saltvand: 2 µg/l

Korttidsvandkvalitetskriterie: 180 µg/l

English Summary

Water quality standards (WQS) for ethyl benzene were derived as described in the report from the Danish EPA: "Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand" [Principles for establishment of Water Quality Standards for substances in surface waters] (Miljøstyrelsen, 2004). The available valid data included NOECs or EC_{10s} for two trophic levels (algae and crustacean). The NOEC for crustaceans was from *Ceriodaphnia dubia* (1 mg/L). However, *Daphnia magna* was more sensitive than *C. dubia* in short term tests. Therefore assessment factors of 50 and 500 were used for freshwater and saltwater respectively. These assessment factors are higher than those used in the draft EU Risk Assessment Report (EU, 2009). The reason for this is, that a study by Hill *et al.* (2002) have shown possible endocrine disrupting effects of ethylbenzene on freshwater sponges. This suggests that ethylbenzene may have another toxic mode of action than baseline toxicity in chronic tests.

Because of the low data variability and narcotic type of effect in short term tests the MAC was calculated with an assessment factor of 10 on the 48 hour EC₅₀ of 1.8 mg/L for *D. magna*.

Water Quality Standards for ethyl benzene:

Freshwater: WQS = 20 µg/L

Marine waters: WQS = 2 µg/L

MAC: WQS = 180 µg/L

Brug af stoffet

Ethylbenzen anvendes primært til fremstilling af styrene. Ethylbenzen findes også som en bestanddel af blandede xylener, der anvendes som opløsningsmiddel og i benzin. Ethylbenzen findes desuden naturligt i råolie (OECD, 2002).

Opløselighed i vand

Vandopløselighed (25°C): 160 mg/l (OECD, 2002)

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

I tabel 1 er der angivet de studier fra udkast til EU risikovurderingsrapport (EU, 2009), som EU har vurderet som troværdige (ikke-troværdige studier er udeladt). Den laveste NOEC (1 mg/l) er for *Ceriodaphnia dubia*, som har EC₅₀ værdier mellem 3,2-3,6 mg/l. *Daphnia magna* har EC₅₀ værdier mellem 1,8-2,9 mg/l, men der findes ingen NOEC data for denne art. Den laveste NOEC er således ikke for den mest følsomme art.

De kroniske studier med *Ceriodaphnia* er udført over 7 dage, hvor forsøg med *D. magna* typisk varer mindst 21 dage. EU har dog vurderet at resultatet af dette studie er repræsentativt trods den korte varighed. De udslagsgivende referencer vurderes derfor som værende pålidelige og kan anvendes som grundlag for beregning af vandkvalitetskriterierne.

En undersøgelse af Hill *et al.* (2002) har fundet effekter på vækstrate samt udviklingsdeformiteter hos ferskvandssvampe ved koncentrationer på 3 µg/l. Forfatterne tilskriver disse effekter mulige hormonforstyrrende egenskaber. Alvorligheden og hyppigheden af effekterne kan dog ikke direkte udledes af studiet, ligesom der ikke er angivet en specifik testperiode. Derfor kan der ikke fastsættes EC₅₀, NOEC eller lignende værdier ud fra dette studie. På den baggrund tildeles studiet en Klimisch code på 4, hvilket betyder, at det udelukkende kan medvirke som støttende bevis (eksempelvis ved fastsættelse af usikkerhedsfaktor).

Ecotoxicity data for ethylbenzene.

Test organism/ source	Varighed duration	Test design/ remarks	Effect koncentra- tion [mg/l]	Effekt effect
Fisk, akut giftighed				
<i>Menidia menidia</i> (Boeri, 1987a)	96 h	flow-through saltwater, measured	5,1	LC ₅₀ , mortality
<i>Pimephales promelas</i> (Geiger et al., 1986)	96 h	flow-through freshwater, measured	12,1	LC ₅₀ , mortality
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Galassi et al., 1988)	96 h	semi-static, closed bottles OECD 203 freshwater, measured	4,2	LC ₅₀ , mortality
<i>Poecilia reticulata</i> (Galassi et al., 1988)	96 h	semi-static, closed bottles OECD 203 freshwater, measured	9,6	LC ₅₀ , mortality
Invertebrater, akut og kronisk toksicitet				
<i>Mysidopsis bahia</i> (Boeri, 1988)	96 h	flow-through saltwater, measured	2,6	LC ₅₀ , mortality
<i>Daphnia magna</i> (Vigano, 1993)	24 h 48 h	static, EPA method F closed system freshwater, measured	2,3-2,9 1,8-2,4	EC ₅₀ , immobilization
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Niederlehner et al., 1998)	7 d	semi-static, EPA Whole Effluent Testing Program method, modi- fied to minimize volatilization freshwater, measured	LC ₅₀ = 3,6 NOEC=1,0	mortality / reproduction
<i>Daphnia magna</i> (Abernethy et al., 1986; Bobra et al., 1983)	48 h	static, closed system freshwater, unmeasured	2,1 ^a	LC ₅₀ , mortality
<i>Artemia salina</i> (Abernethy et al., 1986)	24 h	static, closed system saltwater, unmeasured	15,4 ^a	LC ₅₀ , mortality
<i>Daphnia magna</i> (MacLean and Doe, 1989)	48 h	static, closed system freshwater, measured	2,9	EC ₅₀ , immobilization
<i>Artemia salina</i> (MacLean and Doe, 1989)	48 h	static, closed system saltwater, measured	9,2	EC ₅₀ , immobilization
<i>Daphnia magna</i> (Galassi et al., 1988)	24 h	OECD 202 effect: immobilization freshwater, measured	2,2	EC ₅₀ , immobilization
Planter				
<i>Selenastrum capricornutum</i> (Boeri, 1987b)	72 h	TSCA 797.1050 freshwater, measured	E _R C ₅₀ =5,9 NOEC=3,4	growth rate
<i>Skeletonema costatum</i> (Boeri, 1987c)	72 h	TSCA 792.1050, static saltwater, measured	E _R C ₅₀ =7,7 ^a NOEC=4,5 ^a	growth rate
<i>Selenastrum capricornutum</i> (Galassi et al., 1988)	72 h	growth inhibition test freshwater, measured	4,6	E _R C ₅₀ , growth rate

^{a)} exponential growth in the control only over 72 h

Giftighed overfor pattedyr og fugle (NOEC, NOAEL, PNEC_{oral} (PNEC_{føde}), hormonforstyrrende effekter osv.)

Der er ikke fundet oplysninger om kronisk giftighed over for pattedyr/fugle ved indtag via føde.

Giftighed overfor mennesker (ADI, TDI, hormonforstyrrende effekter, klassificering for kræft, reproduktionsskader og mutagenicitet)

Stoffet er ikke klassificeret som kræftfremkaldende, mutagent eller reproduktionstoksisk inden for EU og er ikke opført på EU's liste over hormonforstyrrende stoffer.

Afsmag i fisk, skaldyr o.l.

Der er ikke fundet oplysninger om stoffets afgivelse af lugt og/eller smag til levende organismer i vandmiljøet.

Nedbrydelighed

Stoffet er let nedbrydeligt (EU, 2009).

Bioakkumulering (log K_{ow}, BCF, BMF)

Log K_{ow} = 3,13; BCF = 91 (EU, 2009). På baggrund af eksperimentelt fastsat BCF vurderes potentialet for bioakkumulering at være lavt. Derfor er sekundær forgiftning ikke inddraget i vurderingen.

Naturlig forekomst

Ethylbenzen findes naturligt i olie.

Vandkvalitetskriterie, inkl. argumentation og kvalitetsvurdering af udslagsgivende undersøgelse

Vandkvalitetskriterierne er fastsat i overensstemmelse med Miljøstyrelsens vejledning (Miljøstyrelsen 2004).

Som grundlag for vandkvalitetskriteriet beregnes først en PNEC-værdi som beskrevet i "Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand" (Miljøstyrelsen, 2004). I udkastet til EU's risikovurderingsrapport (EU, 2009) er anvendt en usikkerhedsfaktor på 10 på trods af, at der kun findes kroniske data for alger og semi-kronisk data for krebsdyr (*C. dubia*). Argumentet herfor er, at ethylbensens virkningsmekanisme er narkose (baseline toxicity). EU har fastsat en PNEC_{aqua} på 100 µg/l.

Studiet af Hill *et al.* (2002) indikerer dog, at ethylbenzen kan have en anden virkningsmekanisme i kroniske forsøg end narkose (dette studie fremgår ikke af EU's risikovurdering). Det vurderes derfor, at en større usikkerhedsfaktor bør anvendes. Datagrundlaget for ethylbenzen er 2 NOEC-værdier og udgangspunktet vil således være at bruge en usikkerhedsfaktor 50 på laveste NOEC for ferskvand og 500 for saltvand. Den laveste NOEC (1 mg/l) er for *Ceriodaphnia dubia*, som har EC₅₀-værdier mellem 3,2-3,6 mg/l. *Daphnia magna* har EC₅₀ værdier mellem 1,8-2,9 mg/l, men der findes ingen NOEC data for denne art. Laveste målte NOEC er således ikke for den mest følsomme art, men da forskellen i følsomhed er relativt lille vurde-

res det, at usikkerhedsfaktorer på 50 og 500 for henholdsvis ferskvand og saltvand er passende.

Korttidsvandkvalitetskriteriet (KVKK) beregnes normalt med usikkerhedsfaktoren 100 på laveste EC_{50} (*D. magna*, $EC_{50} = 1,8$ mg/l). I dette tilfælde varierer EC_{50} værdierne dog kun relativt lidt og stoffet er kendt for at virke narkotisk i korttidsoversøg. Der vælges derfor en usikkerhedsfaktor 10 til beregning af KVKK.

På den baggrund foreslås følgende vandkvalitetskriterier for ethylbenzen:

$$\mathbf{VKK_{ferskvand} = 20 \mu\text{g/l}}$$

$$\mathbf{VKK_{saltvand} = 2 \mu\text{g/l}}$$

$$\mathbf{KVKK = 180 \mu\text{g/l}}$$

Referencer

Abernethy S., Bobra A. M., Shiu W. Y., Wells P. G. and MacKay D. (1986). Acute Lethal Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to Two Planktonic Crustaceans: the Key Role of Organism-Water Partitioning. *Aquat. Toxicol.*, **8**, 163-174.

Benville P. E. Jr. and Korn S. (1977). The Acute Toxicity of Six Monocyclic Aromatic Crude Oil Components to Striped Bass (*Morone saxatilis*) and Bay Shrimp (*Crango franciscorum*). *Calif. Fish and Game*, **63**, 204-209.

Bobra A. M., Shiu W. Y. and MacKay D. (1983). A Predictive Correlation for the Acute Toxicity of Hydrocarbons and Chlorinated Hydrocarbons to the Water Flea (*Daphnia magna*). *Chemosphere*, **12**, 1121-1129.

Boeri R. L. (1987a). Flow-through acute toxicity of ethyl benzene to the atlantic silverside *Menidia Menidia*. Enseco Inc., A 0187. Marblehead, Massachusetts, USA.

Boeri R. L. (1987b). Flow-trough, Acute Toxicity of Ethyl Benzene to the Diatom, *Skeletonema costatum*. Enseco Inc., A 0487. Marblehead, Massachusetts, USA.

Boeri R. L. (1987c). Flow-trough, Acute Toxicity of Ethyl Benzene to the Freshwater Algae, *Selenastrum capricornutum*. Enseco Inc., A 0387. Marblehead, Massachusetts, USA. Boeri R. L. (1988). Flow-trough, Acute Toxicity of Ethyl Benzene to the Mysid, *Mysidopsis bahia*. Enseco Inc., A 0287. Marblehead, Massachusetts, USA.

Chemfinder (2003). On-line database: <http://www.chemfinder.com/cgi-win/cfserver.exe/>

EU (2009). EU RAR, draft juni 2005. Ethylbenzene, CAS No: 100-41-4 , EINECS No: 202-849-4, risk assessment environmental part only, Draft of June 2005, Germany.

Galassi S., Mingazzini M., Vigano C. D. and Tosato M. L. (1988). Approaches to Modelling Toxic Responses of Aquatic Organisms to Aromatic Hydrocarbons. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **16**, 158-169.

Geiger D. L. Poirier L. T. Brooke L. T. and Call D. J. (1986). Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*). Vol III. US Environmental Protection Agency, University of Wisconsin-Superior, USA.

Hill, M., Stabile, C., Steffen, L.K. and Hill. A. (2002). Toxic effects of endocrine disrupters on freshwater sponges: common developmental abnormalities. *Environmental Pollution* 117: 295-300.

Maclean M. M. and Doe K. G. (1989). The Comparative Toxicity of Crude and Refuried Oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Environment Canada, Environmental Protection Directorate, Ottawa, Canada.

Miljøstyrelsen (2004). Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand, Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 4 2004.

N-Class (2006): Den Nordiske klassificeringsdatabase. On-line på: www.kemi.se (august 2006).

Niederlehner B. R., Cairns J. Jr. and Smith E. P. (1998). Modelling Acute and Chronic Toxicity of Nonpolar Narcotic Chemicals and Mixtures to *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **39**, 136-146.

OECD (2002). SIDS Initial Assessment Report for Ethylbenzene.

Vigano L. (1993). Reproductive Strategy of *Daphnia magna* and Toxicity of Organic Compounds. *Water Res.*, **27**, 903-909.