



# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## Bor og borforbindelser

### CAS nr. 7440-42-8

herunder

Borsyre, CAS nr. 10043-35-3; 11113-50-1

Boroxid, CAS nr. 1303-86-2

Boraks hydrat, CAS nr. 12267-73-1

Borsyre, natrium salt, CAS nr. 13840-56-7

Boraks, vandfri CAS nr. 1330-43-4

Boraks decahydrat, CAS nr. 1303-96-4

Boraks pentahydrat, CAS nr. 12179-04-3 (12045-88-4/ 3754-41-8)

## B

Nedenstående kriterier er for opløst bor.

Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub>	0,62 mg/l
Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>saltvand</sub>	0,62 mg/l*
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub>	1,7 mg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>saltvand</sub>	0,85 mg/l*
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>ferskvand</sub>	Ikke relevant
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>saltvand</sub>	Ikke relevant
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	Ikke relevant
Biota-kvalitetskriterium, humant konsum	HKK	19,6 mg/kg vådvægt

\*Det bemærkes, at der kan forekomme miljøer, hvor baggrundskoncentrationen af bor i det marine miljø overskrider (K)VKK<sub>saltvand</sub>.

December 2022

# Indholdsfortegnelse

<b>FORORD</b>	<b>3</b>
<b>ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>4</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>8</b>
<b>2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER</b>	<b>11</b>
<b>3 SKÆBNE I MILJØET</b>	<b>12</b>
3.1 NEDBRYDELIGHED	12
3.2 BIOAKKUMULERING	12
3.3 NATURLIG FOREKOMST	12
<b>4 TOKSICITETSDATA</b>	<b>14</b>
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	14
4.1.1 Akut toksicitet	16
4.1.2 Kronisk toksicitet	17
4.2 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	17
4.3 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	18
4.4 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	20
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>21</b>
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>22</b>
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	22
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	25
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	26
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> )	26
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANT KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	26
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> OG HKK	27
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>28</b>
<b>REFERENCER</b>	<b>29</b>
<b>BILAG A TOKSICITET OVERFOR VANDORGANISMER</b>	<b>31</b>
<b>BILAG B SSD FOR KRONISKE DATA, 12 TAKSONOMISKE GRUPPER</b>	<b>46</b>
<b>BILAG C SSD FOR KRONISKE DATA, 13 TAKSONOMISKE GRUPPER</b>	<b>48</b>
<b>BILAG D SSD FOR AKUTTE DATA</b>	<b>50</b>
<b>BILAG E TESTRESULTATER FRA STUDIER FRA TIDLIGERE DATABLAD OM BOR (MILJØSTYRELSEN 2009), SOM IKKE ER ANVENDT I DET OPDATEREDE DATABLAD</b>	<b>52</b>
<b>BILAG F REFERENCER TIL ORIGINALLITTERATUR FRA ANVENDTE LITTERATURKILDER</b>	<b>55</b>

# Forord

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

Miljøstyrelsen (MST) udarbejder kvalitetskriterier for kemikalier i vandsøjlen, i sediment, i dyr og planter (biota) og for humant konsum.

Miljøstyrelsen 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 miljøet og menneskers sundhed.

Metodikken, der anvendes til udarbejdelse af miljøkvalitetskrav er harmoniseret i EU og baserer sig på vandrammedirektivet (EU 2000), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU 2018) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen, 2004). Metodikken er endvidere i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU 2008).

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 18.08.2022.

# English Summary and conclusions

Derivation of environmental quality standards (EQS) for the aquatic environment is following the EU Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

## AA-EQS for water

Relevant chronic toxicity data was identified for a total of 28 species, comprising both freshwater and saltwater organisms, from 14 taxonomic groups. The probabilistic approach using species sensitivity distribution (SSD) modelling was chosen to derive the AA-EQS since the dataset fulfils the minimum criteria for the method by representing 10 different species covering at least eight taxonomic groups. However, toxicity data suggests that amphibians are not particularly sensitive to boron toxicity, therefore this taxon was removed from the SSD, resulting in a dataset containing 22 different species covering 12 different taxonomic groups. No significant difference in sensitivity between freshwater and saltwater species was observed (Mann Whitney U test,  $z = -1$  at  $p = 0.05$ ), therefore freshwater and saltwater data were combined in the SSD. If two effect concentrations derived from comparable tests were available for the same species, the lower value was chosen as input for the SSD. In case more than two effect concentrations derived from comparable tests were available for the same species, toxicity data have been aggregated by calculating the geometric mean for the species. HC<sub>5</sub> was calculated using the SSD program ETX 2.3 (RIVM 2020). The input and output of the SSD analysis are shown in Appendix B.

HC<sub>5</sub> was calculated at 1.2 mg B/L (Appendix B). The lower and upper limit of HC<sub>5</sub> (90% confidence interval) was calculated at 0.5 – 2.2 mg B/L. The normal distribution has a mean of 0.99 and a standard deviation of 0.54 (n=23).

The database of the SSD includes rather low effect concentrations from tests with *Oncorhynchus mykiss* in reconstituted water, which is suggested to enhance toxicity compared to tests with natural waters. Furthermore, data for the less sensitive taxon of amphibians have been removed, resulting in a more conservative HC<sub>5</sub>. Based on this, and considering the diversity of test organisms included, the default assessment factor (AF) of 5 was reduced to 2. Residual uncertainty remains regarding the statistical robustness of the SSD.

$$\begin{aligned} \text{AA-EQS}_{\text{fw}} &= \text{HC}_5 / \text{AF} \\ &= 1.2 \text{ mg B/L} / 2 \\ &= 0.62 \text{ mg B/L} \end{aligned}$$

The AA-EQS<sub>fw</sub> is in the same order of magnitude as quality criteria derived from other authorities/institutions. For comparison, other QS are summarized in section 6.1, Table 6.1.

In the derivation of an AA-EQS for saltwater, an additional AF of 10 is used per default. The database contains data for three marine species (from the taxa diatoms and malacostraca), but not for specifically marine taxa, meaning a reduction of the additional AF is not encouraged. However, environmental monitoring data indicate that background concentrations of boron in the marine environments in Denmark are higher than background concentrations in freshwater environments, suggesting that marine organisms are less susceptible to boron. Also, available toxicity data show

limited correlation between pH, salinity and other water characteristics, suggesting that the toxicity of boron does not increase when dissolved in saltwater. These interpretations are supported by reviews of Health Canada (2016) and RIVM (2010). Therefore, it is decided that the application of an additional AF would not be feasible for the derivation of the saltwater criterion and the same level as for the freshwater criterion is maintained for the saltwater criterion.

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{sw}} &= \text{HC}_5 / (2) \\ &= 1.2 \text{ mg B/L} / 2 \\ &= 0.62 \text{ mg B/L}\end{aligned}$$

The derived AA-EQS apply to total dissolved boron in the water phase, and do not distinguish between the natural and man-made discharge of boron into the environment (total risk approach). The background concentration of boron in the environment is thus already contained in the criteria and should not be added to the criteria. It is noted that there may be environments where background concentrations of boron exceed the AA-EQS. It is also noted that the application of a larger AF (e.g. 5 or 10) in the derivation of AA-EQS<sub>sw</sub> would result in a concentration corresponding to the proposed minimum concentration of boron as an essential micronutrient for rainbow trout (0.1 mg B/L as reported by Health Canada [2016], section 4.1.2).

#### **MAC-EQS for water**

The MAC-EQS was, like the AA-EQS, calculated based on the SSD method. Acute data for 32 species belonging to 11 taxonomic groups, comprising both freshwater and saltwater organisms were included in the SSD (see Appendix D).

HC<sub>5</sub> was calculated at 17.2 mg B/L (Appendix D). The lower and upper limit of HC<sub>5</sub> (90% confidence interval) was calculated at 9.8 – 26.3 mg B/L. The normal distribution has a mean of 2.0 and a standard deviation of 0.46 (n=32).

The default AF of 10 for data quality was reduced to 2 for deriving the MAC-EQS, since the HC<sub>5</sub> was based on robust data covering a large diversity of organisms. Some residual uncertainty remains, because the laboratory studies have not been compared with field studies.

Moreover, a default AF of 10 is used to account for the EC<sub>50</sub> to EC<sub>10</sub> (or NOEC) extrapolation. Based on comparison of EC<sub>50</sub> /EC<sub>10</sub> ratios in the chronic and acute data, an AF of 5 was considered as appropriate for the EC<sub>50</sub> to EC<sub>10</sub> (or NOEC) extrapolation.

$$\begin{aligned}\text{MAC-EQS}_{\text{fw}} &= \text{HC}_5 / (2 \cdot 5) \\ &= 17.0 \text{ mg B/L} / 10 \\ &= 1.7 \text{ mg B/L}\end{aligned}$$

For the calculation of MAC-EQS for salt water, an additional AF of 10 is used as a starting. Given that the database includes several specific marine species (from the taxonomic groups malacostraca [crustaceans] and fish), that the background concentration of boron in marine environments is higher than in freshwater environments and that available information does not indicate increased toxicity of boron in saltwater, the additional AF was reduced from 10 to 2.

$$\begin{aligned}\text{MAC-EQS}_{\text{sw}} &= \text{HC}_5 / (10 \cdot 2) \\ &= 17.0 \text{ mg B/L} / 20 \\ &= 0.85 \text{ mg B/L}\end{aligned}$$

The derived MAC-EQS apply to total dissolved boron in the water phase, a background concentration should not be added to the criteria (total risk approach).

### QS for sediment

Due to the high water solubility of boron in the aquatic environment, low potential for adsorption in sediments and lack of suitable sediment toxicity data, it is not relevant to derive a QS for sediment.

### QS for secondary poisoning

Boron in the aquatic environment does not bioaccumulate and has a  $\log K_{ow} < 3$  (Table 2.1). Boron does not exhibit high intrinsic toxicity towards mammals and birds. It is therefore not relevant to derive a QS for secondary poisoning.

### QS for human health

Boric acid and several boron compounds have a harmonized classification as toxic for reproduction. It is therefore relevant cf. TGD (EU 2018) to derive a QS to protect human health against the consumption of boron-containing seafood.

Based on an acceptable daily intake (ADI) of 0.16 mg B/kg bw/day (EFSA 2013), an allocation factor of 20% accounting for the contribution of intake via seafood and a standard seafood intake (I) of 0.00163 kg ww/kg bw/day, a  $QS_{\text{human health}}$  has been calculated:

$$\begin{aligned} QS_{\text{human health}} &= 0.2 \cdot \text{ADI} / I \\ &= 0.2 \cdot 0.16 \text{ mg B/kg bw/day} / 0.00163 \text{ kg ww/kg bw/day} \\ &= 19.6 \text{ mg B/kg ww} \end{aligned}$$

### $QS_{\text{water}}$ based on $QS_{\text{sec. pois.}}$ and $QS_{\text{human health}}$

A  $QS_{\text{water}}$  based on the  $QS_{\text{human health}}$  can be calculated using the identified BCF of 0.3 (Suloway et al. 1983, cited in IPCS 1998):

$$\begin{aligned} QS_{\text{water, human health}} &= QS_{\text{human health}} / \text{BCF} \\ &= 19.6 \text{ mg B/kg ww} / 0.3 \text{ L/kg ww} \\ &= 65.3 \text{ mg B/L} \end{aligned}$$

It is noted that there is considerable uncertainty related to the  $QS_{\text{water, human health}}$ , because boron uptake, as well as the uptake of many other metals, is most likely regulated by organisms and a direct relationship between water and organism concentrations cannot be anticipated. However, the  $QS_{\text{water, human health}}$  is well above the derived AA-EQS. The latter is therefore considered to be protective against both direct effects and effects through the food chain.

In conclusion, the following EQS for the aquatic environment have been derived for boron:

$$\begin{aligned} \text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} &= 0.62 \text{ mg B/l} \\ \text{AA-EQS}_{\text{saltwater}}^* &= 0.62 \text{ mg B/l} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}} &= 1.7 \text{ mg B/l} \\ \text{MAC-EQS}_{\text{saltwater}}^* &= 0.85 \text{ mg B/l} \end{aligned}$$

QS <sub>sediment, freshwater</sub>	Not relevant
QS <sub>sediment, saltwater</sub>	Not relevant
QS <sub>sec. pois.</sub>	Not relevant
QS <sub>human health</sub>	= 19.6 mg B/kg wet weight

\*It is noted that there may be marine environments where marine background concentrations of boron exceed the EQS.

# 1 Indledning

Dette datablad revurderer og opdaterer oplysningerne i databladet fra 2009 om bor (Miljøstyrelsen 2009).

Bor er et udbredt grundstof, der hovedsageligt findes i mineraler i sedimenter og sedimentære bjergarter. I miljøet forekommer bor primært kombineret med ilt i borater og aldrig som et frit element. Borater er alsidige stoffer, der bruges både som industrielle kemikalier og biocider. Ifølge REACH registreringsdossierer er der mange markedsanvendelser for borater i Europa, herunder i glas-, keramik-, rengøringsmiddel og isoleringsfiberindustrien. Borsyre og natriumtetraborater bruges også i en række forbrugerprodukter, herunder kosmetiske og personlige plejeprodukter. Bor ser ud til at være et mikronæringsstof i dyr og mennesker (RAC 2019).

En række myndigheder har siden 2009 udarbejdet miljømæssige risikovurderinger eller kvalitetskriterier for bor i vandmiljøet, herunder:

- De canadiske miljø- og sundhedsmyndigheder har i 2016 publiceret en risikovurderingsrapport om bor og borsalte (Health Canada 2016)
- Den US-amerikanske miljømyndighed US EPA har i 2015 gennemført en miljømæssig risikovurdering for borsyre og natrium borat salte (US EPA 2015)
- I 2010 har det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Nederlandene (RIVM) opdateret miljøkvalitetskriterierne (RIVM 2010) på baggrund af økotoksicitetsdata fra myndighedsrapporten om optagelse af borsyre i bilag I til det førhen gældende biociddirektiv 98/8/EF (CAR Netherlands 2009)

Derudover er der opdateret litteratur om borsyre, boroxid, borater og forskellige former af boraks i forbindelse med reguleringen af stofferne under REACH, CLP og BPR lovgivningen<sup>1</sup> (herunder CLH rapporten fra KEMI (2018), RAC-vurderingen af CLH rapporten (RAC 2019) og REACH registreringsdossier inkl. økotoksicitetsdata for borsyre (ECHA 2022)).

Dette datablad tager udgangspunkt i de nævnte kilder, samt supplerende litteratur, hvor det vurderes nødvendigt. Identiteten af borstofferne, som er omfattet af dette datablad, fremgår af tabel 1.1.

Alle de i tabellen anførte stoffer er klassificeret som Repr. 1B H360FD (Kan skade forplantningsevnen. Kan skade det ufødte barn).

---

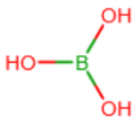
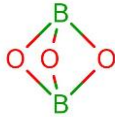
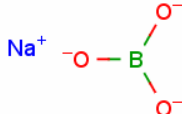
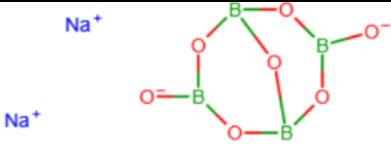


<sup>1</sup> REACH – Forordning (EF) nr. 1907/2006 om registrering, vurdering og godkendelse af samt begrænsninger for kemikalier;

CLP - Forordning (EF) nr. 1272/2008 om klassificering, mærkning og emballering;

BPR - Forordningen (EF) nr. 528/2012 om biocidholdige produkter



**Tabel 1.1 Borforbindelser (baseret på RAC 2019).**

Borforbindelse (engelsk betegnelse)	Formel	CAS nr.	Strukturformel	Tonnage (tons) <sup>2</sup>
Borsyre (boric acid)	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	10043-35-3; 11113-50-1		≥ 100.000 - < 1.000.000
Boroxid (diboron trioxide)	B <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1303-86-2		≥ 100
Boraks hydrat <sup>1</sup> (tetraboron disodium heptaoxide, hydrate)	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> · xH <sub>2</sub> O	12267-73-1	Ikke angivet <sup>1</sup>	Information ikke tilgængeligt
Borsyre, natrium salt (Orthoboric acid, sodium salt)	NaBO <sub>3</sub>	13840-56-7		1-10
Boraks, vandfri (tetraboron disodium heptaoxide, anhydrous)	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	1330-43-4		≥ 100.000 - < 1.000.000
Boraks decahydrat (disodium tetraborate decahydrate)	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> · 10H <sub>2</sub> O	1303-96-4		Information ikke tilgængeligt
Boraks pentahydrat (disodium tetraborate pentahydrate)	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> · 5H <sub>2</sub> O	12179-04-3 (12045-88-4/ 3754-41-8)		Information ikke tilgængeligt

<sup>1</sup> Der findes ikke én bestemt strukturformel, der beskriver kompleksiteten af disse stoffers struktur, herunder metastabile strukturer, hydrerede og hydroxylerede former. Strukturformlen er derfor ikke angivet.

<sup>2</sup> Information om tonnager er indsat via opslag på stoffer på ECHAs hjemmeside (ECHA 2022a).

Udover de i tabellen nævnte borstoffer, findes der en lang række bormineraler, herunder f.eks. ulexit (CAS nr. 1319-33-1), colemanit (CAS nr. 1318-33-8), calcineret ulexit (CAS nr. 92908-33-3), calcineret colemanit (CAS nr. 92908-12-8), bor calcium oxide (CAS nr. 12291-65-5) og tincalconite (CAS nr. 12045-88-4). Disse boratmineraler er ikke registreret under REACH, da de er naturligt forekommende og dermed undtaget fra registrering i REACH.

Det svenske kemikalieagentur vurderer, at de toksikokinetiske og reprotoksiske effekter af boratmineralerne svarer til borsyre og raffinerede uorganiske borater på borækvivalentbasis og foreslår at anvende den samme harmoniserede klassificering af boratmineralerne for reproduktionstoksicitet som for borsyre og raffinerede uorganiske borater (KEMI 2021). På

baggrund af de begrænsede stofs specifikke oplysninger for boratminerale samt at deres virkemåde formodentlig svarer til virkemåden af de i tabellen nævnte borforbindelser, afgrænses dette datablad til at omfatte de i Tabel 1.1 nævnte stoffer.

En anden gruppe af borforbindelser udgøres af perborater. Når perborater hydrolyserer, fraspaltes hydrogenperoxid, hvilket resulterer i en større toksicitet af perborater sammenlignet med tetraborater. Natrium perborater anses ikke for at være stabile i vandig opløsning pga. de karakteristiske bor-ilt-ilt-bor bindinger, som let reagerer med vand. På den baggrund medtages perboraterne ikke i dette datablad.

## 2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber af borforbindelserne fremgår af tabel 2.1.

Borsyre er en meget svag syre. I vand med pH 5-8 vil borsyre og borater normalt være at finde som udissocieret borsyre, mens det ved pH > 10 vil være at finde som  $B(OH)^4-$ . I det mellemliggende pH-område dannes polyborationer ( $B_3O_3(OH)^4-$ ,  $B_4O_5(OH)^4-$  og  $B_5O_6(OH)^4-$ ), som har en meget høj vandopløselighed. Borsyre kan danne komplekser med kulhydrater eller proteiner. Idet pH i ferskvand normalt vil være < 10, forventes bor, efter udledning som borater eller borsyre, hovedsagelig at være til stede som udissocieret borsyre. Vandopløselige polyborat-ioner og i mindre grad komplekser af borsyre og kulhydrat eller protein kan forekomme. De toksiske effekter af de forskellige borater (boraks, boraks pentahydrat, borsyre o.a.) forventes at være de samme på borækvivalentbasis (IPCS 1998, Health Canada 2016).

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for borforbindelser og bor baseret på oplysninger i RAC (2019) og US EPA (2015).

Borforbindelse	Molvægt (g·mol <sup>-1</sup> )	Bor-indhold (%)	Densitet (kg/l)	Vandopløselighed (g/L)	Smeltepunkt (°C)	Kogepunkt (°C)	Dissociationskonstant, pK <sub>a</sub>	Octanol/vand fordelingskoefficient, log K <sub>ow</sub>
<b>Borsyre</b>	61,8	17,5	1,49; 1,51 ved 20 °C	49,2 ved pH 3,7 og 20 °C	> 1.000 °C	i.a.	8,94 at 20 °C	-1,09 ved 22 °C
<b>Boroxid</b>	69,6	31	1,84 ved 21,5 °C; 2,46 ved 20 °C	22 ved pH 3,7 og 20 °C <sup>2</sup>	> 633 K	1.860	8,94 at 20 °C	i.a.
<b>Boraks hydrat</b>	219,2	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
<b>Borsyre, natrium salt</b>	127,8	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
<b>Boraks, vandfri</b>	201,3	21	2,35 ved 26 °C	49,7 ved pH 3,7 og 20°C; 24,8 ved 20°C; 331 ved 100°C	> 1.000	1.575	9 ved 25 °C	-1,53 ved 22 °C
<b>Boraks decahydrat</b>	381,4	11	1,72 ved 23 °C	49,7 ved pH 3,7 og 20 °C; 62,5 ved 25°C	> 1.000	1.575	9 ved 25 °C	-1,53 ved 22 °C
<b>Boraks pentahydrat</b>	291,4	15	1,81 ved 20 °C	35,9 ved 20°C; 482 ved 100°C	> 1.000	1.575	9 ved 25 °C	-1,53 ved 22 °C
<b>Bor</b>	10,8	100	2,30	Uopløseligt	2.300	3.500		

<sup>1</sup> i.a. – ikke angivet

<sup>2</sup> hydrolyserer hurtigt til borsyre i vand (US EPA 2015)

## 3 Skæbne i miljøet

### 3.1 Nedbrydelighed

Bor er et grundstof. I miljøet vil bor som regel forekomme som borsyre, som ikke kan nedbrydes yderligere, hverken biologisk eller abiotisk (Health Canada 2016).

### 3.2 Bioakkumulering

Borsyre anses for at være meget biotilgængelig i miljøet på grund af dets høje vandopløselighed. Samtidig har stoffer med høj vandopløselighed ringe potentiale for bioakkumulering (Health Canada 2016).

Bor optages som mikronæringsstof af både mikroorganismer og højere planter. Undersøgelser har vist, at bor (borater) ikke bioakkumulerer i unge laks (*Oncorhynchus nerka*) og juvenile stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) (Thompson et al. 1976, citeret i IPCS 1998). Et studie udført med to ferskvandsfiskearter (*Pimephales promelas* og *Lepomis cyanellus*) fandt BCF-værdier på 0,3 for begge arter og bekræfter dermed at bor ikke bioakkumulerer (Suloway et al. 1983, citeret i IPCS 1998).

Health Canada (2016) citerer derudover et studie fra Saiki et al. (1993), som undersøgte bioakkumulering i hvirvelløse dyr og fandt BAF-værdier på 16 (interval på 7-60) i dansemyg, på 14 (interval på 8-60) hos tanglopper og på 10 (interval på 6-38) hos ferskvandkrebs (arter er ikke angivet). Et andet studie viste ligeledes lave BAF-værdier fra 0,18 - 8,7 for hvirvelløse vanddyr i et vandløb i Tyrkiet, hvor organismerne blev udsat for relativt høje koncentrationer af bor i overfladevand (1,61-3,45 mg B/L) og sediment (15,7-32,3 mg B/kg) (Emiroglu et al. 2010, citeret i Health Canada 2016). På baggrund af disse to studier (Saiki et al. 1993 og Emiroglu et al. 2010) konkluderer Health Canada (2016), at borsyre ikke biomagnificerer i miljøet, fordi koncentration af bor målt i organismerne falder med stigende trofiske niveau.

### 3.3 Naturlig forekomst

Bor et er naturligt forekommende stof og findes i en lang række mineraler. Naturlig forvittring af lerede sedimentære bjergarter på landjorden vurderes at være en væsentlig kilde til bor i vandmiljøet. Naturlig forvittring og havvandsfordampning betragtes som større kilde til bor i vandmiljøet end industrielle emissioner (IPCS 1998).

Størstedelen af bor i havet forekommer på formen  $B(OH)_4^-$  med en gennemsnitlig koncentration på 4,5 mg B/L (IPCS 1998). I det marine miljø i Danmark er der i 2021 målt koncentrationer i området <0,05-5,6 mg B/L med en gennemsnitlig koncentration på 2,5 mg B/L (baseret på 85 målinger, DMP 2022).

I ferskvand er der i Europa målt koncentrationer på 0,001-2 mg B/L, med typiske gennemsnitskoncentrationer under 0,6 mg B/L. Der er tidligere blevet angivet typiske

koncentrationer mellem 0,01 og 0,05 mg B/L i danske vandløb (baseret på begrænset datamateriale, Miljøstyrelsen 2009).

Nyere målinger af bor i danske vandløb og søer er ikke blevet identificeret.

# 4 Toksicitetsdata

## 4.1 Toksicitet over for vandlevende organismer

En fuld oversigt over toksicitetsdata findes i Bilag A.

Ud over informationer om testede arter, effektkoncentrationer og referencer til videnskabelige publikationer er der også tilføjet en vurdering af troværdigheden af de listede værdier og studier i Bilag A. Pga. den store mængde af tilgængelige data for bor har det ikke været muligt indenfor rammerne af dette datablad at kvalitetsvurdere alle listede studier. Hvis studierne er blevet vurderet som egnet og/eller er blevet anvendt i akvatiske toksicitetsvurderinger gennemført af andre myndigheder (herunder RIVM i Nederlandene, US EPA, Health Canada), er resultaterne som regel også medtaget her. Hvis der manglede en vurdering af et studie eller myndighedernes vurderinger var modsigende, blev det enkelte studie vurderet på dets anvendelighed i forbindelse med udarbejdelse af nærværende datablad. I forhold til det foregående datablad for bor (Miljøstyrelsen 2009) er der således en række nyere studier, som blev tilføjet datagrundlaget, samt nogle studier, der blev fjernet fra datagrundlaget for beregning af VKK og KVKK. Testresultater fra det tidligere datablad, som ikke er anvendt her, er listet i Bilag E.

De følgende afsnit beskriver de anvendte datakilder til akvatiske toksicitetsdata og metoden til udvælgelse af data.

Den US-amerikanske miljømyndighed US EPA har i 2015 gennemført en miljømæssig risikovurdering for borsyre og natrium borat salte. Kvalitetsvurderingen af toksicitetsstudierne omfattede både en screening med anvendelse af udelukkelseskriterier for at udvælge relevante/anvendelige studier, samt en nærmere vurdering af udvalgte studiers kvalitet efter myndighedens egne retningslinjer (som beskrevet i US EPA 2011). Kvaliteten af studierne beskrives ikke med et pointsystem (som f.eks. Klimisch eller CRED score), men med en angivelse af om studierne er "acceptable" (gode), "supplemental/quantitative" (supplerende/kvantitativ) eller "unacceptable" (ikke anvendelige) i den miljømæssige risikovurdering. Studier, som blev vurderet som "acceptable" eller "supplemental/quantitative", er som udgangspunkt også medtaget her. Enkelte studier er ikke medtaget på trods af den egnede vurdering af følgende årsager:

- Flere af de ældre studier angiver en MATC-værdi ('maximum acceptable toxicant concentration'), i stedet for en EC eller NOEC, som effektkoncentrationstype, og det har i flere tilfælde ikke været muligt at afdække, hvordan MATC-værdien blev afledt.
- Hvis der manglede oplysninger om organismernes eksponeringstid.
- Hvis testen er blevet udført med et produkt/en formulering, der indeholdt flere (aktive) ingredienser, og toksiciteten ikke kunne tilskrives eksponering over for bor alene.

Health Canada (2016) har vurderet et større antal studier i forbindelse med risikovurderingen af bor, herunder både nyere studier (publiceret 2010 - 2014) samt ældre studier, som ikke har været tilgængelige i myndighedens tidligere vurdering. De anvendte studier er ikke vurderet efter Klimisch eller CRED men vurderet som egnet efter myndighedens egen vurderingsmetode. Såfremt

oplysninger om eksponeringstid og originalkilde er angivet, samt at studierne ikke allerede er anført fra anden sekundærkilde, er disse studier også anvendt her.

Der er identificeret to studier, der omfatter forskellige effekter på i alt tre arter på ECOTOX-databasen fra publikationer i tidsrummet 2014-2022. Kun ét af studierne (Hall et al. 2014) er relevant for nærværende vurdering. US EPA (2015) har i forbindelse med deres risikovurdering gennemført en søgning efter toxicitetsdata på ECOTOX-databasen, og de relevante studier er udvalgt og vurderet i US EPA (2015) risikovurderingen. Søgningen på ECOTOX-databasen til nærværende datablad er derfor blevet afgrænset til tidsrummet 2014-2022. Følgende søgekriterier er anvendt i søgninger efter akvatiske toksicitetsdata:

- Søgning på alle CAS nr. listet i Tabel 1.1
- Søgning på "boron", "borax", "borate"

En række studier fra ECOTOX-databasen var listet i det tidligere datablad for bor (Miljøstyrelsen, 2009), men manglede en kvalitetsvurdering. Mange af disse studier er af ældre dato, og originallitteraturen er ikke offentligt tilgængeligt. De fleste af disse studier er dog også blevet inddraget i reviewrapporter fra andre myndigheder, herunder RIVM (2010), US EPA (2015) og Health Canada (2016). Såfremt disse studier er blevet vurderet som anvendelige af de nævnte myndigheder, er de som regel også medtaget her. Hvis der er flere effektkoncentrationer (for forskellige effekter) for samme art fra samme studie tilgængelig fra databasen, er kun den laveste relevante toksiske effektkoncentration medtaget. Studier, som ikke er blevet anvendt eller er blevet ekskluderet pga. uegnethed af andre myndigheder, og hvor originallitteraturen ikke var tilgængelig, er ikke anvendt i nærværende datablad.

På ECHAs hjemmeside ligger der et omfattende registreringsdossier for borsyre, CAS nr. 10043-35-3 (ECHA 2022). Registreringsdossieret indeholder data fra både publicerede og ikke-publicerede kilder. Publicerede data er som regel også angivet i andre litteraturkilder, f.eks. US EPA (2015). Data fra ikke-publicerede og ikke offentligt tilgængelige kilder er som regel medtaget, hvis registranten har vurderet studier med Klimisch score 1 eller 2, der foreligger detaljerede oplysningerne om testen, og testen blev vurderet som relevant af forfatterne til dette datablad. Der foreligger ikke økotoksikologiske data i registreringsdossierne for de andre borforbindelser.

Det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Nederlandene (RIVM) har i 1999 udarbejdet miljøkvalitetskriterier for bor (RIVM 1999). I 2010 er miljøkvalitetskriterierne opdateret (RIVM 2010) på baggrund af tilgængelige økotoksicitetsdata fra myndighedsrapporten om optagelse af borsyre i bilag I til det før hen gældende biociddirektiv 98/8/EF (CAR Netherlands 2009). Oplysningerne givet i myndighedsrapporten er kontrolleret grundigt af EU's medlemslande og efterfølgende godkendt af et teknisk møde (RIVM 2010). Data, som anvendes i RIVM (2010), er derfor også medtaget her uden yderligere kvalitetsvurdering.

Der er ikke identificeret forskel i toksicitet mellem de forskellige vandopløselige uorganiske borforbindelser, med undtagelse af perboraterne, der er en faktor 20 til 436 gange mere toksisk på grund af dannelsen af hydrogenperoxid (RIVM, 1999). Da vandkvalitetskriteriet omhandler toksicitet af den opløste bor ion, er effektkoncentrationer for perborater ikke medtaget i denne vurdering.

#### 4.1.1 Akut toksicitet

For ferskvandsorganismer er der fundet L/E/IC<sub>50</sub>-værdier fra korttidstests for 29 ferskvandsarter fordelt på 10 taksonomiske grupper (blågrønaler, alger, karplanter, krebsdyr, insekter, bløddyr, fisk og padder). L/E/IC<sub>50</sub>-værdierne (n=55) har en relativ stor spredning (fra 4,6 til 1.376 mg B/L). De laveste relevante effektkoncentrationer for ferskvandsorganismerne ligger på 4,6, 14,2 og 21,7 mg B/L for hhv. dødelighed for fisken *Lepomis macrochirus* fra aborrefamilien, for effekter på væksten af blågrønalgen *Anabaena flosaquae* og væksthæmning i algen *Pseudokirchneriella subcapitata*. På baggrund af de foreliggende data kan der ikke udpeges specielt følsomme organismegrupper.

Toksicitetsdata for saltvandsorganismer er mere begrænsede. Der foreligger L/IC<sub>50</sub>-værdier for 7 arter fordelt på 3 højere taksonomiske grupper (kiselalger, krebsdyr og fisk). L/IC<sub>50</sub>-værdierne (n=10) ligger i området fra 14 til 130 mg B/L. Den laveste og højeste værdi er fundet i to forskellige publikationer for rejearten *Litopenaeus vannamei*. Det er ikke muligt fra de foreliggende data at udpege en specielt følsom gruppe af saltvandsorganismer.

Spredningen i effektkoncentrationerne kan have andre årsager end varierende sensitivitet i testorganismerne. Flere abiotiske faktorer kan påvirke toksiciteten af bor, og flere faktorer er blevet undersøgt:

- US EPA undersøgte effekten af pH på toksiciteten, men fandt ikke nogen effekt af pH (US EPA 2015).
- Toksiciteten af bor over for vandorganismer er generelt ikke påvirket af vandhårdhed. Akutte toksicitetstest udført med hvirvelløse vandlopperarter (*Daphnia magna*, *Hyalella azteca* og *Ceriodaphnia dubia*) i meget hårdt vand (> 500 mg/L CaCO<sub>3</sub>) viste dog en beskyttende virkning mod borttoksicitet (Health Canada 2016).
- Tilsvarende påvirkes borttoksicitet over for vandlevende organismer ikke væsentligt af natrium-, klorid- eller sulfatkoncentrationer, selvom en beskyttende virkning af høj kloridkoncentration er blevet observeret i *Hyalella azteca* (Health Canada 2016).
- Toksiciteten af bor over for fisk angives generelt til at være lavere i hårdt vand end i blødt vand (RIVM 1999).

Ovenstående punkter viser, at toksiciteten af bor i nogen grad afviger fra andre metaller som f.eks. aluminium eller kobber, hvis toksicitet i høj grad afhænger af pH, vandets hårdhed og forekomsten af andre bestanddele som natrium-, klorid- eller sulfat. US EPA (2015) bemærker at hvirvelløse saltvandsorganismer muligvis er mere følsomme end hvirvelløse ferskvandsorganismer, men bemærker også at situationen ser ud til at være omvendt for fisk. RIVM (1999) har sammenlignet akutte data for ferskvands- og saltvandsorganismer og konkluderer at data kan slås sammen i beregning af VKK. RIVM (2010) har ikke udledt vandkvalitetskriterier for saltvand, men bemærker, at baggrundskoncentrationer af bor i marint vand generelt er væsentligt større end i ferskvand, og at det formodes at have indflydelse på følsomheden af marine arter, dvs marine arter forventes at være mindre følsomme.

For at vurdere om der er forskel i sensitiviteten mellem ferskvands- og saltvandsarter, er der gennemført en F-test og t-test med de logtransformerede akutte toksicitetsdata for ferskvands- og saltvandsorganismer jf. afsnit A1.3.7.1 i TGD (EU 2018). Der er ingen signifikant forskel mellem ferskvands- og saltvandsorganismer (F-test 0,14; t-test 0,12), og de akutte testdata kan derfor kombineres i beregningen af KVKK.



#### 4.1.2 Kronisk toksicitet

Der er identificeret relevante kroniske effektværdier for 26 ferskvandsarter, som repræsenterer 13 taksonomiske grupper (blågrønalger, alger, bløddyr, karplanter, protozoer, hjuldyr, krebsdyr, insekter, fisk og padder). NOEC-værdierne (n=51) ligger i intervallet fra 0,2 til 60 mg B/L. De laveste effektkoncentrationer er identificeret for udviklingseffekter i regnbueørred *Oncorhynchus mykiss* og effekter på vækst i blågrønalgen *Anabaena flos-aquae* med NOEC-værdier på hhv. 0,2 og 1,6 mg B/L.

Dertil er der fundet kroniske effektværdier for to saltvandsarter, som repræsenterer to taksonomiske grupper (kiselalger og krebsdyr). NOEC-værdierne (n=5) ligger i intervallet fra 16,6 til 47,1 mg B/L. De laveste effektkoncentrationer er identificeret for effekter på dødelighed og reproduktion af rejarten *Americamysis bahia* med en NOEC-værdi på 16,6 mg B/L.

Som det er tilfældet med de akutte toksicitetsdata, peger de kroniske data heller ikke på specielt følsomme organismegrupper, selvom flere studier fremhæver følsomheden af embryo-larvestadier af regnbueørred. Data tyder på, at padder, repræsenteret med to arter af springpadder og to arter af halepadder, ikke er særlig følsomme overfor toksiciteten af bor.

Health Canada (2016) refererer til et studie med en kronisk 28-dages NOEC (overlevelse og teratogenese) på 0,001 mg B/L (embryo-larvestadier af regnbueørred) (studiet er ikke listet i Bilag A). Resultater i denne størrelsesorden anses generelt for upålidelige, fordi de observerede effekter kunne være et resultat af bormangel. 0,1 mg B/L er blevet foreslået som minimumskoncentration for bor som essentielt mikronæringsstof for regnbueørred (Health Canada 2016).

Betydningen af vandkvalitetskarakteristika for bortoksicitet er ikke forstået fuldt ud. Tests med regnbueørred viser dog en højere toksicitet (op til 180 gange større) i tests med rekonstitueret vand sammenlignet med test med naturligt vand. Dette indikerer, at sammensætningen af naturligt vand mindsker bortoksicitet for fisk og muligvis også for andre vandlevende organismer. Det formodes, at kompleksdannelse af borsyre og borater med organiske forbindelser og adsorption til partikler nedsætter bortoksiciteten over for vandlevende organismer (Health Canada 2016).

Siden der kun findes data for to arter af saltvandsorganismer, er datagrundlaget for sammenligning af følsomheden mellem ferskvands- og saltvandsorganismer begrænset. Hverken T-test, udført efter F-test med logtransformerede data (F-test 0,42; t-test 0,36) eller Mann Whitney U test ( $z = -1$ ) peger på en signifikant forskel i følsomheden mellem ferskvands- og saltvandsorganismer. Testdata kan derfor kombineres i beregningen af VKK.

#### 4.2 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Kun få toksicitetsdata for sedimentlevende organismer er tilgængelige.

På grunden af borsyrens høje vandopløselighed vil borsyre, der er tilsat sedimentet i toksicitetstest, hurtigt overgå til vandfasen. Dermed sker eksponering via vandfasen og ikke via sedimentet, som tilsigtet i sedimenttoksicitetstest. Det er således udfordrende at gennemføre retvisende toksicitetstest med borsyre.

Health Canada (2016) refererer til et studie med ferskvandsmyg (*Chironomus riparius*) gennemført af Gerke et al. (2011a), hvor koncentrationen i vandfasen var steget med 31% på forsøgets dag 2 og med 75% på forsøgets dag 30, set i forhold til den oprindelige koncentration. Koncentrationen i vandet nåede dermed samme niveauer som NOEC-værdier for samme art, udledt af akvatiske studier (eksponering kun via vandfasen, 28-dages NOEC på 20,4 mg/L målt af Gerke et al. 2011b og 28-dages NOEC på 32 mg B/L målt af Hooftman et al. 2000a).

For at generere retvisende sedimenttoksicitetsdata bør det overliggende vand også tilsættes koncentrationer svarende til den ønskede eksponering i porevandet (Health Canada 2016).

To studier med hhv. ledormen *Lumbriculus variegatus* og muslingen *Lampsilis siliquoidea* gennemført af Hall et al. (2014) opfylder dette kriterie, men blev vurderet som begrænset anvendeligt af andre årsager (Health Canada 2016).

På baggrund af den ubetydelige fordeling af borsyre til sedimentmatricen i forhold til vandmatricen samt de begrænsede sedimenttoksicitetsdata vurderer Health Canada (2016), at det ikke er relevant at udvikle PNEC-værdier for bentiske organismer.

#### 4.3 Toksicitet over for pattedyr og fugle

Toksicitetsdata for fugle og pattedyr er sammenstillet i nedenstående Tabel 4.1 baseret på oplysninger af det tidligere datablad om bor (Miljøstyrelsen 2009, ICPS 1998), miljørisikovurderingen af US EPA (2015) og RAC (2019).

Der er beskrevet en del kroniske studier med rotter, mus, kaniner og hunde i IPSC (1998). Den laveste LOAEL (fostervægt) er 13,3 mg B/kg lgv. hos rotter. NOAEL for de samme effekter hos rotter er 10 mg B/kg lgv./dag. Denne NOAEL er fastsat på baggrund af flere studier bl.a. Price et al. (1996).

US EPA (2015) vurderer seks studier listet i nedenstående tabel som egnet til at indgå i risikovurderingen. Forfatterne konkluderer, at bor viser lav til moderat toksicitet overfor pattedyr og fugle.

RAC (2019) konkluderer på baggrund af undersøgelser af reproduktionstoksicitet med gentagen dosering i mus, rotter og hunde, at bor forringer fertiliteten gennem en effekt på testiklerne.

De to i tabellen anførte studier fra RAC (2019), udført med to forskellige borforbindelser, blev udvalgt som centrale undersøgelser for at beskrive bortoksiciteten over for pattedyr. NOAEL for fertilitet er 17,5 mg B/kg lgv/dag, mens LOAEL er 58,5 mg B/kg lgv/dag. Der er ingen indikationer på, at den nedsatte fertilitet er sekundær i forhold til andre toksiske effekter (RAC 2019).

**Tabel 4.1 Toksicitetsdata for fugle og pattedyr.**

Organisme	Stof	Varighed	Effekt	Effektkoncentration	Reference
<b>Fugle</b>					
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	B	Kronisk	NOAEC, reproduktion (udklækkede ællinger)	43,6 mg B/kg foder (3,7 mg B/kg lgv. estimeret dagligt indtag)	US EPA 2015
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	B <sub>8</sub> N <sub>a2</sub> O <sub>13</sub>	8 dage	LD <sub>50</sub>	10.000 mg/kg lgv.	Miljøstyrelsen 2002 refereret i Miljøstyrelsen 2009
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	B	5 dage	LC <sub>50</sub>	> 2100 mg/kg foder	EU 2008 refereret i Miljøstyrelsen 2009
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	B	9 uger	NOEL (effekt ikke angivet)	100 - 400 mg/L	Miljøstyrelsen 2002 refereret i Miljøstyrelsen 2009
Vagtel <i>Colinus virginianus</i>	B	Akut (dage ikke angivet)	LD <sub>50</sub>	>284 mg B/kg lgv.	US EPA 2015
Vagtel og gråand <i>Colinus virginianus, Anas platyrhynchos</i>	B	Subakut, 5 dage, foder	LC <sub>50</sub>	>982 mg B/kg foder (ingen dødelighed ved højeste dosis)	US EPA 2015
Vagtel <i>Colinus virginianus</i>	B	5 dage	LC <sub>50</sub>	>983 mg/kg foder	EU 2008 refereret i Miljøstyrelsen 2009
Vagtel <i>Colinus virginianus</i>	B <sub>8</sub> N <sub>a2</sub> O <sub>13</sub>	8 dage	LD <sub>50</sub>	10.000 mg/kg lgv.	Miljøstyrelsen 2002 refereret i Miljøstyrelsen 2009
Kanariefugl <i>Serinus canaria</i>	B	Akut, foder	LC <sub>50</sub> NOAEC LOAEC	>1920 mg B/kg lgv. 1870 mg B/kg foder 4570 mg B/kg foder	US EPA 2015
<b>Pattedyr</b>					
Rotte	B	Akut oral	LD <sub>50</sub>	79 mg B/kg lgv.	US EPA 2015
Mus	B	2 generationer	NOAEL	26 mg B/kg foder	US EPA 2015
Rotte	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	2 år, foder	NOAEL LOAEL	17,5 mg B/kg lgv./dag 58,5 mg B/kg /lgv./dag	RAC 2019
Rotte	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> ·10H <sub>2</sub> O	2 år, foder	NOAEL LOAEL	17,5 mg B/kg lgv./dag 58,5 mg B/kg /lgv./dag	RAC 2019
Rotte	B	Udviklingsstudie, eksponering af moderdyr fra drægtighedsdag 0-20	NOAEL LOAEL	10 mg B/kg lgv./dag 13,3 mg B/kg /lgv./dag	Price et al. 1996 refereret i Miljøstyrelsen 2009

#### 4.4 Toksicitet over for mennesker

Borforbindelserne, som er omfattet af dette datablad (Tabel 1.1), er klassificeret som reproduktionstoksiske Repr. 1B H360FD (Kan skade forplantningsevnen. Kan skade det ufødte barn). Metallisk bor har ingen harmoniseret klassificering.

EFSA (2013) har udviklet en ADI på 0,16 mg B/kg lgv./dag.

## 5 Andre effekter

Der er ikke identificeret andre relevante effekter.

## 6 Udledning af vandkvalitetskriterium

Kvalitetskriterierne er fastsat i overensstemmelse med EU's Guidance Document no. 27: Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU 2018).

### 6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Det forholdsvis store datasæt for bor betyder, at vandkvalitetskriteriet (VKK) i princippet kan fastsættes ved to metoder:

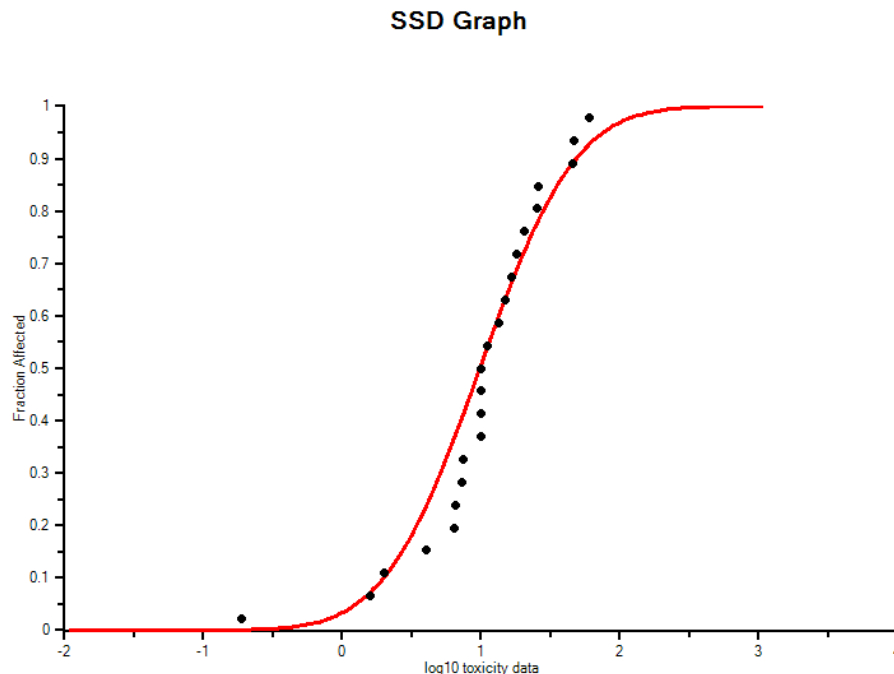
1. Usikkerhedsfaktormetoden, hvor den laveste valide NOEC- eller EC<sub>10</sub>-værdi fra en kronisk enkeltartstest divideres med en usikkerhedsfaktor for at udlede et VKK
2. Artsfølsomhedsanalyse, hvor der anvendes statistiske ekstrapoleringsteknikker til at fastsætte et VKK ud fra en artsfølsomhedsfordeling (SSD - Species Sensitivity Distribution).

Normalt foretrækkes det at fastsætte VKK ud fra en SSD frem for usikkerhedsfaktormetoden. For at kunne anvende SSD-metoden er det nødvendigt, at der foreligger min. 10 effektkoncentrationer for min. otte forskellige taksonomiske grupper, at data skal være normalfordelte, og der ikke må være en 'klar' opdeling i følsomheden mellem forskellige taksonomiske grupper. Det skal også afklares, om der foreligger en forskel i sensitiviteten mellem fersk- og saltvandsorganismer, eller om data kan kombineres (EU 2018).

Der er identificeret relevante kroniske toksicitetsdata for i alt 28 arter, omfattende både ferskvands- og saltvandsorganismer, fra 13 taksonomiske grupper. Som beskrevet i afsnit 4.1.2 er der ikke væsentlig forskel i følsomheden mellem ferskvands- eller saltvandsorganismer. Data fra fersk- og saltvandsorganismer slås derfor sammen i artsfølsomhedsanalysen. For flere af arterne er der mere end én effektkoncentration tilgængelig. Ved to tilgængelige effektkoncentrationer fra sammenlignelige tests er den laveste værdi valgt som input i SSD. Ved flere end to effektkoncentrationer fra sammenlignelige tests er der beregnet et geometrisk gennemsnit af værdierne, som er brugt som input i SSD. HC<sub>5</sub> er beregnet vha. artsfølsomhedsanalysen med programmet ETX 2.3 (RIVM, 2020).

Effektkoncentrationerne er tilnærmelsesvis normalfordelte, Anderson-Darling-test afviser normalfordelingen på niveau 0,1 og 0,05 (se Bilag C). Der er ikke datagrundlag for at udføre en SSD udelukkende med de mest følsomme arter. Til gengæld tyder datagrundlaget på, at padde ikke er særligt følsomme over for bortoksicitet med NOEC-værdier på ca. 50 mg B/L for den sensitive effekt af teratogenese (Bilag A). Det anses derfor som tilladeligt at fjerne denne taksonomiske gruppe fra datagrundlaget. Parametre for normalfordelingen og resultater for SSD uden padde kan ses i Bilag B og er sammenfattet herunder.

HC<sub>5</sub> er beregnet til 1,2 mg B/L (Bilag B). Den nedre og øvre grænse for HC<sub>5</sub> (90%-konfidensinterval) er beregnet til 0,5 – 2,2 mg B/L. Data anses som normalfordelte, og normalfordelingen har en middelværdi på 0,99 og en standardafvigelse på 0,54 (n=23).



**Figur 6.1 SSD-graf for logtransformerede kroniske toksicitetsdata for bor.**

Som udgangspunkt anvendes en usikkerhedsfaktor på 5 på HC<sub>5</sub>-værdien for at fastsætte et vandkvalitetskrav jf. TGD afsnit 3.3.1.2 (EU 2018).

Usikkerhedsfaktoren kan dog reduceres, såfremt HC<sub>5</sub> støtter sig på robuste data. De anvendte data dækker den nødvendige diversitet blandt testorganismer og inkluderer særligt lave NOEC, som stammer fra forsøg med rekonstitueret vand og forventes at vise højere toksicitet end forsøg med naturligt vand. Data for den mindre følsomme gruppe af padder er ikke blevet inkluderet, hvilket resulterer i et mere konservativt estimat. En mindre usikkerhed består i om data kan anses som normalfordelte, fordi flere normalfordelingstests afviser normalfordeling på signifikansniveauet 0,10 (mens normalfordelingen anerkendes ved på niveau 0,01- 0,05) På det grundlag reduceres usikkerhedsfaktoren fra 5 til 2.

$$\begin{aligned}
 \mathbf{VKK}_{\text{ferskvand}} &= \mathbf{HC}_5 / 2 \\
 &= 1,2 \text{ mg B/L} / 2 \\
 &= \mathbf{0,62 \text{ mg B/L}}
 \end{aligned}$$

I udledningen af VKK for saltvand anvendes som udgangspunkt en yderligere usikkerhedsfaktor på 10 (dvs. en total UF på 50 på HC<sub>5</sub> beregnet fra en SSD med ferskvands- og saltvandsarter) for at tage hensyn til den større biodiversitet, og dermed også større diversitet i følsomheden, i det marine miljø. Datagrundlaget omfatter ikke yderligere typiske marine taksonomiske grupper, hvorfor UF jf. TGD (EU 2018) ikke skal reduceres, det bemærkes dog at der er tre marine arter inkluderet i datagrundlaget. Som anført under afsnit 3.3 og 4.1 er baggrundskoncentrationen af bor i det marine

miljø i Danmark dog som regel højere end i ferskvandsmiljøer, samtidig tyder tilgængelige toksicitetsdata ikke på at saltvandsarter er mere følsomme end ferskvandsarter, eller at toksiciteten af bor forøges ved opløsning i saltvand. Tværtimod er det blevet påpeget at en høj kloridkoncentration (som i marint vand) kan have en beskyttende virkning på organismer (Health Canada). RIVM (2010) forventer, at marine arter er mindre følsomme. Det vurderes derfor ikke som hensigtsmæssigt at anvende en yderligere UF for udledning af VKK for saltvand og  $VKK_{\text{saltvand}}$  fastsættes til samme niveau som  $VKK_{\text{ferskvand}}$ .

$$\begin{aligned} \mathbf{VKK_{\text{saltvand}}} &= HC_5 / (2) \\ &= 1,2 \text{ mg B/L} / 2 \\ &= \mathbf{0,62 \text{ mg B/L}} \end{aligned}$$

De beregnede VKK gælder totalt opløst bor i vandfasen og skelner ikke mellem den naturlige og menneskeskabte udledning af bor til miljøet (total risk approach). Der skal derfor ikke lægges en baggrundskoncentration til kriterierne. Det bemærkes, at der kan forekomme miljøer, hvor baggrundskoncentrationen af bor overskrider VKK. Det bemærkes også, at anvendelsen af en yderligere UF (f.eks. 5 eller 10) til beregning af  $VKK_{\text{saltvand}}$  ville resultere i en koncentration der ligger under den foreslåede minimumskoncentration for bor som essentielt mikronæringsstof for regnbueørred (0,1 mg B/L, se afsnit 4.1.2).

$VKK_{\text{ferskvand}}$  er i samme størrelsesorden som kvalitetskriterier for ferskvand afledt af andre myndigheder/institutioner. Til sammenligning er enkelte kvalitetskriterier sammenfattet i nedenstående Tabel 6.1.

**Tabel 6.1 PNEC/kvalitetskriterier afledet af andre myndigheder/institutioner**

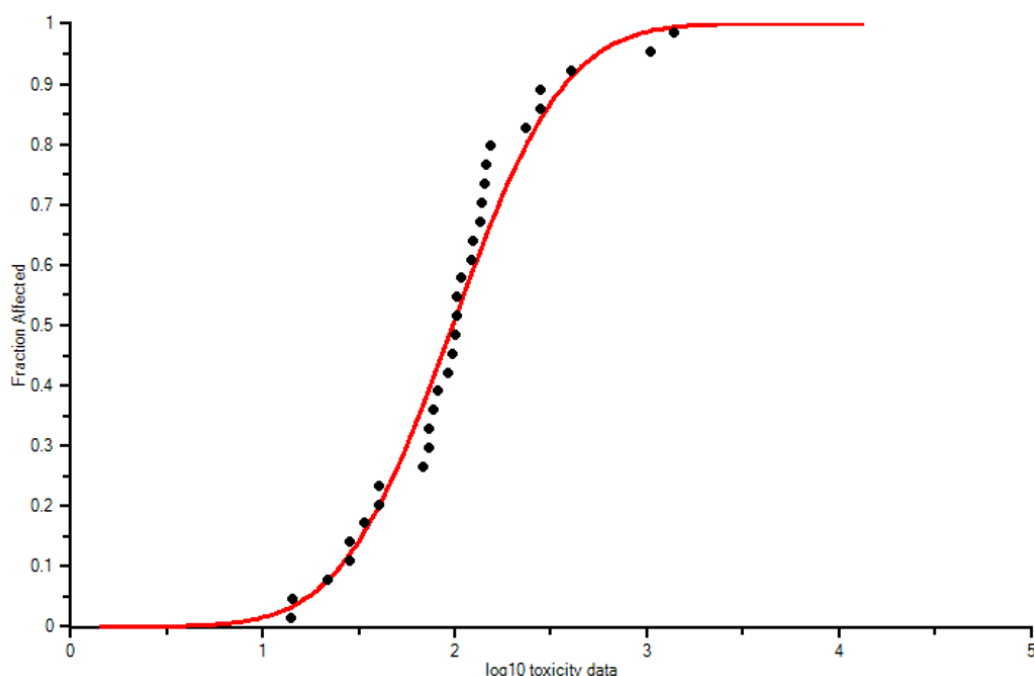
Værdi	Koncentration (mg B/L)	Reference	Bemærkning
$PNEC_{0,05}$	1,3	Dyer 2001	Dyer (2001) gennemførte en udførlig vurdering og fortolkning af testresultater for regnbueørred, for hvilken de laveste kroniske effektkoncentrationer er blevet identificeret. $PNEC_{0,05}$ for bor blev bestemt til at være mindst 1,3 mg B/L.
PNEC	0.75 - 1.0	Black et al. 1993	På baggrund af resultater fra tests med regnbueørred sammenholdt med data fra feltundersøgelser anses en koncentration mellem 0,75 og 1,0 mg/L som en miljømæssigt acceptabel grænseværdi for bor i akvatiske systemer (Black et al. 1993).
$PNEC_{\text{add,aquatic}}$	0,18	CAR Netherlands 2009	PNEC er baseret på den laveste NOEC på 1,8 mg B/L ( <i>Danio rerio</i> ) og en vurderingsfaktor på 10. $PNEC_{\text{add,aquatic}}$ for ferskvandssystemer er sat til 0,18 mg B/L. Oprindelsen af <i>Danio rerio</i> studiet kunne ikke identificeres og studiet er ikke anvendt i nærværende vurdering.
MPC (Maximum Permissible Concentration)	0,24	RIVM 2010	MPC svarer til VKK. MPC tager udgangspunkt i $PNEC_{\text{add,aquatic}}$ fra CAR Netherlands (2009) på 0,18 mg B/L. Dertil lægges en baggrundskoncentration af 0,062 mg B/L (RIVM 2010).
Chronic WQG (Water Quality Guideline)	1,5	Health Canada 2016	Udledt på baggrund af en SSD med kroniske data. WQG svarer til $HC_5$ .



## 6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Korttidsvandkvalitetskriteriet (KVKK) kan ligesom VKK beregnes ud fra både SSD-metoden og usikkerhedsfaktormetoden. Der er identificeret relevante data for 35 arter fordelt over 11 taksonomiske grupper, omfattende både ferskvands- og saltvandsorganismer. For flere af arterne er der mere end én effektkoncentration tilgængelig. Såfremt der er to effektkoncentrationer for samme effekt fra sammenlignelige tests, er den laveste af effektkoncentration valgt til at indgå i analysen. Hvis der er mere end tre effektkoncentrationer for samme effekt fra sammenlignelige tests, er det geometriske gennemsnit af værdierne beregnet og brugt som input til artsfølsomhedsanalysen. Effektkoncentrationerne er normalfordelte (se Bilag D). På den baggrund kan en HC<sub>5</sub> vha. artsfølsomhedsanalysen beregnes.

HC<sub>5</sub> er beregnet til 17,0 mg B/L (Bilag D). Den nedre og øvre grænse for HC<sub>5</sub> (90%-konfidensinterval) er beregnet til 9,7 – 25,9 mg B/L. Data er normalfordelte, og normalfordelingen har en middelværdi på 2,0 og en standardafvigelse på 0,46 (n=32), se Bilag D.



Figur 6.2 SSD-graf for logtransformerede akutte toksicitetsdata for bor.

Jf. TGD (afsnit 3.4.1.2, EU 2018) anvendes som udgangspunkt en usikkerhedsfaktor på 10 på HC<sub>5</sub> for at fastsætte et korttidskvalitetskrav for ferskvand for ekstrapoleringen fra EC<sub>50</sub>-værdier (50% effekt på arterne som input til SSD'en) til KVKK (ingen uacceptabel effekt på arterne). Usikkerhedsfaktoren kan reduceres, hvis der foreligger viden om forholdet mellem EC<sub>50</sub> og EC<sub>10</sub>/NOEC. Der er ikke foretaget en nærmere analyse af forholdet mellem EC<sub>50</sub> og EC<sub>10</sub>/NOEC fra de akutte studier. Det ses dog, at de laveste akutte EC<sub>50</sub> ligger omtrent en størrelsesorden (faktor 10) over de laveste kroniske NOEC/EC<sub>10</sub>-værdier. Der kan derfor argumenteres for at forholdet mellem de akutte EC<sub>50</sub> og EC<sub>10</sub>/NOEC vil være mindre og en usikkerhedsfaktor på 5 vurderes til at være egnet til ekstrapoleringen fra EC<sub>50</sub>-inputværdierne til KVKK.

Derudover skal også en usikkerhedsfaktor på 10 for datakvalitet og -kvantitet tages i betragtning. Denne usikkerhedsfaktor kan reduceres, såfremt HC<sub>5</sub> støtter sig på robuste data. Den overordnede

kvalitet og kvantitet af akutte toksicitetsdata vurderes som god, og de anvendte data dækker en stor diversitet blandt testorganismer. Konfidensintervallet på HC<sub>5</sub> er forholdsvis smalt, og data opfylder alle test om normalfordeling (med en enkelt undtagelse i KS-test, se Bilag D). En mindre restusikkerhed forbliver dog, fordi laboratoriestudierne ikke er blevet sammenlignet med feltundersøgelser. Usikkerhedsfaktoren reduceres derfor fra 10 til 2.

$$\begin{aligned}\mathbf{KVKK}_{\text{ferskvand}} &= HC_5 / (5 \cdot 2) \\ &= 17,0 \text{ mg B/L} / 10 \\ &= \mathbf{1,7 \text{ mg B/L}}\end{aligned}$$

I beregningen af KVKK for saltvand anvendes som udgangspunkt en yderligere usikkerhedsfaktor på 10 (dvs. en total UF på 100 på HC<sub>5</sub>). I betragtning af at datagrundlaget omfatter flere specifikke marine arter (fra de taksonomiske grupper malacostraca [krebsdyr] og fisk), at baggrundskoncentrationen af bor i marine miljøer ofte er væsentligt højere end i ferskvandsmiljøer og at tilgængelige informationer ikke tyder på, at toksiciteten af bor forøges ved opløsning i saltvand vurderes det, at UF for KVKK kan reduceres fra 10 til 2.

$$\begin{aligned}\mathbf{KVKK}_{\text{saltvand}} &= HC_5 / (10 \cdot 2) \\ &= 17,0 \text{ mg B/L} / 20 \\ &= \mathbf{0,85 \text{ mg B/L}}\end{aligned}$$

De beregnede KVKK gælder totalt opløst bor i vandfasen, og skelner ikke mellem den naturlige og menneskeskabte udledning af bor til miljøet (total risk approach).

### 6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Det vurderes ikke relevant at udlede et SKK for bor pga. høj vandopløselighed og lavt potentiale til adsorption i sedimenter.

### 6.4 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning (BKK<sub>sek.forgiftn.</sub>)

Opløst bor i vandmiljøet har ikke potentiale til at bioakkumulere og har en  $\log K_{ow} < 3$ . Bor udviser ikke høj toksicitet overfor pattedyr og fugle. Det er derfor ikke relevant at udlede et BKK<sub>sek.forgiftn.</sub>.

### 6.5 Kvalitetskriterium for humant konsum af vandlevende organismer (HKK)

Borsyre og mange borforbindelser har en harmoniseret klassificering som reproduktionstoksisk. Det er derfor relevant at udlede et HKK for at beskytte menneskers sundhed mod indtag af fiskeriprodukter, der har for højt indhold af bor.

Der er ikke fastsat en grænseværdi for bor i fødevarer i Kommissionens Forordning (EF) Nr. 1881/2006 eller Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) Nr. 396/2005.

HKK beregnes derfor ligesom beskrevet i EU (2018):

$$\begin{aligned}
\text{HKK} &= 0,2 \cdot \text{ADI} / I \\
&= 0,2 \cdot 160 \mu\text{g B} \cdot \text{kg lgv.}^{-1} \cdot \text{dag}^{-1} / 0,00163 \text{ kg vv} \cdot \text{kg lgv.}^{-1} \cdot \text{dag}^{-1} \\
&= 19.632 \mu\text{g B/kg vv} \\
&= \mathbf{19,6 \text{ mg B/kg vv}}
\end{aligned}$$

I er det daglige indtag af fiskeriprodukter bestemt til 0,00163, 0,2 er bidraget fra fiskeriprodukter til kosten, og ADI (0,16 mg B/kg lgv./dag, EFSA 2013) er det acceptable daglige indtag af bor.

#### 6.6 Vandkvalitetskriterium baseret på $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$ og HKK

Jævnfør TGD (EU 2018) skal der laves en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne ( $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$  og HKK) til en vandkoncentration, for at se om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter også beskytter mod sekundær forgiftning gennem fødekæden.

Tilbageregningen baseres på viden om bioakkumulering for at transformere koncentrationen i biota til en koncentration i vandfasen. Normalt anvendes BAF (trofisk level 4) i tilbageberegningen, men for stoffer, der ikke biomagnificerer, er BAF ikke afhængig af det trofiske niveau og vil forventes at være samme størrelsesorden som BCF udledt igennem laboratorieforsøg (EU 2018). Der anvendes derfor BCF værdien på 0,3 L/kg<sub>biota</sub> for ferskvandsfisk.

Vandkvalitetskriterier beregnet ud fra biotakriterier skal fortolkes med forsigtighed, når det drejer sig om metaller som bor. Optagsmekanismer for metaller er ofte afhængige af vandkoncentrationen; ved lave metalkoncentrationer i vandet har organismer tendens til at ophobe essentielle metaller (og ofte ikke-essentielle metaller via de samme optagelsesmekanismer)<sup>2</sup> for at opfylde deres stofskiftebehov. Ved højere koncentrationer i vandet kan organismer med aktive reguleringsmekanismer begrænse deres optag af metaller. Sammenhængen mellem koncentrationen i vand og organismer (som udtrykt ved en BCF eller BAF) er derfor usikker for metaller.

$\text{HKK}_{\text{vand}}$  beregnes som:

$$\begin{aligned}
\text{HKK}_{\text{vand}} &= \text{HKK} / \text{BCF} \\
&= 19,6 \text{ mg B/kg vv} / 0,3 \text{ L/kg vv} \\
&= \mathbf{65,3 \text{ mg B/L}}
\end{aligned}$$

$\text{HKK}_{\text{vand}}$  er betydeligt højere end VKK beregnet på baggrund af de direkte effekter. På trods af de nævnte usikkerheder i forbindelse med beregningen af  $\text{HKK}_{\text{vand}}$ , vurderes det, at VKK også vil være beskyttende mod sekundær forgiftning gennem fødekæden, og  $\text{HKK}_{\text{vand}}$  anvendes derfor ikke.

---

<sup>2</sup> Bor er et essentielt næringsstof for akvatiske hvirveldyr, hvirvelløse dyr og planter, dog i små mængder. Der er også evidens for, at bor enten er essentielt eller, hvis ikke essentielt, gavnligt hos fugle og pattedyr, ligeledes i små mængder (US EPA). Der er i forbindelse med dette datablad ikke foretaget en undersøgelse af, hvordan optag af bor reguleres i forskellige organismer.

# 7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er udregnet for bor:

## Vandkvalitetskriterium

VKK<sub>ferskvand</sub> 0,62 mg/l

VKK<sub>saltvand</sub>\* 0,62 mg/l

## Korttidsvandkvalitetskriterium

KVKK<sub>ferskvand</sub> 1,7 mg/l

KVKK<sub>saltvand</sub>\* 0,85 mg/l

## Sedimentkvalitetskriterium

SKK<sub>ferskvand</sub> Ikke relevant

SKK<sub>saltvand</sub> Ikke relevant

## Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK<sub>sek.forgiftn.</sub> Ikke relevant

## Biotakvalitetskriterium, humant konsum

HKK 19,6 mg/kg vådvægt

\* Det bemærkes, at der kan forekomme miljøer, hvor baggrundskoncentrationen af bor i det marine miljø (målt mellem <0,05 og 5,6 mg B/L) overskrider (K)VKK<sub>saltvand</sub>.

# Referencer

CAR Netherlands (2009). Inclusion of active substances in Annex I or IA to Directive 98/8/EC - Assessment Report. Boric acid, Product-type 8 (Wood preservative). 20 February 2009, CA-Feb09-Doc.3.9a, The Netherlands.

DMP (Danmarks Miljøportal, 2022). Miljødata. Søgning på "Kemi" og "Bor". [https://miljoedata.miljoportal.dk/?cp=1008\\_275](https://miljoedata.miljoportal.dk/?cp=1008_275) (tilgået 14.07.2022).

Dyer SD (2001). Determination of the aquatic PNEC for boron. Chemosphere Volume 44, Issue 3, July 2001, Pages 369-376.

ECHA (2022). REACH Registration dossier for boric acid, CAS number: 10043-35-3. <https://www.echa.europa.eu/sv/web/guest/registration-dossier/-/registered-dossier/15472> (tilgået august 2022)

ECHA (2022a). Opslag på databasen "Information om kemikalier" <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals> (tilgået 14.07.2022).

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

EU (2008). ECHA: Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment ([https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information\\_requirements\\_r10\\_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69](https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69))

EU (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards. (<https://circabc.europa.eu/sd/a/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>)

Health Canada (2016). Draft Screening Assessment – Boric acid, its salts and its precursors. July 2016. Environment and Climate Change Canada, Health Canada.

Hickey, CW. (1989). Sensitivity of four New Zealand cladoceran species and *Daphnia magna* to aquatic toxicants. Journal of Marine and Freshwater Research, 23:1, 131-137, DOI: 10.1080/00288330.1989.9516348.

IPCS (International Programme on Chemical Safety, 1998). Boron, Environmental health criteria 204. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organization, Geneve. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc204.htm#PartNumber:9> (tilgået 19.08.2022)

KEMI (Kemikalieinspektionen Sverige, 2018). CLH report Proposal for Harmonised Classification and Labelling EC Numbers: 233-139-2 [1]; 234-343-4 [1]; 215-125-8 [2]; 235-541-3 [3]; 215-540-4 [4;6;7]; 237-560-2 [5] Version number: 2 Date: 2018-11-02. [https://echa.europa.eu/documents/10162/13626/clh\\_rep\\_boric\\_acid\\_and\\_borates\\_en.pdf/8cf370ae-4f97-b068-e44d-b50b21a797de](https://echa.europa.eu/documents/10162/13626/clh_rep_boric_acid_and_borates_en.pdf/8cf370ae-4f97-b068-e44d-b50b21a797de) (tilgået 19.08.2022)

KEMI (Kemikalieinspektionen Sverige, 2021). Risk Management Option Analysis Conclusion Document. Group Name: Borate minerals <https://echa.europa.eu/documents/10162/36c70170-47b6-d2fb-c683-02896c47070d> (tilgået 11.07.2022)

LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 2002). Ableitung einer Geringfügigkeitsschwelle zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen. <https://pd.lubw.de/57627> (tilgået 16.09.2022).

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

Miljøstyrelsen (2009). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet – Bor, 7440-42-8. November 2009.

RIVM (Nederlandske Institut for Befolkningssundhed og Miljø, 1999). Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC. RIVM Rapport 601501005.

RIVM (Nederlandske Institut for Befolkningssundhed og Miljø, 2010). Environmental risk limits for boron. RIVM Letter report 601782030/2010.

RAC (Committee for Risk Assessment, 2019). Annex 1 - Background document to the Opinion proposing harmonised classification and labelling at EU level of Boric acid, Diboron trioxide, Tetraboron disodium heptaoxide hydrate, Disodium tetraborate anhydrous, Orthoboric acid sodium salt, Disodium tetraborate decahydrate and Disodium tetraborate pentahydrate.

US EPA (2011). Evaluation Guidelines for Ecological Toxicity Data in the Open Literature. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs, Environmental Fate and Effects Division, May 9, 2011.

US EPA (2015). Preliminary Fate and Ecological Risk Assessment for the Registration Review of Boric Acid and Sodium Borate Salts. United States Environmental Protection Agency, WASHINGTON, D.C. 20460.

## Bilag A Toksicitet overfor vandorganismer

I de følgende tabeller er akvatiske akutte (ferskvand- og saltvandsorganismer) og kroniske (ferskvand- og saltvandsorganismer) toksicitetsdata listet. Værdier markeret med fed anvendes i SSD-analysen. For tabelnoter se sidst i bilaget.

### Akut toksicitet - Ferskvandsorganismer

Organisme	Salt	Målt	Varighed (t: timer, d: dage)	Hårdhed (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Effekt	Værdi (mg B/L)	Reference	Vurdering af troværdighed <sup>10</sup>
<b>Blågrønalger</b> <i>Anabaena flos-aquae</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AAP medie <sup>8</sup>	IC <sub>50</sub> , vækst	<b>14,2</b>	MRID 48820801 (originallitteratur ikke angivet, formentlig ved fejl) <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<b>Alger, grønalger</b> <i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	-	72 t	-	EC <sub>50</sub> , vækst	<b>34</b>	Guhl 1996 <sup>2</sup>	Studie anvendt i Health Canada (2016)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	74,5 t	AAP medie <sup>8</sup>	IC <sub>50</sub> , vækst	40,2	Hanstvelt & Oldersma 2000 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AAP medie <sup>8</sup>	IC <sub>50</sub> , vækst	<b>21,7</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<b>Alger, diatom</b> <i>Navicula pelliculosa</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AAP medie <sup>8</sup>	IC <sub>50</sub> , vækst	<b>102</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<b>Karplanter</b> <i>Myriophyllum spicatum</i>	B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup>	-	32 d	-	EC <sub>50</sub> , vækst (rodvægt)	<b>40,3</b>	Raymond & Butterwick, 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999 og 2010). Originalreference ikke tilgængelig.
<i>Lemna gibba G3</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	7 d	AAP medie <sup>8</sup>	IC <sub>50</sub> , vækst	<b>28,5</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)

<b>Krebsdyr, branchiopoda</b>								
<i>Ceriodaphnia cf. pulcella</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	24 t	250	EC <sub>50</sub> , immobilisation	<b>101</b>	Hickey 1989 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999) og US EPA (2015)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	24 t	250	EC <sub>50</sub> , immobilisation	181	Hickey, 1989	Anvendt af RIVM (1999). Studiet er ikke udført efter GLP. Test parametre og gennemførelse er velbeskrevet og studiet vurderes med Klimisch 2.
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	48 t	96	LC <sub>50</sub> , dødelighed	45,5	Dethloff 2009 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	48 t	168	LC <sub>50</sub> , dødelighed	50,6	Dethloff 2009 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	48 t	136	EC <sub>50</sub> (effekt ikke angivet, formentlig immobilisation)	<b>76,9</b>	EPA 2010a,b <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	48 t	469	LC <sub>50</sub> , dødelighed	93	Unnamed study report 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	48 t	90	LC <sub>50</sub> , dødelighed	102	Unnamed study report 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	48 t	84	LC <sub>50</sub> , dødelighed	142	Unnamed study report 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Ceriodaphnia dubia</i>					Geometrisk middelværdi LC <sub>50</sub> , dødelighed	90,8	Beregnet	
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	24 t	250	EC <sub>50</sub> , immobilisation	320	Hickey, 1989	Anvendt af RIVM (1999). Studiet er ikke udført efter GLP. Test parametre og gennemførelse er velbeskrevet og studiet vurderes med Klimisch 2.
<i>Daphnia magna</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	48 t	-	LC <sub>50</sub> , dødelighed	141	Maier & Knight 1991 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999) og US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.



<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	48 t	150	LC <sub>50</sub> , dødelighed	133	Raymond & Butterwick 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999 og 2010). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	48 t	148	LC <sub>50</sub> , dødelighed	133	Gersich 1984 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	48 t	166	LC <sub>50</sub> , dødelighed	226	Lewis and Valentine 1981 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Daphnia magna</i>					Geometrisk middelværdi LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>154</b>	Beregnet	<i>Daphnia magna</i>
<i>Simocephalus vetulus</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	24 t	250	EC <sub>50</sub> , immobilisation	<b>123</b>	Hickey 1989 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999) og US EPA (2015)
<b>Krebsdyr, malacostraca</b>								
<i>Hyalella azteca</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	475	LC <sub>50</sub> , dødelighed	188	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Hyalella azteca</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> og boraks	Ja	96 t	475	LC <sub>50</sub> , dødelighed	104	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Hyalella azteca</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> og boraks	Ja	96 t	302	LC <sub>50</sub> , dødelighed Geometrisk middelværdi LC <sub>50</sub> , dødelighed	151 <b>144</b>	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>  Beregnet	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<b>Bløddyr, bivalvia</b>								
<i>Lampsilis siliquoidea</i> , juvenil	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	86-90	EC <sub>50</sub> (effekt ikke angivet)	<b>137</b>	EPA 2010a,b <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Ligumia recta</i> , juvenil	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	90-92	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>147</b>	EPA 2010a,b <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Megaloniais nervosa</i> , juvenil	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	86-90	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>544	EPA 2010a,b <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)

<i>Sphaerium simile</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> , boraks	Ja	96 t	105	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>447	Unnamed study report 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<b>Insekter</b>								
<i>Chironomus decorus</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	48 t	90	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>1.376</b>	Maier & Knight 1991 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999), Health Canada (2016) og US EPA (2015)
<b>Fisk</b>								
<i>Danio rerio</i> , embryo/larver	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	0-200	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>13	Rowe 1998 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Catostomus latipinnis</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	96 t	144	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>125</b>	Hamilton & Buhl 1997 <sup>4</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Anvendt af RIVM (2010) til beregning af VKK. Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Gambusia affinis</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	-	96 t	-	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>408</b>	Raymond & Butterwick 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999 og 2010). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Gambusia affinis</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	96 t	-	LC <sub>50</sub> , dødelighed	978	Raymond & Butterwick 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999 og 2010). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Gila elegans</i> (yngel, 11-18 d)				196	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>280</b>	Hamilton, 1995 <sup>7</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.
<i>Ictalurus punctatus</i>				50	LC <sub>50</sub> , dødelighed	220	Birge & Black 1977 <sup>4</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.
<i>Ictalurus punctatus</i>				200	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>102</b>	Birge & Black 1977 <sup>4</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.
<i>Lepomis macrochirus</i>				52	LC <sub>50</sub> , dødelighed	178	LeLievre 1988 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)

<i>Lepomis macrochirus</i> , 7 cm, 5 g				84-163	LC <sub>50</sub> , dødelighed	4,6	Raymond & Butterwick 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999). Originalreference ikke tilgængeligt
<i>Lepomis macrochirus</i>					Geometrisk middelværdi LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>28,6</b>	Beregnet.	Geometrisk gennemsnit er anvendt i stedet for laveste værdi pga. af studierne vurdering.
<i>Micropterus salmoides</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	11 d	204	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>92</b>	Black <i>et al.</i> 1993 <sup>4</sup>	Anvendt af Health Canada (2016) og US EPA (2015)
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	-	283 t	47	LC <sub>50</sub> , dødelighed	113	Raymond & Butterwick, 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	48 t	166	LC <sub>50</sub> , dødelighed	226	Raymond & Butterwick, 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	52	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>192	LeLievre 1988 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	96 t	36	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>140	Nolen 1982 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	32 d	204	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>138</b>	Black <i>et al.</i> , 1993 <sup>4</sup>	Anvendt af Health Canada (2016) og US EPA (2015)
<i>Pimephales promelas</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	96 t	- (pH 6,75)	LC <sub>50</sub> , dødelighed	70,6	EPA 2010a,b <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Pimephales promelas</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	132-168	LC <sub>50</sub> , dødelighed	101	EPA 2010a,b <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Pimephales promelas</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	91	LC <sub>50</sub> , dødelighed	79,7	Unnamed study report 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Pimephales promelas</i>					Geometrisk middelværdi LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>82,8</b>	Beregnet.	
<i>Ptychocheilus lucius</i> (yngel, 17-31 d)	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	96 t	196	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>279</b>	Hamilton, 1995 <sup>7</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.

<i>Xyrauchen texanus</i> (yngel, 10-17 d)	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	96 t	196	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>233</b>	Hamilton, 1995 <sup>7</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.
<b>Padder</b> <i>Xenopus laevis</i> (embryo)	B(OH) <sub>3</sub>	Nej	96 t	-	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>1050</b> <sup>5</sup>	Bantle <i>et al.</i> 1999 <sup>7</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængelig.

### Akut toksicitet - saltvandsorganismer

Organisme	salt	Målt	Varighed	Salinitet (%)	Effekt	Værdi (mg B/L)	Reference	Vurdering af troværdighed <sup>10</sup>
<b>Alger, kiselalger</b> <i>Skeletonema costatum</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AES medie <sup>8</sup>	IC <sub>50</sub> , vækst	<b>67,8</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<b>Krebsdyr, malacostraca</b> <i>Americamysis bahia</i> , juvenile	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	48 t	-	LC <sub>50</sub>	89,1	Marcussen & Yurk 1990 <sup>4</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Americamysis bahia</i> , juvenile	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	72 t	-	LC <sub>50</sub>	<b>73,8</b>	Marcussen & Yurk 1990 <sup>4</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Americamysis bahia</i> , juvenile	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	96 t	-	LC <sub>50</sub>	73,8	Marcussen & Yurk 1990 <sup>4</sup>	Anvendt af US EPA (2015). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Litopenaeus vannamei</i>	-	-	96 t	20	LC <sub>50</sub>	<b>14</b>	Li <i>et al.</i> 2008 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	19-19,9	LC <sub>50</sub>	130	Unnamed publication, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (reliable without restrictions).
<b>Fisk</b> <i>Limanda limanda</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Ja	96 t	35	LC <sub>50</sub>	<b>74</b>	Unnamed publication 1985 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>		96 t	28	LC <sub>50</sub>	<b>40</b>	Raymond & Butterwick, 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999 og 2010). Originalreference ikke tilgængeligt.
<i>Pagrus major</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	35	LC <sub>50</sub>	<b>97</b>	Furuta <i>et al.</i> 2007 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Paralichthys olivaceus</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	35	LC <sub>50</sub>	<b>108</b>	Furuta, <i>et al.</i> 2007 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)

## Kronisk toksicitet - Ferskvandsorganismer

Værdier markeret med **fed** anvendes i SSD-analysen.

Organisme	Salt	Målt	Varighed (t: timer, d: dage, m: måneder)	Hårdhed (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Effekt	Værdi (mg B/L)	Reference	Vurdering af troværdighed <sup>10</sup>
<b>Blågrønalger</b> <i>Anabaena flos-aquae</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AAP medium <sup>8</sup>	NOEC, vækst	<b>1,6</b>	MRID 48820801 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015) (Originallitteratur ikke angivet, formentlig ved fejl)
<b>Alger, grønalger</b> <i>Chlorella pyrenoidosa</i>	-	-	14 d	-	NOEC, vækst	<b>2</b>	Fernandez et al. 1984 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	-	-	72 t	-	NOEC, vækst	12,3	MELP 1997 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	74,5 t	AAP medium <sup>8</sup>	NOEC, vækst	17,5	Hanstvelt & Oldersma 2000 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015). Anvendt af RIVM (2010) til beregning af VKK. God (US EPA 2015)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AAP medium <sup>8</sup>	NOEC, vækst	11,5	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>					Geometrisk middelværdi NOEC, vækst	<b>13,5</b>	Beregnet	
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	NaBO <sub>3</sub>	-	-	-	EC <sub>10</sub> , vækst	24	Guhl 1992 in ECETOC 1997 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999) og Health Canada (2016)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	-	-	EC <sub>10</sub> , vækst	24	Kopf and Wilk 1995 in ECETOC 1997 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	-	-	-	EC <sub>10</sub> , vækst	30	Guhl 1992b <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
					Geometrisk middelværdi EC <sub>10</sub> , vækst	<b>25,9</b>	Beregnet	
<b>Alger, diatom</b> <i>Navicula pelliculosa</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AAP medium <sup>8</sup>	NOEC, vækst	<b>45,4</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)

<b>Karplanter</b>								
<i>Lemna minor</i>	-		7 d	-	NOEC, vækst	<b>60</b>	Wang 1986 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Lemna gibba</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	7 d	AAP medium <sup>8</sup>	NOEC, vækst	<b>11</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	God (US EPA 2015)
<i>Phragmites australis</i>	-		4 m		NOEC, vækst	<b>4</b>	Bergmann 1995 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<b>Protozoa</b>								
<i>Entosiphon sulcatum</i>	-	-	72 t		NOEC, vækst	<b>15</b>	Guhl 1992a <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Opercularia bimarginata</i>	-	-	72 t	-	NOEC, vækst	<b>10</b>	Guhl 1992a <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Paramecium caudatum</i> <sup>11</sup>	-	-	72 t	-	NOEC, vækst	<b>18</b>	Sprague 1972 <sup>2</sup>	Originallitteratur ikke tilgængelig. Anvendt af ICPS (1998), men uden nærmere beskrivelse af studiet.
<i>Paramecium caudatum</i> <sup>11</sup>	-	-	72 t	-	NOEC, vækst, reproduktion	20	Guhl 1992a <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<b>Hjuldyr (Rotifera)</b>								
<i>Brachionus calyciflorus</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	72 t	150	NOEC, dødelighed	<b>25,4</b>	Unnamed study report 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a)
<i>Brachionus calyciflorus</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	72 t	150	LC <sub>10</sub> , dødelighed	26,6	Unnamed study report 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a)
<b>Krebsdyr, branchiopoda</b>								

<i>Ceriodaphnia dubia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	14 d	250	NOEC, reproduktion	10	Hickey 1989	Anvendt af RIVM (1999) og US EPA (2015). Studiet er ikke udført efter GLP. Normalt anvendes kun 7 dage eksponeringstid i tests for kroniske effekter på <i>Ceriodaphnia dubia</i> . Effektkoncentrationen afledt over en 14 d eksponeringstid er muligvis lavere end over 7 d. Test parametre og gennemførelse er velbeskrevet og studiet vurderes med Klimisch 2.
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Nej	14 d	250	NOEC, reproduktion	18	Hickey 1989	Anvendt af RIVM (1999) og US EPA (2015). Studiet er ikke udført efter GLP. Normalt anvendes 21 dage eksponeringstid i tests for kroniske effekter på <i>Daphnia magna</i> pga. artens længere reproduktionscyklus. Test parametre og gennemførelse er velbeskrevet og studiet vurderes med Klimisch 2.
<i>Daphnia magna</i> , 1. stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	212	NOEC, antal afkom per overlevende hun	10	Hooftman et al 2000 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Daphnia magna</i> , neonatale	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	166	NOEC, reproduktion	6	Lewis & Valentine 1981 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	166	NOEC, vækst	27	Lewis & Valentine 1981 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Daphnia magna</i> , <24 t gammel	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	148	NOEC, dødelighed	29	Gersich 1984 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<i>Daphnia magna</i> , <24 t gammel	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	148	NOEC, vækst, reproduktion	6,4	Gersich 1984 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)



<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	14 d	170	NOEC, dødelighed, reproduktion, vækst	13,8	Gersich & Milazzo 1990 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Anvendt af US EPA (2015).
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	14 d	170	EC <sub>10</sub> , reproduktion, vækst	16,6	Gersich & Milazzo 1990 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Anvendt af US EPA (2015).
<i>Daphnia magna</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	14 d	170	EC <sub>10</sub> , vækst	13,3	Gersich & Milazzo 1990 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Anvendt af US EPA (2015).
<i>Daphnia magna</i>					Geometrisk middelværdi, NOEC reproduktion	<b>7,3</b>	Beregnet	Kun de tre NOEC (reproduktion) fra test over 21 dage er inkluderet.
<b>Krebsdyr, malacostraca</b>								
<i>Hyalella azteca</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	42 d	102-110	NOEC, dødelighed	25,9	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a)
<i>Hyalella azteca</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	42 d	102-110	NOEC, reproduktion	<b>6,6</b>	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a)
<b>Bløddyr</b>								
<i>Lampsilis siliquoidea</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	88,8 -108	NOEC, dødelighed	31,6	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Lampsilis siliquoidea</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	88,8 -108	LC <sub>10</sub> , dødelighed	40,4	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Lampsilis siliquoidea</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	88,8 -108	NOEC, vækst	<b>10</b>	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Lampsilis siliquoidea</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	21 d	88,8 -108	EC <sub>10</sub> , vækst	30	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<b>Insekter</b>								
<i>Chironomus decorus</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	96 t	90	NOEC, vækst	<b>10</b>	Maier & Knight, 1991 <sup>1</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)

<i>Chironomus riparius</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	140 - 162	NOEC, dødelighed	<b>20,4</b>	Unnamed study report, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Chironomus riparius</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	140 - 162	LC <sub>10</sub> , dødelighed	51,1	Unnamed study report, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<b>Fisk</b>								
<i>Danio rerio</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	34 d	212	NOEC, dødelighed, vækst	<b>6,4</b>	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Danio rerio</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	34 d	212	LC <sub>10</sub> , dødelighed	18,3	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	32 d	197	EC <sub>10</sub> , teratogenese	<b>0,19</b> <sup>3</sup>	Black <i>et al.</i> 1993 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999) og Health Canada (2016). Originalreference ikke tilgængelig. Test gennemført med rekonstitueret vand, hvilket muligvis forstærker toksiciteten.
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	32 d	197	EC <sub>10</sub> , teratogenese	0,57 <sup>3</sup>	Black <i>et al.</i> 1993 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999) og Health Canada (2016). Originalreference ikke tilgængelig. Test gennemført med rekonstitueret vand, hvilket muligvis forstærker toksiciteten.
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	Ja	87 d	197	NOEC, embryo dødelighed	2,1	Black <i>et al.</i> 1993 <sup>9</sup>	Anvendt af RIVM (1999), US EPA (2015) og Health Canada (2016). Originalreference ikke tilgængelig. Test gennemført med rekonstitueret vand, hvilket muligvis forstærker toksiciteten.
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	197	LC <sub>10</sub> , dødelighed og teratogenese	5,1	Unnamed publication 1981 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres.
<i>Pimephales promelas</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	30 d	38-46	NOEC, vækst	14	Raymond & Butterwick 1992 <sup>1</sup>	Anvendt af RIVM (1999 og 2010). Originalreference ikke tilgængelig.

<i>Pimephales promelas</i> , 7 t befrugtede æg	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	32 d	60-76	NOEC, vækst	<b>7,4</b>	Hoberg 2012	God (US EPA 2015)
<i>Pimephales promelas</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	32 d	84-94	NOEC, dødelighed	11,2	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<i>Pimephales promelas</i> , tidligt stadie	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	32 d	84-94	LC <sub>10</sub> , dødelighed	21,6	Unnamed study report, 2010 <sup>9</sup>	Klimisch 2 (ECHA, 2022a). Originallitteratur kunne ikke identificeres
<b>Padder</b>								
<i>Ambystoma jeffersonian</i>	-	-	-	-	NOEC, teratogenese	<b>49,5</b>	Laposata & Dunson 1998 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Ambystoma maculatum</i>	-	-	-	-	NOEC, teratogenese	<b>49,5</b>	Laposata & Dunson 1998 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Bufo americanus</i>	-	-	43 d	-	LOEC, ægudklækning	<b>50</b>	Laposata & Dunson 1998 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)
<i>Rana sylvatica</i>	-	-	-	-	NOEC, teratogenese	<b>49,5</b>	Laposata & Dunson 1998 <sup>6</sup>	Anvendt af Health Canada (2016)

### Kronisk toksicitet - saltvandsorganismer

Organisme	Salt	Målt	Varighed (t: timer, d: dage)	Salinitet (‰)	Effekt	Værdi (mg B/L)	Reference	Vurdering af troværdighed <sup>10</sup>
<b>Alger, kiselalger</b> <i>Skeletonema costatum</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	96 t	AES medie <sup>8</sup>	NOEC, vækst	<b>47,1</b>	Softcheck 2012 <sup>7</sup>	Supplerende/kvantitativ (US EPA 2015)
<b>Krebsdyr, malacostraca</b> <i>Mysidopsis bahia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	18,9 - 19,9	NOEC, dødelighed, vækst	33,1	Unnamed study report, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Original-litteratur kunne ikke identificeres.
<i>Mysidopsis bahia</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	18,9 - 19,9	NOEC, reproduktion	18,6	Unnamed study report, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Original-litteratur kunne ikke identificeres.
<i>Americamysis bahia</i> (før: <i>Mysidopsis bahia</i> )	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	7,6 - 8,4	NOEC, dødelighed, reproduktion	<b>16,6</b>	Unnamed study report, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Original-litteratur kunne ikke identificeres.
<i>Americamysis bahia</i> (før: <i>Mysidopsis bahia</i> )	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	Ja	28 d	7,6 - 8,4	NOEC, vækst	31,6	Unnamed study report, 2011 <sup>9</sup>	Klimisch 1 (ECHA, 2022a). Original-litteratur kunne ikke identificeres.

#### Tabelnoter:

<sup>1</sup> Citeret fra RIVM (1999)

<sup>2</sup> Citeret fra IPCS (1998)

<sup>3</sup> Flere andre kroniske værdier for *O. mykiss* er citeret i RIVM (1999). Disse værdier er ikke medtaget da de originale studier ikke har været tilgængelige, og da der mangler informationer om eksempelvis effektendepunkter. De to angivne værdier for *O. mykiss* er for to forskellige stammer

<sup>4</sup> Citeret fra Miljøstyrelsen (2009), data stammer fra udtræk fra ECOTOX-databasen

<sup>5</sup> Geometrisk gennemsnit af ni værdier fra samme test gennemført i forskellige laboratorier. LC<sub>50</sub> værdier (n=9) lå i intervallet 420 – 1365 mg/L, medianen på 1046 og gennemsnittet på 979 mg/L

<sup>6</sup> Citeret i Health Canada (2016)

<sup>7</sup> Citeret fra US EPA (2015)

<sup>8</sup> AAP Medium - AAP: algal assay procedure. AAP-medium indeholder 0,1855 mg borsyre/L. Dette niveau er nødvendig for ernæring af alger og er ubetydelig i forhold til tilsat bor i eksponeringstestene (US EPA 2015). AES: artificially enriched seawater

<sup>9</sup> Citeret fra ECHA, 2022

<sup>10</sup> Nærmere beskrivelse af litteraturkilder og vurderinger af studierne i kapitel 4

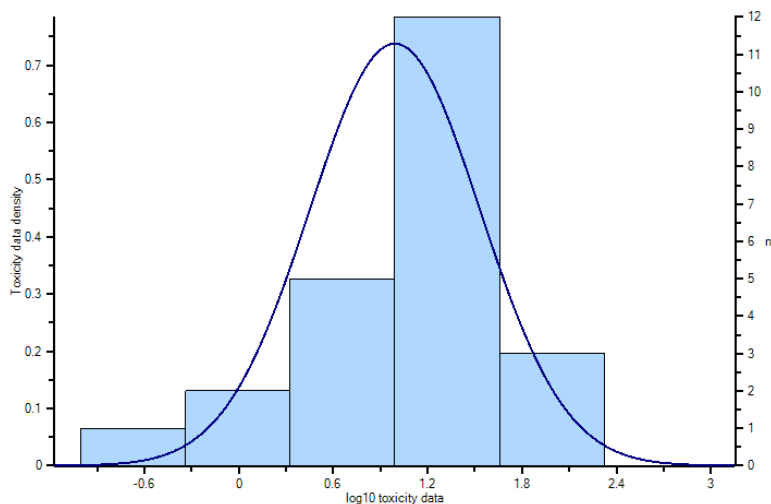
<sup>11</sup> *Paramecium caudatum* kan leve i både fersk-, brak- og saltvand. Originalreferencer til studierne med denne art er ikke tilgængelige (Sprague 1972 og Guhl 1992a). På baggrund af, hvordan data er anvendt i forskellige litteraturkilder (Health Canada 2016, ICPS 1998, Dyer 2001, LUBW 2002) tyder det på at studierne er gennemført med ferskvand, hvorfor arten kun listes under ferskvand her.

## Bilag B SSD for kroniske data, 12 taksonomiske grupper

Artsfølsomhedsfordeling (SSD) for kroniske effektværdier ( $EC_{10}$  eller  $NOEC$  i mg B/L). SSD-grafen, test for normalfordeling og  $HC_5$  er beregnet med programmet ETX 2.3 (RIVM, 2020).  $HC_5$  er beregnet til 1,2 mg B/L.

Data no	Toxicity data	Label
1	0.19	Oncorhynchus mykiss
2	1.6	Anabaena flos-aquae
3	2	Chlorella pyrenoidosa
4	4	Phragmites australis
5	6.4	Danio rerio
6	6.6	Hyalella azteca
7	7.3	Daphnia magna
8	7.4	Pimephales promelas
9	10	Lampsilis siliquoidea
10	10	Chironomus decorus
11	10	Ceriodaphnia dubia
12	10	Opercularia bimarginata
13	11	Lemna Gibba
14	13.5	Pseudokirchneriella subcapitata
15	15	Entosiphon sulcatum
16	18	Paramecium caudatum
17	20.4	Chironomus riparius
18	25.4	Brachionus calyciflorus
19	25.9	Scenedesmus subspicatus
20	45.4	Navicula pelliculosa
21	60	Lemna minor
22	16.6	Americamysis bahia
23	47.1	Skeletonema costatum

SSD Histogram and PDF



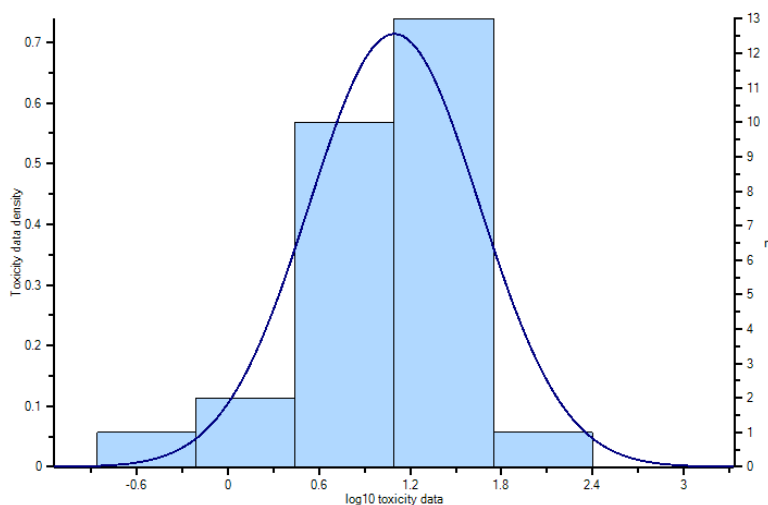
Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	0.991454	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.54068	sample standard deviation	
n	23	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HC5	0.540228	-0.26742	lower estimate of the HC5
HC5	1.229878	0.089862	median estimate of the HC5
UL HC5	2.196142	0.34166	upper estimate of the HC5
sprHC5	4.065216	0.609084	spread of the HC5 estimate
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	1.406	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	13.32	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HC50	6.278611	0.797864	lower estimate of the HC50
HC50	9.805135	0.991454	median estimate of the HC50
UL HC50	15.31241	1.185044	upper estimate of the HC50
sprHC50	2.438821	0.38718	spread of the HC50 estimate
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	36.58084	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	63.41916	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
Anderson-Darling test for normality			
Sign. level	Critical	Normal?	
0.1	0.631	Rejected	
0.05	0.752	Accepted	
0.025	0.873	Accepted	
0.01	1.035	Accepted	
			AD Statistic: 0.769931
			n: 23
Kolmogorov-Smirnov test for normality			
Sign. level	Critical	Normal?	
0.1	0.819	Rejected	
0.05	0.895	Rejected	
0.025	0.995	Accepted	
0.01	1.035	Accepted	
			KS Statistic: 0.952965
			n: 23
Cramer von Mises test for normality			
Sign. level	Critical	Normal?	
0.1	0.104	Rejected	
0.05	0.126	Accepted	
0.025	0.148	Accepted	
0.01	0.179	Accepted	
			CM Statistic: 0.121896
			n: 23

## Bilag C SSD for kroniske data, 13 taksonomiske grupper

Artsfølsomhedsfordeling (SSD) for kroniske effektværdier (EC<sub>10</sub> eller NOEC i mg B/L). SSD-grafen, test for normalfordeling og HC<sub>5</sub> er beregnet med programmet ETX 2.3 (RIVM, 2020). HC<sub>5</sub> er beregnet til 1,5 mg B/L.

Input toxicity data		
Data no	Toxicity data	Label
1	0.19	Oncorhynchus mykiss
2	1.6	Anabaena flos-aquae
3	2	Chlorella pyrenoidosa
4	4	Phragmites australis
5	6.4	Danio rerio
6	6.6	Hyaella azteca
7	7.3	Daphnia magna
8	7.4	Pimephales promelas
9	10	Lampsilis siliquoidea
10	10	Chironomus decorus
11	10	Ceriodaphnia dubia
12	10	Opercularia bimarginata
13	11	Lemna Gibba
14	13.5	Pseudokirchneriella subcapitata
15	15	Entosiphon sulcatum
16	18	Paramecium caudatum
17	20.4	Chironomus riparius
18	25.4	Brachionus calyciflorus
19	25.9	Scenedesmus subspicatus
20	45.4	Navicula pelliculosa
21	49.5	Ambystoma jeffersonian
22	49.5	Ambystoma maculatum
23	49.5	Rana sylvatica
24	50	Bufo americanus
25	60	Lemna minor
26	16.6	Americamysis bahia
27	47.1	Skeletonema costatum

SSD Histogram and PDF





Parameters of the normal distribution		
Name	Value	Description
mean	1.095786	mean of the log toxicity values
s.d.	0.55889	sample standard deviation
n	27	sample size

HC5 results				
Name	Value	log10 (Value)		
LL HC5	0.680252	-0.16733	lower estimate of the HC5	
HC5	1.464891	0.165805	median estimate of the HC5	
UL HC5	2.556222	0.407598	upper estimate of the HC5	
sprHC5	3.757759	0.574929	spread of the HC5 estimate	

FA At HC5 results		
Name	Value	Description
FA lower	1.576	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	12.443	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5

HC50 results				
Name	Value	log10 (Value)		
LL HC50	8.172074	0.912332	lower estimate of the HC50	
HC50	12.46769	1.095786	median estimate of the HC50	
UL HC50	19.02126	1.279239	upper estimate of the HC50	
sprHC50	2.327593	0.366907	spread of the HC50 estimate	

FA At HC50 results		
Name	Value	Description
FA lower	37.544	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	62.456	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0,1	0.631	Rejected		
0,05	0.752	Rejected	AD Statistic:	0.796605
0,025	0.873	Accepted	n:	27
0,01	1.035	Accepted		

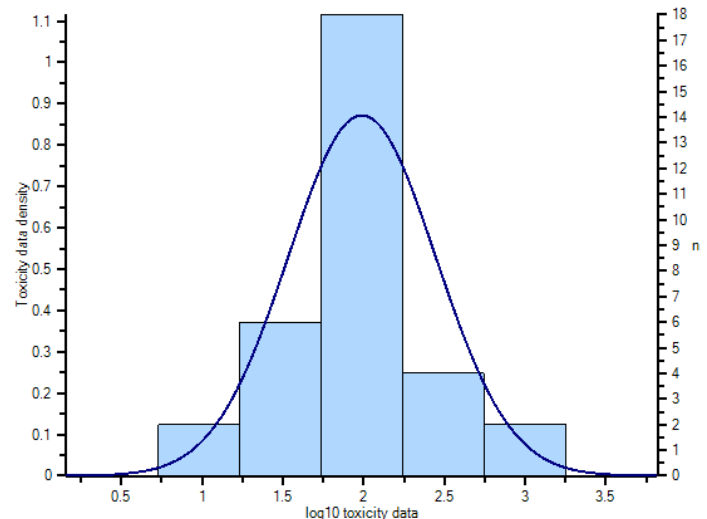
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0,1	0.819	Rejected		
0,05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.823955
0,025	0.995	Accepted	n:	27
0,01	1.035	Accepted		

Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0,1	0.104	Accepted		
0,05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.101994
0,025	0.148	Accepted	n:	27
0,01	0.179	Accepted		

## Bilag D SSD for akutte data

Artsfølsomhedsfordeling (SSD) for akutte effektværdier (E/LC<sub>50</sub> i mg B/L). SSD-grafen, histogram og test for normalfordeling og HC<sub>5</sub> er beregnet med programmet ETX 2.3 (RIVM, 2020). HC<sub>5</sub> er beregnet til 17,0 mg B/L.

Input toxicity data		
Data no.	Toxicity data	Label
1	14	Litopenaeus vannemei
2	14.2	Anabaena flos-aquae
3	21.7	Pseudokirchneriella subcapitata
4	28.5	Lemna gibba G3
5	28.6	Lepomis macrochirus
6	34	Scenedesmus subspicatus
7	40	Oncorhynchus kisutch
8	40.3	Myriophyllum spicatum
9	67.8	Skeletonema costatum
10	73.8	Americamysis bahia
11	74	Limanda limanda
12	76.9	Ceriodaphnia dubia
13	82.2	Pimephales promelas
14	92	Micropterus salmoides
15	97	Pagrus major
16	101	Ceriodaphnia cf. pulcella
17	102	Navicula pelliculosa
18	102	Ictalurus punctatus
19	108	Paralichthys olivaceus
20	123	Simocephalus vetulus
21	125	Catostomus latipinnis
22	137	Lampsilis siliquoidea
23	138	Oncorhynchus mykiss
24	143.5	Hyalella azteca
25	147	Ligumia recta
26	154.1	Daphnia magna
27	233	Xyrauchen texanus
28	279	Ptychocheilus lucius
29	280	Gila elegans
30	408	Gambusia affinis
31	1050	Xenopus laevis
32	1376	Chironomus decorus



<b>Parameters of the normal distribution</b>				
Name	Value	Description		
mean	1.989554	mean of the log toxicity values		
s.d.	0.457418	sample standard deviation		
n	32	sample size		
<b>HC5 results</b>				
Name	Value	log10 (Value)	Description	
LL HC5	9.653576	0.984688	lower estimate of the HC5	
HC5	16.97652	1.229849	median estimate of the HC5	
UL HC5	25.87395	1.412863	upper estimate of the HC5	
sprHC5	2.680245	0.428174	spread of the HC5 estimate	
<b>FA At HC5 results</b>				
Name	Value	Description		
FA lower	1.755	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5		
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5		
FA upper	9.664	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5		
<b>HC50 results</b>				
Name	Value	log10 (Value)	Description	
LL HC50	71.19555	1.852453	lower estimate of the HC50	
HC50	97.62339	1.989554	median estimate of the HC50	
UL HC50	133.8613	2.126655	upper estimate of the HC50	
sprHC50	1.880191	0.274202	spread of the HC50 estimate	
<b>FA At HC50 results</b>				
Name	Value	Description		
FA lower	38.538	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50		
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50		
FA upper	61.462	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50		

<b>Anderson-Darling test for normality</b>				
Sign. level	Critical	Normal?		
0,1	0.631	Accepted		
0,05	0.752	Accepted	AD Statistic:	0.559378
0,025	0.873	Accepted	n:	32
0,01	1.035	Accepted		
<b>Kolmogorov-Smirnov test for normality</b>				
Sign. level	Critical	Normal?		
0,1	0.819	Rejected		
0,05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.839765
0,025	0.995	Accepted	n:	32
0,01	1.035	Accepted		
<b>Cramer von Mises test for normality</b>				
Sign. level	Critical	Normal?		
0,1	0,104	Accepted		
0,05	0,126	Accepted	CM Statistic:	0.094699
0,025	0,148	Accepted	n:	32
0,01	0,179	Accepted		



<i>Lepomis macrochirus</i>	BF <sub>3</sub>	-	24 t	-	LC <sub>50</sub>	2.389	Raymond & Butterwick, 1992	Værdi medtages ikke pga. manglende miljømæssige relevans ift bortoksicitet. Værdien er en outlier. BF <sub>3</sub> omformes til borsyre, fluorborsyre og fluorsyre.
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	96 t	-	LC <sub>50</sub>	566	Hamilton & Buhl, 1990	Originalreference ikke tilgængeligt. Testresultater fra dette studie anvendes ikke i andre reviews og medtages heller ikke her.

### Kronisk giftighed - Ferskvandsorganismer

Organisme	Salt	Målt	Varighed t: timer d: dage	Hårdhed (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Effekt	Værdi (mg B/L)	Reference	Vurdering af troværdighed
<b>Bakterier</b>								
<i>Pseudomonas putida</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	16 t	42,5	NOEC, vækst	1040	Bringmann & Kuhn 1977	Anvendt af RIVM (1999). Originalreference ikke tilgængelig. Studiet er ekskluderet af US EPA (2015) og medtages derfor ikke her.
<i>Pseudomonas putida</i>	-	-	16 t	-	EC <sub>10</sub>	7,6	Schöberl & Huber 1988 in ECETOC 1997	Anvendt af RIVM (1999). Originallitteratur ikke tilgængeligt. Pga. mangel på oplysninger om testen og manglende sammenhæng mellem EC10 og NOEC værdier, anvendes dette studie ikke her.
<i>Pseudomonas putida</i>	-	-	72 t	-	NOEC	291	Schöberl & Huber 1988 in ECETOC 1997	Anvendt af RIVM (1999). Originallitteratur ikke tilgængeligt. Pga. mangel på oplysninger om testen og manglende sammenhæng mellem EC10 og NOEC værdier, anvendes dette studie ikke her.
<b>Blågrønalger</b>								
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	8 d	28,7	NOEC, vækst	73	Bringmann & Kuhn 1978	Anvendt af RIVM (1999). Originalreference ikke tilgængelig. Studiet er vurderet som "not acceptable" af US EPA (2015) og medtages derfor ikke her.
<b>Alger</b>								
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	7 d	28,7	NOEC, vækst	0,58	Bringmann & Kuhn 1977	Anvendt af RIVM (1999). Originalreference ikke tilgængelig. Studiet er ekskluderet af US EPA (2015) og medtages derfor ikke her.
<b>Karplanter</b>								

<i>Elodea canadensis</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	21 d	-	NOEC, fotosyntese	1	Nobel 1981	Vel beskrevet studie i ICPS (1998). Studiet er ikke medtaget i andre reviews. Tests er udført med både boron trioxide, natrium perborat, natrium metaborat og boraks. Hårhed af testmediet er ikke angivet, men testmediet beskrives som calcium deficient. Opløst calcium angives til at nedsætte optag af bor i planter (ICPS 1998). Da der mangler oplysninger om vandets hårdhed, kan det ikke vurderes om de lave effektkoncentrationer er resultat af calciummangel eller forøget bortoksicitet pga. lav koncentration af calcium i vandet. Studiet medtages derfor ikke i beregningen af VKK.
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	28 d	-	NOEC, fotosyntese	2	Nobel 1981	
<i>Ranunculus penicillatus</i>	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	-	28 d	-	NOEC, fotosyntese	1	Nobel 1981	
<b>Protozoa</b>								
<i>Chilomonas paramecium</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	48 t	42,3	NOEC, vækst	38	Bringmann & Kuhn 1980	Originallitteratur ikke tilgængelig. Anvendt af RIVM (1999), men uden nærmere beskrivelse af studiet. Studiet er ekskluderet af US EPA (2015) og medtages derfor ikke her.
<i>Entosiphon sulcatum</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	72 t	35,3	NOEC, vækst	1,0	Bringmann 1978	Originallitteratur ikke tilgængelig. Anvendt af RIVM (1999), men uden nærmere beskrivelse af studiet. Studiet er ekskluderet af US EPA (2015) og medtages derfor ikke her.
<i>Uronema pardaczi</i>	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	Nej	20 t	35,3	NOEC, vækst	109	Bringmann & Kuhn 1978	Anvendt af RIVM (1999). Originalreferencen ikke tilgængelig. Studiet er vurderet som "not acceptable" af US EPA (2015) og medtages derfor ikke her.

## Bilag F Referencer til originallitteratur fra anvendte litteraturkilder

Kilde	Originallitteratur
ECHA (2022)	Gersich, FM and DP Milazzo 1990. Evaluation of a 14-Day Static Renewal Toxicity Test with <i>Daphnia magna</i> Straus. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19, 72–76 (1990). <a href="https://doi.org/10.1007/BF01059814">https://doi.org/10.1007/BF01059814</a>
	Unnamed publication 1985. (Originallitteratur kunne ikke identificeres)
	Unnamed study report, 2010 (Originallitteratur kunne ikke identificeres. Mange af resultaterne fra studier refereret med denne henvisning er dog sammenfaldende med resultater fra EPA (2010a,b) citeret i US EPA (2015). Det formodes at registranten har haft tilgang til US EPAs rapporter om toksicitetstests med bor.)
	Unnamed publication, 2011. (Originallitteratur kunne ikke identificeres)
Health Canada (2016)	Bergmann W, Bruchlos P, Marks G. 1995. The toxic limiting value of boron. Tenside Surfact Det 32(3):229–237.
	Black JA, Barnum JB, Birge WJ. 1993. An integrated assessment of the effects of boron to the rainbow trout. Chemosphere 26:1383–1413.
	Emiroglu O, Cicek A, Arslan N, Aksan S, Ruzgar M. 2010. Boron concentration in water, sediment and different organisms around large borate deposits of Turkey. Bull Environ Contam Toxicol 84:427.
	Fernandez E, Sanchez E, Bonilla I, Mateo P, Ortega P. 1984. Effect of boron on the growth and cell composition of <i>Chlorella pyrenoidosa</i> . Phyton 44:125–131.
	Guhl W. 1992a. Laboratory river models and their relevance to the real environment. Presentation at Joint Meeting of SETAC-Europe, Potsdam (DEU), 22–24 June 1992 [cited in Dyer 2001].
	Guhl W. 1992b. Okologische Aspekte von bor. SOFW J 18(18/92):1159–1168 [cited in Dyer 2001].
	Laposata MM, Dunson WA. 1998. Effects of boron and nitrate on hatching success of amphibian eggs. Arch Environ Contam Toxicol 35:615–619.
	MELP. 1997. Unpublished data on boron toxicity on <i>Selenastrum capricornutum</i> and <i>Strongylocentrus droebachiensis</i> . Ministry of Environment, Lands and Parks [cited in Moss and Nagpal 2003].
	Saiki MK, Jennings MR, Brumbaugh WG. 1993. Boron, molybdenum and selenium in aquatic food chains from the lower San Joaquin River and its tributaries, California. Arch Environ Contam Toxicol 24:307–319.
Wang W. 1986. Toxicity tests of aquatic pollutants by using common duckweed. Environ Pollut (Series B) 11:1–14.	
IPCS (1998)	ECETOC (1997) Ecotoxicology of some inorganic borates - Interim report. Brussels, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, 97 pp (Special Report No. 11).
	Guhl W (1996) [Ecological aspects of boron.] SÖFW-Journal, 118(18/92): 1159-1168 (in German).
	Nobel, W. (1981). The effect of boron on submerged soft-watermacrophytes. Angew Bot, 55: 501-514 (in German with English summary).
	Price CJ, Strong PL, Marr MC, Myers CB, & Murray FJ (1996a) Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. Fundam Appl Toxicol, 32: 179-193.
	Sprague RW (1972) The ecological significance of boron. Anaheim, California, US Borax Research Corporation, 58 pp.
	Suloway JJ, Roy WR, Skelly TM, Dickerson DR, Schuller RM, & Griffin RA (1983) Chemical and toxicological properties of coal fly ash. Champaign, Illinois, Illinois State Geological Survey (Publication NTIS PB84-116110).

	Thompson JAJ, Davis JC, & Drew RE (1976) Toxicity, uptake and survey studies of boron in the marine environment. <i>Water Res</i> , 10: 869-875
Miljøstyrelsen (2009)	Miljøstyrelsen 2002. Grundstofferne i 2. geled - et miljøproblem nu eller fremover? Miljøprojekt nr. 700.
	EU 2008. European Commission – risk assessment of boric acid (CA report). Doc IIA. Effects and exposure assessment of active substance.
RIVM (1999)	Black JA, Barnum JB, Birge WJ. 1993. An integrated assessment of the effects of boron to the rainbow trout. <i>Chemosphere</i> 26:1383–1413.
	Bringmann G & Kuhn R (1978) Testing of substances for their toxicity threshold: Model organisms <i>Microcystis</i> ( <i>Diplocystis</i> ) <i>aeruginosa</i> and <i>Scenedesmus quadricauda</i> . <i>Mitt Int Ver Limnol</i> , 21: 275-284.
	Maier KJ & Knight AW (1991) The toxicity of waterborne boron to <i>Daphnia magna</i> and <i>Chironomus decorus</i> and the effects of water hardness and sulfate on boron toxicity. <i>Arch Environ Contam Toxicol</i> , 20: 282-287.
	Raymond, K., Butterwick, L. (1992). Perborate. In: de Oude, N.T. (eds) <i>Detergents. Anthropogenic Compounds</i> , vol 3 / 3F. Springer, Berlin, Heidelberg. <a href="https://doi.org/10.1007/978-3-540-47108-0_9">https://doi.org/10.1007/978-3-540-47108-0_9</a>
US EPA (2015)	Bantle JA; Finch RA; Fort DJ; Stover EL; Hull M; Kumsher-King M; Gaudet-Hull AM. Phase III Interlaboratory Study of FETAX Part 3. FETAX Validation Using 12 Compounds. 1999. <i>J. Appl. Toxicol.</i> 19(6): 447-472
	Birge WJ; Black JA. 1977. EPA 560/1-76-008, U.S.EPA, Washington DC : 66 p. Sensitivity of Vertebrate Embryos to Boron Compounds.
	Dethloff GM;Stubblefield WA;Schlekat CE. 2009. <i>Arch. Environ. Contam. Toxicol.</i> 57(1): 60-67. Effects of Water Quality Parameters on Boron Toxicity to <i>Ceriodaphnia dubia</i>
	EPA. 2010a. Final Report on Acute and Chronic Toxicity of Nitrate, Nitrite, Boron, Manganese, Fluoride, Chloride and Sulfate to Several Aquatic Animal Species. EPA 905-R-10-002. USEPA Region 5. 174 pp. <a href="http://www.epa.gov/region5/water/wqs5/pdfs/techdocs/FINAL%20Report%20EPA-905-R-10-002.pdf">http://www.epa.gov/region5/water/wqs5/pdfs/techdocs/FINAL%20Report%20EPA-905-R-10-002.pdf</a>
	EPA. 2010b. Final Report on Acute and Chronic Toxicity of Nitrate, Nitrite, Boron, Manganese, Fluoride, Chloride and Sulfate to Several Aquatic Animal Species. Boron Tests: Appendices 18-26. EPA 905-R-10-002. USEPA Region 5. 416 pp. <a href="http://www.epa.gov/region5/water/wqs5/pdfs/techdocs/FINAL%20Report%20EPA-905-R-10-002.pdf">http://www.epa.gov/region5/water/wqs5/pdfs/techdocs/FINAL%20Report%20EPA-905-R-10-002.pdf</a>
	Furuta, T., N. Iwata and K. Kikuchi. 2008. Effects of Fish Size and Water Temperature on the Acute Toxicity of Boron for Japanese Flounder, <i>Paralichthys olivaceus</i> , and Red Sea Bream, <i>Pagrus major</i> . <i>Fisheries Science</i> . Volume 73, Issue 2, pages 1444-2906, April 11, 2007.
	Gerish, F.M. 1984. Evaluation of a Static Renewal Chronic Toxicity Test Method for <i>Daphnia magna</i> Straus Using Boric Acid. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> . 3(1):89-94.
	Gersich FM;Milazzo DP. 1990. <i>Arch. Environ. Contam. Toxicol.</i> 19(1): 72-76 Evaluation of a 14-Day Static Renewal Toxicity Test with <i>Daphnia magna</i> Straus
	Hamilton SJ. 1995. <i>Ecotoxicol. Environ. Saf.</i> 30(2): 134-142 Hazard Assessment of Inorganics to Three Endangered Fish in the Green River, Utah"
	Hamilton SJ;Buhl KJ. Hazard Evaluation of Inorganics, Singly and in Mixtures, to Flannelmouth Sucker <i>Catostomus latipinnis</i> in the San Juan River, New Mexico 1997. <i>Ecotoxicol. Environ. Saf.</i> 38(3): 296-308
Hanstvelt, A.O., Oldersma, H. (2000) Determination of the effect of boric acid, manufacturing grade on the growth of freshwater green alga, <i>Selenastrum capricornutum</i> . Study performed by TNO Nutrition and Food Research Institute, Department of Environmental Toxicology, The Netherlands. Study ID number IMW-99-9047-05. Report number V99.157. Study sponsored by Borax Europe Limited and submitted by U.S. Borax. Study completed 07 March 2000.	



<p>Hoberg, J.R. (2012) Boric Acid - Early Life-Stage Toxicity Test with Fathead Minnow, <i>Pimephales promelas</i>, Following OPPTS Draft Guideline 850.1400. Unpublished study performed by Smithers Viscient, Wareham, MA. Laboratory Study No. 14018.6108. Study sponsored by Borate Testing Task Force c/o Lewis &amp; Harrison LLC, Washington, DC. Study initiated October 25, 2011 and completed August 21, 2012</p>
<p>Hoofman, R.N., D. van Drongelen-Sevenhuijsen, and H.P.M. de Haan. (2000) Semi-Static Reproduction Test with Boric Acid, Manufacturing Grade and <i>Daphnia magna</i> (OECD Guideline No. 211). Unpublished study performed by TNO Nutrition and Research Institute, Department of Environmental Toxicology, Delft, The Netherlands. Laboratory Project ID: IMW-99-9047-10. Study sponsored by Borax Europe Limited, Guildford, UK. Study initiated July 12, 1999 and completed March 3, 2000.</p>
<p>LeLievre, M. (1988) Static Acute Toxicity of 20 Mule Team Boric Acid Granular Technical to Rainbow Trout (<i>Salmo gairdneri</i>): Report #88-2-2620: Study #10994.1187.6102.103. Unpublished study prepared by Springborn Life Sciences, Inc. 25 p.</p> <p>LeLievre, M. (1988) Static Acute Toxicity of 20 Mule Team Boric Acid Granular Technical to Bluegill (<i>Lepomis macrochirus</i>): Report #88-2-2631: Study #10994.1187.6102.100. Unpublished study prepared by Springborn Life Sciences, Inc. 26 p.</p>
<p>Lewis, M.A. and L.C. Valentine. 1981. Acute and chronic toxicities of boric acid to <i>Daphnia magna</i> Straus. <i>Bull. Env. Contam. Toxicol.</i>, 27: 309-315.</p>
<p>Li E;Xiong Z;Chen L;Zeng C;Li K. 2008. Source: <i>Aquaculture</i> 278(1-4): 175-178. Acute Toxicity of Boron to Juvenile White Shrimp, <i>Litopenaeus vannamei</i>, at Two Salinities.</p>
<p>Marcussen CE;Yurk JJ. 1990. Lab.Proj.ID No.3903004000-0215-3140, ESE, Gainesville, FL : 44 p. Boron: Acute Toxicity to Mysids (<i>Mysidopsis bahia</i>) Under Flow-Through Conditions.</p>
<p>Nolen 1982. (Originallitteratur kunne ikke identificeres)</p>
<p>Rowe, R. I., C. Bouzan, S. Nabili, C. D. Eckhart. 1998. The Response of Trout and Zebrafish Embryos to Low and High Boron Concentrations Is U-Shaped. <i>Biological Trace Element Research</i>. Vol 66: 261-270.</p>
<p>Softcheck, K.A. (2012) Boric Acid- 7-Day Toxicity Test with Duckweed (<i>Lemna gibba</i>) Following OPPTS Draft Guideline 850.4400. Study performed by Smithers Viscient, Wareham, MA. Study number 14018.6103. Study sponsored by the Borate Testing Task Force c/o Lewis &amp; Harrison LLC, Washington, DC. Study initiated 28 September 2011 and completed 30 April 2012.</p> <p>Softcheck, K.A. (2012) Boric Acid- 96-Hour Toxicity Test with the Marine Diatom, <i>Skeletonema costatum</i>, Following OPPTS Draft Guideline 850.5400. Study performed by Smithers Viscient, Wareham, MA. Study number 14018.6106. Study sponsored by the Borate Testing Task Force c/o Lewis &amp; Harrison LLC, Washington, DC. Study initiated 28 September 2011 and completed 30 April 2012.</p> <p>Softcheck, K.A. (2012) Boric Acid- 96-Hour Toxicity Test with the Freshwater Green Alga, <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>, Following OPPTS Draft Guideline 850.5400. Study performed by Smithers Viscient, Wareham, MA. Study number 14018.6104. Study sponsored by the Borate Testing Task Force c/o Lewis &amp; Harrison LLC, Washington, DC. Study initiated 28 September 2011 and completed 30 April 2012.</p> <p>Softcheck, K.A. (2012) Boric Acid—96-Hour Toxicity Test with the Freshwater Diatom, <i>Navicula pelliculosa</i>, Following OPPTS Draft Guideline 850.5400. Study performed by Smithers Viscient, Wareham, MA. Study number 14018.6105. Study sponsored by the Borate Testing Task Force, Washington, DC. Study completed 30 May 2012.</p>