

Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Selen
CAS nr. 7782-49-2

Se

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	0,1 µg/L tilføjet
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	0,08 µg/L tilføjet
Korttidsvandkvalitetskriteriu m	KVKK	31 µg/L tilføjet
Kriterium for biota	BKK	15 µg/kg føde
Kriterium for sundhed	HKK	243 µg/kg føde

August 2010

Indhold

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	6
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	7
3 SKÆBNE I MILJØET	8
3.1 NEDBRYDELIGHED	8
3.2 BIOAKKUMULERING	8
3.3 NATURLIG FOREKOMST	8
4 GIFTIGHEDSDATA	10
4.1 GIFTIGHED OVER FOR VANDLEVENEDE ORGANISMER	10
4.2 GIFTIGHED OVER FOR SEDIMENTLEVENEDE ORGANISMER	11
4.3 GIFTIGHED OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	11
4.4 GIFTIGHED OVER FOR Mennesker	11
5 ANDRE EFFEKTER	12
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	13
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	13
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	13
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	13
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA (BKK)	14
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENEDE ORGANISMER (HKK)	14
7 KONKLUSION	15
8 REFERENCER	16

Bilag A: Test data for [stoffets navn]

Bilag B: Non-test data for [stoffets navn]

Forord

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

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

BLST bruger kvalitetskriterierne som det faglige grundlag til at kunne fastsætte miljøkvalitetskrav, hvorved der forstås den endelige koncentration af et bestemt forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af 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 risikovurdering ("TGD") (EU 2003), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU 2010) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen 2004).

Den sidste litteratursøgning er foretaget i juni 2010.

English Summary and conclusions

The procedures for calculating the environmental quality standards (EQS) follow the draft EU-guidance (EU 2010), the technical guidance for risk assessment (EU 2003), and the Danish guidance (Miljøstyrelsen 2004).

NOEC values are available for plants, crustacea, insects and fish with the lowest value of 40 µg/l for rainbow trout. However, rainbow trout is not the most sensitive species in the acute tests, and therefore an assessment factor (AF) of 50 has been applied to the lowest NOEC resulting in a predicted no effect concentration (PNEC) of 0.8 µg/l for freshwater.

As there are no NOEC or EC10 values for marine organisms an extra AF of 10 is applied to the freshwater PNEC to derive a saltwater PNEC. The saltwater PNEC thus is 0.08 µg/l, and this value is used as the saltwater EQS.

K_d in soil is 16 – 130 and in all probability the K_d in sediment will also be low. Thus the trigger for calculating a sediment EQS is not fulfilled, and no sediment EQS has been calculated.

Given that BCF is above 100, secondary poisoning should be considered. The otter (*Lutra lutra*) is used as an example of a predator preying almost exclusively on animals in water with more than 95 % of its diet consisting of fish and amphibian. A PNEC_{Coral = EQS_{biota}} of 15 µg/kg fish was calculated. Transformed to a water concentration using the fish BCF of 150 this gives EQS_{biota, water} = 0.1 µg/l (freshwater as well as saltwater).

The substance is classified T;R23/25, R33 og R53. The classification T; R25 is one of the triggers for considering human health.

The EQS_{human} was calculated using a reference dose (RfD ≈ TDI) of 5 µg/kg bw/day. It is assumed that fishery products deliver only 10 % of the daily intake, and that a 70 kg person eats 115 g of fish per day.

EQS_{human} = 304 µg/kg fish

Transformed to a water concentration using the fish BCF of 150 this gives EQS_{human, water} = 2.0 µg/l.

For freshwater the lowest EQS is EQS_{biota, water} = 0.1 µg/l. Therefore this value becomes the overall EQS_{freshwater}.

In the calculation of the maximum acceptable concentration (MAC) The species sensitivity distribution analysis was employed resulting in an HC5 = 157 µg/l. Applying an AF of 5 to the HC5, the resulting MAC = 31 µg/l.

As the standards in water will be close to, and in some places even might be below the natural background concentrations the standards are used as values added to the natural background levels.

All the standards refer to dissolved concentrations

$\text{EQS}_{\text{freshwater}} = 0.1 \mu\text{g/l}$, added

$\text{EQS}_{\text{saltwater}} = 0.08 \mu\text{g/l}$, added

$\text{MAC} = 31 \mu\text{g/l}$, added

$\text{EQS}_{\text{biota}} = 15 \mu\text{g/kg}$

$\text{EQS}_{\text{human}} = 304 \mu\text{g/kg}$

1 Indledning

Identiteten af selen fremgår af tabel 1.1.

Se bruges bl.a. i glasindustri, i elektronik og i godtning (WHO 1987) og friges bl.a. ved metal smelting, og afbrænding af fossile brændstoffer (især kul).

Se findes vidt udbredt med stor variation i naturlige koncentrationer i jorden fra egn til egn, og det er et essentielt (nødvendigt) stof for levende organismer. Drøvtyggere får mangelsymptomer ved koncentrationer i deres føde under ca. 20 µg/kg mens LOEC er omkr. 2 mg/kg føde. Giftige koncentrationer er således omkr. 100 gange højere end nødvendige koncentrationer. (WHO 1987).

Tabel 1.1. Identitet

IUPAC navn	
Strukturformel	Se
CAS nr.	7782-49-2
EINECS nr.	231-957-4
Kemisk formel	Se
SMILES	[Se]

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for selen fremgår af tabel 2.1.

Se minder meget om svovl med hensyn til fysisk-kemiske egenskaber og med hensyn til typer af kemiske forbindelser. Stoffet optræder med valenserne -2 (f.eks. H₂Se), 0 (Se), +2, +4 (f.eks. SeO₂) og +6 (f.eks. H₂SeO₄). Alle disse oxidationstrin er almindelige undtagen +2. (WHO 1987)

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for [stofnavn]

Parameter	Værdi	Reference
Molekylevægt, M _w (g·mol ⁻¹)	78,96	US Department of Labor
Smeltepunkt, T _m (°C)	217	US Department of Labor
Kogepunkt, T _b (°C)	634,9	US Department of Labor
Damptyk, P _v (Pa)	-	
Henry's konstant, H (pa·m ³ ·mol ⁻¹)	-	
Vandopløselighed, S _w (mg·L ⁻¹)	"uopløseligt", men SeO ₂ 384g/l og H ₂ O ₃ Se 1670 g/l	US Department of Labor
Dissociationskonstant, pK _a	-	
Octanol/vand fordelingskoefficient, K _{ow}	-	
Sediment/vand fordelingskoefficient, K _p (L·kg ⁻¹)	Kd i jord: 16 - 130	Février et al. 2007

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Se er et grundstof og nedbrydes ikke.

3.2 Bioakkumulering

Der er fundet eksperimentelle BCF værdier for alger på 100-200 (Fowler & Benayoun 1976), for *Daphnia magna* på 71-322 (ved koncentrationer i vandet fra 5 μ g/l til 711 μ g/l)(Ingersoll et al. 1990), for *Meganyctiphanes norvegica* (krill) på >400 - <900 (Fowler & Benayoun 1976), for regnbueørred (*Oncorhynchus mykiss*) på 3,2 – 62,1 (koncentration i vandet 310 μ g/l) (Adams 1976), for *Lepomis macrochirus* på 7,7 (koncentration i vandet 640 μ g/l)(Cleveland et al. 1993) og for *Pimephales promelas* på 8,8 – 150 (koncentration i vandet 11,6 – 50,6 μ g/l).

For *D. magna* og *P. promelas* er der data nok til en analyse af sammenhængen mellem koncentrationen i vandet og BCF værdien, og der er en klar, statistisk signifikant, negativ sammenhæng mellem koncentration og BCF, som man ville forvente med et stof, der er essentielt for stofskiftet, men som ved højere koncentrationer bliver giftigt. Det må således forventes, at stoffet ved lavere koncentrationer optages aktivt af organismerne. Spearman Rank korrelationskoefficienten (r_s) for sammenhængen mellem koncentration og BCF er for de to arter henholdsvis -1 ($P = 0,05$, $N = 5$) og -0,586 ($0,02 < P < 0,05$, $N = 15$).

De højeste BCF værdier for fisk (150) er af samme størrelsesorden som for *Daphnia* (322).

De højeste målte værdier er for krill, men koncentrationen er angivet som radioaktiv aktivitet, μ Ci/l, som ikke uden videre kan ”oversættes” til μ g/l. Det kan tænkes, at BCF værdierne for denne art er målt ved meget lave koncentrationer.

3.3 Naturlig forekomst

Ifølge Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS, telefonisk kontakt 15/6-2010) er gennemsnittet af 1391 målinger i grundvand 0,26 μ g/l med minimumsværdier lig med detektionsgrænsen på 0,01 μ g/l og maksimumsgrænsen på 43 μ g/l. De højeste værdier skyldes forurening fra et garveri. Ved beregning af gennemsnittet indgår detektionsgrænseværdien i de tilfælde, hvor koncentrationen var under detektionsgrænsen. Gennemsnittet på 0,26 μ g/l er højere end den naturlige baggrundskoncentration da et forurenset område også indgår og da mange af ”minimumsværdierne” i virkeligheden er lavere.

Det må forventes, at koncentrationen i overfladevand er mindre end i grundvand på grund af frigivelse af Se til grundvand fra bjergarter i undergrunden.

I overfladevand oplyser Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) at der er målt koncentrationen af Se i Hampen Sø syd for Silkeborg på 0,05 µg/l.

Ifølge FOREGS databasen (http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/maps/Water/w_icpms_se_edit.pdf) er median- og gennemsnitsværdierne for Se koncentrationer i europæiske vandløb henholdsvis 0,34 µg/l og 0,57 µg/l og værdierne for det meste af Danmark skulle ifølge farvekortet ligge mellem 0,48 µg/l – 0,65 µg/l.

I forbindelse med prioritering af stoffer under EU's vandrammedirektiv har det franske konsulentfirma INERIS for EU kommissionen samlet måledata, som medlemslandene blev bedt om at levere. Disse er samlet i såkaldte "Substances factsheet of chemical pollutants". For selen er der data fra 11 EU medlemslande. Der er 6779 målinger af opløst selen. Gennemsnittet er på 5,29 µg/l med en meget høj standard afvigelse på 34,3 µg/l. Medianværdien er på 0,5 µg/l og 90% percentilen er på 1,5 µg/l. For totalindhold af Se er der 14103 målinger med et gennemsnit på 0,86 µg/l og en standard afvigelse på 1,85 µg/l. Medianværdien er på 0,5 µg/l og 90% percentilen er på 2,5 µg/l. Det er sandsynligt at der i "INERIS-materialet" indgår data fra både belastede og ikke belastede områder.

4 Giftighedsdata

4.1 Giftighed over for vandlevende organismer

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

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

Systematisk gruppe	Antal testede arter (antal studier)	Effektmål	Giftighedsinterval ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) fra udvalgte studier	Bemærkninger
Korttids (akutte) effekter				
Alger	1 (2)	EC50	96 - 99	Ferskvand
	1 (1)	EC50	7,9	Saltvand
Højere planter	1 (1)	EC50	1,7	Ferskvand
Hjuldyr	2 (2)	EC50	16 - 17	Ferskvand
Krebsdyr	3 (4)	EC50	0,34 – 9,3	Ferskvand
	3 (2)	EC50	0,6 – 2,1	Saltvand
Insekter	1	EC50	1,8 - 14	Ferskvand
Fisk	5 (6)	EC50	1 - 47	Ferskvand
	1 (1)	EC50	6,7	Saltvand
Padder	1 (1)	EC50	0,09	Ferskvand
Langtids (kroniske) effekter				
Højere planter	1 (1)	NOEC	0,08	Ferskvand
Krebsdyr	1 (1)	NOEC	0,085	Ferskvand
Insekter	1 (1)	NOEC	0,30	Ferskvand
Fisk	3 (4)	NOEC	0,04 - 500	Ferskvand

Der er 5 EC50 værdier for saltvandsorganismer, men der er ikke statistisk sikker forskel på følsomheden mellem ferskvands- og saltvandsorganismer (Mann-Whitney test, $U = 46$, $P > 0,2$, $n_1 = 5$, $n_2 = 13$).

Der er ingen langtids testdata for saltvandsorganismer.

På denne baggrund slås data for fersk- og saltvandsorganismer sammen.

Laveste NOEC er for regnbueørred (0,04 mg/l) og er fra en artikel af Goettl et al (1976). Der er udførlige beskrivelser af vandkvalitetsfaktorer og oplysninger om testkoncentrationer, varighed, effektværdier og dyrenes størrelse, men der mangler oplysninger om koncentrationerne er målte, om antal replikater, samt oplysninger om effekter i kontrolgruppen. Artiklen behandler selen samt bl.a. metallerne sølv, bly og zink, og ved gennemgang af datablade for disse tre metaller ses at værdierne

for regnbueørred i Goettl et al. (1976) stemmer nøje overens med de kvalitetssikrede værdier for samme art i de nævnte datablade (som, for bly og zink, er baserede på risikovurderinger, der er blevet diskuterede i EU). Det skønnes derfor at værdierne for selen er troværdige og kan bruges til beregning af kvalitetskriterier.

Laveste EC50 på 0,09 mg/l for en frø er fra Birge et al. (1979). Det er almindeligt kendt at data fra Birge og Blacks laboratorium ofte er meget lavere end fra andre laboratorier. Der er dog ikke noget, som kan forklare dette og undersøgelserne kan ikke forkastes som dårlig kvalitet. I herværende tilfælde er det det eneste forsøg med paddere, og det må betragtes som en indikation af at paddere kunne være den mest følsomme gruppe.

4.2 Giftighed over for sedimentlevende organismer

Der er ikke fundet giftighedsdata for sedimentlevende organismer bortset fra dansemyggelarver, men effekterne på disse dyr er angivet i forhold til vandkoncentrationen, ikke koncentrationen i sediment.

Dansemyggelarverne er ikke blandt de mest følsomme arter af vandlevende organismer.

4.3 Giftighed over for pattedyr og fugle

Af tabel 25 i WHO (1987) kan der beregnes en EC₁₀ for reproduktion hos rotter (antal hunner, der føder unger, 1. generation) på 0,46 mg Se/kg føde.

4.4 Giftighed over for mennesker

Den amerikanske miljøstyrelsес (US Environmental Protection Agency, EPA) database IRIS (<http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0472.htm>) angiver en ”reference dose” (RfD) for Se på 5 µg/kg legemsvægt per dag.

Miljøstyrelsen har i 1999 anvendt en TDI = 4 µg/kg lgv pr. dag, udledt af Beltoft og Nielsen 1999. Denne værdi anvendes ved beregning af kvalitetskriteriet i fisk som føde for mennesker.

Se er klassificeret T;R23/25, R33 og R53.

5 Andre effekter

Ingen oplysninger.

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Der er kroniske NOEC værdier for 4 højere systematiske grupper, højere planter, krebsdyr, insekter og fisk med laveste NOEC for regnbueørred på 40 µg/l.

Da regnbueørred ikke repræsenterer den mest følsomme gruppe i korttidstestene anvendes en usikkerhedsfaktor på 50 ved beregning af kvalitetskriteriet for ferskvand og faktor 500 for saltvand.

I undersøgelserne af Ingersoll et al. 1990 og Palawski et al. 1985 er der en indikation af, at vandets hårdhedsgrad kunne have betydning for giftigheden, men de to undersøgelseres resultater er modsat rettede; i Ingersoll et al. stiger giftigheden øjensynligt med stigende hårdhed (krebsdyr og insekter) mens det modsatte er tilfældet i Palawski et al. (fisk).

De almindelige vankvalitetskriterier bliver således:

$$\text{VKKferskvand} = 40 \mu\text{g/l} : 50 = 0,8 \mu\text{g/l}$$

$$\text{VKKsaltvand} = 40 \mu\text{g/l} : 500 = 0,08 \mu\text{g/l}$$

6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Der er korttids EC50 værdier for 19 arter repræsenterende 7 forskellige højere systematiske grupper.

Grundkravene for at kunne foretage en fordelingsanalyse af arternes følsomhed (SSD) er 10 arter fordelt på 8 højere systematiske grupper. Da der er ganske mange arter i forhold til standardkravet, og da fordelingen af værdierne ikke afviger statistiskt sikkert fra log normalfordelingen (Andersen-Darling-, Kolmogorov-Smirnov- og Cramer von Mises tests), skønnes det at en SSD analyse er brugbar.

HC₅ og ovennævnte tests for log-normalfordeling er beregnet med programmet ETX 2.0 udviklet af RIVM i Nederlandene.

$$\text{HC}_5 = 0,157 \text{ mg/l}, \text{ HC}_{5, \text{nedre } 95\% \text{ konfidensgrænse}} = 0,039 \text{ mg/l}, \text{ HC}_{5, \text{95 \% øvre konfidensgrænse}} = 0,402 \text{ mg/l}$$

Der bruges en faktor 5 på HC₅ og KVKK bliver da $0,157 \text{ mg/l} : 5 = 0,0314 \text{ mg/l} \approx 31 \mu\text{g/l}$

Denne værdi er lavere end både den laveste målte korttids EC50 og langtids NOEC.

6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Selens binding til jord synes med en K_d mellem 16 – 130 at være ganske lav, og man må forvente, det samme vil være gældende i sediment. Kriterierne for at udarbejde et SKK er derfor ikke opfyldt.

6.4 Kvalitetskriterium for biota (BKK)

Da BCF ved koncentrationer svarende til VKK er over 100 skal der udarbejdes et BKK.

Et relevant rovdyr at betragte vil være odderen, hvor mere end 95% af føden består af fisk.(Skov- og Naturstyrelsen 1996).

Der bruges en BCF for fisk = 150.

$BMF_1 = BMF_2$ sættes til 1 (EU 2010)

$EC_{10} = 0,45 \text{ mg Se/kg føde}$ og der anvendes en usikkerhedsfaktor på 30 (EU 2010)

$PNEC_{oral} = BKK = EC_{10}/30 = 450\mu\text{g/kg føde} = 15 \mu\text{g/kg føde}$.

Omregnet til en vandkoncentration svarer dette til $BKK/ BCF*BMF_1$ (ferskvand) og $BKK/ BCF*BMF_1*BMF_2$

$BKK/ BCF*BMF_1 = 15/150*1 = 0,1 \mu\text{g Se/l} = BKK_{vand}$

6.5 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

Da Se er klassificeret R25 (T;R23/25) skal der udarbejdes et HKK.

$TDI = 4 \mu\text{g/kg lgv per dag}$. Kun en tiendedel af eksponeringen må være via fisk o.l., det vil sige TDI via fisk = $0,4\mu\text{g/kg lgv per dag}$.

For en 70 kg person bliver værdien $70 \text{ kg lgv} * 0,4 \mu\text{g/kg lgv per dag} = 28 \mu\text{g/dag}$

Der regnes med at en person spiser 115 g fisk om dagen, $0,115 \text{ kg/dg}$.

$PNEC_{oral} = HKK = 28 \mu\text{g/dg} : 0,115 \text{ kg føde/dg} = 243 \mu\text{g/kg føde}$

Omsat til en koncentration i vand bliver dette

$HKK_{vand} = HKK/BCF*BMF = 243/150*1 = 1,6 \mu\text{g/l}$

7 Konklusion

De tre kvalitetskriterier BKK_{vand} , HKK_{vand} og $VKK_{ferskvand}$ er henholdsvis $0,1 \mu\text{g/l}$, $1,6 \mu\text{g/l}$, $0,8 \mu\text{g/l}$, og den laveste af disse anvendes som generelt vandkvalitetskriterie i ferskvand

Det generelle kvalitetskriterie i ferskvand = $0,1 \mu\text{g/l}$

$VKK_{saltvand} = 0,08 \mu\text{g/l}$

$KVKK = 31 \mu\text{g/l}$

$BKK = 15 \mu\text{g/kg føde}$

$HKK = 304 \mu\text{g/kg føde}$

Da kvalitetskriterierne i vand vil kunne ligge tæt på eller måske endda under den naturlige baggrundskoncentration skal værdierne føjes til den naturlige baggrundskoncentration.

8 Referencer

Abdel-Tawwab, M., M.A.A. Mousa, and F.E. Abbass, 2007: Growth Performance and Physiological Response of African Catfish, *Clarias gariepinus* (B.) Fed Organic Selenium Prior to the Exposure to Environmental Copper Toxicity. *Aquaculture* 272(1-4):335-345 (doi: DOI: 10.1016/j.aquaculture.2007.09.004

Adams, W.F. 1976: The Toxicity and Residue Dynamics of Selenium in Fish and Aquatic Invertebrates. Ph.D. Thesis, Michigan State University, East Lansing, MI.

Beltoft, V. & E. Nielsen, 1999: Evaluation of health hazards by exposure to Selenium and inorganic selenium compounds, and estimation of quality criteria in soil and drinking water. Rapport fra Fødevareinstituttet (Institute of food Safety and Toxicology, Danish Veterinary and Food Administration), maj 1999

Birge, W.J., J.A. Black, and A.G. Westerman, 1979: Evaluation of Aquatic Pollutants Using Fish and Amphibian Eggs as Bioassay Organisms. In: S.W.Nielsen, G.Migaki, and D.G.Scarpelli (Eds.), Symp.Animals Monitors Environ.Pollut., 1977, Storrs, CT 12:108-118

Cleveland, L., E.E. Little, D.R. Buckler, and R.H. Wiedmeyer, 1993: Toxicity and Bioaccumulation of Waterborne and Dietary Selenium in Juvenile Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Aquat.Toxicol.* 27(3/4):265-280

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

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

EU 2010. Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards (draft version 6.0).

Février, L., A. Martin-Garin & E. Leclerc 2007 : Variatin in the distribution coefficient (Kd) of Selenium in soils under various microbial states. *J. Environ. Radioact.* 97 (2-3): 189-205

Fowler, S.W., and G. Benayoun 1976: Selenium Kinetics in Marine Zooplankton. *Mar.Sci.Commun.* 2(1):43-67

Goettl, J.P.Jr., P.H. Davies, and J.R. Sinley, 1976: Water Pollution Studies. In: D.B.Cope (Ed.), Colorado Fish.Res.Rev.1972-1975, DOW-R-R-F72-75, Colorado Div.of Wildl., Boulder, CO :68-75

Halter, M.T., W.J. Adams, and H.E. Johnson, 1980: Selenium Toxicity to Daphnia magna, Hyallela azteca, and the Fathead Minnow in Hard Water. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 24(1):102-107

Hamilton, S.J., and K.J. Buhl, 1990: Acute Toxicity of Boron, Molybdenum, and Selenium to Fry of Chinook Salmon and Coho Salmon. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 19(3):366-373

Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, and P.R. Parrish, 1981: Acute Toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Bull.Environ.Contam.Toxicol. 27(5):596-604 (OECDG Data File)

Ibrahim, A.M., and A. Spacie, 1990: Toxicity of Inorganic Selenium to the Green Alga *Selenastrum capricornutum* Printz. Environ.Exp.Bot. 30(3):265-269

Ingersoll, C.G., F.J. Dwyer, and T.W. May, 1990: Toxicity of Inorganic and Organic Selenium to Daphnia magna (Cladocera) and Chironomus riparius (Diptera). Environ.Toxicol.Chem. 9(9):1171-1181

Jenner, H.A., and J.P.M. Janssen-Mommen, 1993: Duckweed *Lemna minor* as a Tool for Testing Toxicity of Coal Residues and Polluted Sediments. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 25(1):3-11

LeBlanc, G.A, 1980: Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (Daphnia magna). Bull.Environ.Contam.Toxicol. 24(5):684-691 (OECDG Data File)

Lussier, S.M., and J.A. Cardin, 1985: Results of Acute Toxicity Tests Conducted with Silver at ERL, Narragansett. U.S.EPA, Narragansett, RI :14 p

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

Palawski, D., J.B. Hunn & F.J. Dwyer 1985: Sensitivity of young striped bass to organic and inorganic contaminants in fresh and saline waters. Transactions of the American Fisheries Society 114: 748 – 753

Reading, J.T. & A.L. Buikema Jr. 1983. Chronic effects of selenite-selenium on Daphnia pulex. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 399

Skov- og Naturstyrelsen 1996: Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. Rapport fra Skov- og Naturstyrelse, Miljø- og Energiministeriet 1996.

<http://www.skovognatur.dk/NR/rdonlyres/9FE59D68-F98E-419D-A483-2BEE77A1BCD2/0/odder.pdf>

Snell, T.W., 1991: New Rotifer Bioassays for Aquatic Toxicology. Final Rep., U.S.Army Med.Res.and Dev.Command, Ft.Detrick, Frederick, MD :29 p. (U.S.NTIS AD-A258002

Snell, T.W., B.D. Moffat, C. Janssen, and G. Persoone, 1991: Acute Toxicity Tests Using Rotifers. III. Effects of Temperature, Strain, and Exposure Time on the Sensitivity of *Brachionus plicatilis*. Environ.Toxicol.Water Qual. 6:63-75

Spehar, R.L., 1986: Criteria Document Data. Memorandum to D.J. Call, Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior. September 16, 1986. Memo to D.J.Call, U.S.EPA, Duluth, MN /Center for Lake Superior Environ.Studies, Univ.of Wisconsin-Superior, Superior, WI :17 p

US Department of Labor. Occupational Safety and Health Administration
<http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/partial/t-id133sg-pv-01-0205-m/t-id133sg-pv-01-0205-m.html>

U.S.Environmental Protection Agency, 1978: In-Depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S.EPA Contract No.68-01-4646, Duluth, MN

Ward, G.S., T.A. Hollister, P.T. Heitmuller & P.T. Parrish 1981: Acute and chronic toxicity of selenium to estuarine organisms. Northeast Gulf Sci. 4 (2): 73-78

WHO 1987. Selenium. Environmental Health Criteria 58. IPCS International Programme on Chemical Safety, World Health Organisation Geneva.

Bilag A

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

	Dage	EC50 mg/l	LOEC mg/l	EC10, mg/l	NOEC mg/l	Kommentarer	Reference
Korttids-/akut giftighed							
Alger							
P. subcapitata	3	99					1
P. subcapitata	4	96					1
Skeletonema costatum	4	7,93				Saltvand	2
Højere planter							
Lemna minor	14	1,7					14
Hjuldyr							
Brachionus calyciflorus	1	16,2					15
B. plicatilis	1	17					16
Krebsdyr							
Acartia clausi	4	2,1				Saltvand	4
A. tonsa	4	0,85				Saltvand	4
Americamysis bahia	4	0,6				Saltvand	2
Daphnia magna	2	2,62				pH: 8,16; H: 136; Ledningsevne: 75,8	5
D. magna	2	9,34				pH: 7,82; H: 45,5; ledningsevne: 30,3	5
D. magna	2	0,71					6
D. magna	2	0,43					7
D. pulex	2	3,9					17
Hyalella azteca	4	0,34					6
Insekter							
Chironomus riparius	2	14,3				pH: 7,8; H: 45,5; Alkal.: 30,3	5
C. riparius	2	1,79				pH: 8,2; H: 136; Alkal.: 75,8	5
Fisk							
Cyprinodon variegatus	4	6,7				Saltvand	8
C. variegatus	4	7,4				Saltvand	19
Oncorhynchus kisutch	4	16,9					9

Oncorhynchus mykiss	4	45					10
O. mykiss	4	11,5					11
O. tshawytscha	4	46,6					9
Pimephales promelas	4	1					6
Morone saxatilis	4	1,3			Blødt vand		18
M. saxatilis	4	2,4			Hårdt vand		18
Padder							
Gastrophryne carolinensis	7	0,09					3

Langtids/kronisk giftighed

Højere planter							
L. minor	14				0,08		14
Krebsdyr							
D. magna	21				0,085		5
Insekter							
Chironomus riparius	30				0,303	pH: 7,98; H:137,6; Alkal.: 71,2	5
Fisk							
Clarias gariepinus	84				500		12
Lepomis macrochirus	60				0,33		13
O. mykiss	365				0,04		11
O. mykiss	90				2,2		10

1. Ibrahim, A.M., and A. Spacie, 1990: Toxicity of Inorganic Selenium to the Green Alga *Selenastrum capricornutum* Printz. Environ.Exp.Bot. 30(3):265-269
2. U.S.Environmental Protection Agency, 1978: In-Depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S.EPA Contract No.68-01-4646, Duluth, MN
3. Birge, W.J., J.A. Black, and A.G. Westerman, 1979: Evaluation of Aquatic Pollutants Using Fish and Amphibian Eggs as Bioassay Organisms. In: S.W.Nielsen, G.Migaki, and D.G.Scarpelli (Eds.), Symp.Animals Monitors Environ.Pollut., 1977, Storrs, CT 12:108-118
4. Lussier, S.M., and J.A. Cardin, 1985: Results of Acute Toxicity Tests Conducted with Silver at ERL, Narragansett. U.S.EPA, Narragansett, RI :14 p
5. Ingersoll, C.G., F.J. Dwyer, and T.W. May, 1990: Toxicity of Inorganic and Organic Selenium to *Daphnia magna* (Cladocera) and *Chironomus riparius* (Diptera). Environ.Toxicol.Chem. 9(9):1171-1181
6. Halter, M.T. et al. 1980
7. LeBlanc, G.A. et al. 1980
8. Heitmuller, P.T. et al. 1981
9. Hamilton, S.J., and K.J. Buhl, 1990
10. Spehar, R.L., 1986
11. Goettl, J.P.Jr. et al. 1976

12. Abdel-Tawwab, M. et al. 2007
13. Cleveland, L. et al. 1993
14. Jenner, H.A., and J.P.M. Janssen-Mommen, 1993
15. Snell, T.W., 1991
16. Snell, T.W. et al. 1991
17. Reading and Buikema 1983
18. Palawski et al. 1985
19. Ward et al. 1981