



Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet for cadmium og cadmiumforbindelser

CAS nr. 7440-43-9

Cd, Cd²⁺

Nedenstående kvalitetskriterier er for den opløste form (Cd²⁺).

Vandkvalitetskriterier (VKK) og Korttidsvandkvalitetskriterier (KVKK) er EU fastsatte og er implementeret i Direktivet om miljøkvalitetskriterier (Direktiv 2008/105/EF, ændret ved Direktiv 2013/39/EU).

Hårdhed (mg CaCO ₃ /L) (Hardness)	VKK µg/L (AA-EQS; EU)		KVKK µg/L (MAC-EQS; EU)
	Ferskvand (Freshwater)	Saltvand (Saltwater)	Fersk- og saltvand (Fresh- and saltwater)
≤40	≤0,08	0,20	≤0,45
40 - <50	0,08		0,45
50 - <100	0,09		0,6
100 - <200	0,15		0,9
≥200	0,25		1,5

Sedimentkvalitetskriterium, ferskvand

SKK_{ferskvand}

2,3 mg/kg tørvægt, total

Sedimentkvalitetskriterium, saltvand

SKK_{saltvand}

3,8 mg/kg tørvægt, total

Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK_{sek.forgiftn.}

0,018 mg/kg musling, vådvægt

Biota-kvalitetskriterium, human konsum

HKK

0,05 mg/kg fiskeriprodukt, vådvægt

August 2023

Indholdsfortegnelse

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	6
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	8
3 SKÆBNE I MILJØET	9
3.1 NEDBRYDELIGHED	9
3.2 BIOAKKUMULERING	9
3.3 NATURLIG FOREKOMST OG PROCESSER I MILJØET	10
4 TOKSICITETSDATA	11
4.1 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	11
4.2 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	12
4.3 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	14
5 ANDRE EFFEKTER	16
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	17
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK) OG KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	17
6.2 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	17
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR PATTEDYR OG FUGLE (BKK _{SEK. FORGIFTN.})	18
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	22
6.5 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK _{SEK. FORGIFTN.} OG HKK	22
7 KONKLUSION	23
8 REFERENCER	25

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 human 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 TGD, 2018) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (MST, 2004). Metodikken er endvidere i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU, 2008).

Den sidste litteratursøgning for data anvendt i denne rapport blev foretaget december 2022.

English Summary and Conclusions

Environmental Quality Standards (EQS) for the aquatic environment are derived for Cd, as Cd²⁺, in fresh- and saltwater, sediments, biota (mammals and birds) and biota for human consumption. The methodology is based on the EU Technical Guidelines (EU TGD, 2018) and the Danish EPA guidelines for calculating aquatic EQS (MST, 2004).

The present dossier considers the substances Cd metal and Cd oxide because both products transform into the environment to Cd²⁺ and risk is associated with exposure to ionic Cd²⁺ which are the most toxic form of Cd (EU RAR, 2008).

When EU or OECD risk assessment reports are available, information herein should be used for deriving the EQS, unless more recent and significant data are available, then these must be used (MST, 2004).

This dossier has used the EU risk assessment report EU RAR (2007) as the primary source of information. In addition, the Danish EPA assessments of Cd and Cd-compounds (MST, 2013; MST, 2017) and the EU assessments (EC, 2005; EU 2008; EU RAR 2008) have been consulted in this assessment. Furthermore, newer studies referred to in the REACH registration dossier (ECHA, 2021), and studies that were found in a literature search with latest search December 2022, are used.

The EU has established official annual average environmental quality standards (AA-EQS) values for Cd in surface waters and corresponding maximum acceptable concentration environmental quality standards (MAC-EQS) (*EU Directive 2013/39/EU*). These values (presented below) are implemented in the Danish *Direktiv 2008/105/EF*, which later was replaced by *Direktiv 2013/39/EU*.

Hardness (mg CaCO ₃ /L)	AA-EQS (EU) (µg/L)		MAC-EQS (EU) (µg/L)
	Freshwater	Saltwater	Fresh- and saltwater
≤40	≤0.08	0.20	≤0.45
40 - <50	0.08		0.45
50 - <100	0.09		0.6
100 - <200	0.15		0.9
≥200	0.25		1.5

Cd has a K_{oc} higher than 1000, which justifies the calculation of sediment quality standards, according to the guidelines (EU TGD, 2018). The assessment of sediment toxicity considers three chronic studies, i.e. one for freshwater and two for saltwater. In agreement with EU RAR (2007), the freshwater study is assessed separately from the saltwater studies, which results in two sediment quality standards.

Since only one reliable chronic study (NOEC = 115 mg/kg dry weight for *Chironomus salinarius*) was available for freshwater, and acute data showed a very little difference in species sensitivity, an

assessment factor of 50 was used resulting in a final value of 2.3 mg/kg dry weight. For the marine environment, the lowest derived EC₁₀ was used with an assessment factor of 10, since data was available for a minimum of two marine species, resulting in a final value of 3.8 mg/kg dry weight.

The bio concentration factor (BCF) of Cd is larger than 100 for vertebrates, which justifies the calculation of a QS for secondary poisoning. The assessment consists of 12 studies, of which nine are for mammals (five different species) and three studies are for birds (two different species). One study for mammals and two studies for birds, with the lowest Klimisch scores were selected comprising chronic, sub-chronic, and sub-acute data for growth and reproduction. Due to the limited number of species and missing predator data, a deterministic analysis was performed where the lowest energy normalized NOAEL/NOEC values are used as overall biota quality standards (EU TGD, 2018). Energy normalization follows method B in the EU TGD (2018) as the effect values are given as concentration in food.

The resulting final value was 0.018 mg/kg mussels, wet weight, based on a chronic study with birds (*Anas platyrhynchos*) where the endpoint was reproduction.

EU 2021/1323 states several limit values for human consumption of Cd via food, where the lowest (0.05 mg/kg wet weight) for human consumption of fish meat is used as QS for human health.

Calculating water quality standards based on QS for biota and human health gives values that are significantly lower than the AA-EQS and MAC-EQS set by the EU. Where the EU set values are derived for the direct toxicity on aquatic organisms and are more robust, the values derived from QS for biota and human health are more conservative albeit less robust.

Although some data indicate increased Cd concentrations in animals at the top of the food chain, comparisons among animals at different trophic levels are difficult, and the data available on biomagnification are not conclusive (EFSA, 2009). Accordingly, no QS for marine top-predators are calculated.

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

Sediment, freshwater quality standard:	QS _{sediment freshwater}	2.3 mg/kg dry weight, total
Sediment, saltwater quality standard:	QS _{sediment saltwater}	3.8 mg/kg dry weight, total
Biota quality standard, secondary poisoning:	QS _{biota sec pois}	0.018 mg/kg mussels, wet weight (deterministic method)
Biota quality standard, human consumption:	QS _{biota hh}	0.05 mg/kg fish products, wet weight

1 Indledning

Metallisk cadmium (Cd) bliver i EU hovedsagelig produceret (77,5 % af total volumen) som et bi-produkt under zink produktion ved elektrolyse. Øvrige Cd-mængder dannes i forbindelse med pyrometallurgiske raffineringprocesser, som er en termisk behandling af mineraler og metallurgiske malme til genvinding af værdifulde metaller. Cadmium oxid (CdO) produceres fra Cd i en tør proces. Både i EU og globalt anvendes Cd som både et metal og en komponent i forskellige produkter. NiCd-batterier udgjorde en betydelig del (81 %) af Cd-forbruget i 2004. Derudover anvendes raffineret Cd til pigmenter i plastik, keramik og emalje, som stabilisatorer i plastik, til belægning af jern- og stålflader samt i visse bly-, kobber- og tinlegeringer. Efter 1990 er forbruget til pigmenter, stabilisatorer, legeringer og lignende anvendelser faldet markant. Mens det globale Cd-forbrug er forblevet relativt stabilt siden 1990, omkring 20.000 ton årligt, har der været betydelige ændringer i den geografiske fordeling af produktionen. Indtil 1997 var produktionen i Europa, Amerika og Asien konstant. Men siden 1997 er den asiatiske produktion steget markant, mens den europæiske produktion er faldet. Ændringer i produktionsmetoder har resulteret i betydelige reduktioner i Cd udledningen i miljøet (UNEP, 2010; EU RAR, 2007; EU RAR, 2008).

Cd forekommer kun i oxidationstrinnene 0 og +2 og "total" Cd kan derfor forekomme som metallisk Cd, produceret CdO pulver, som forskellige salte, Cd²⁺ ioner eller som komplekser. Biotilgængeligheden og toksiciteten varierer for de forskellige former, hvor metallisk Cd og CdO pulver har begrænset vandopløselighed og er derfor mindre biotilgængelige i miljøet end det opløselige Cd²⁺. Vurderingen i dette datablad kombinerer metallisk Cd og CdO, da de udgør den største del af Cd-forekomsten og har ensartede forbrugsmønstre i EU. Både Cd og CdO har en langsom transformation til Cd²⁺ i miljøet, og da Cd²⁺ er mere toksisk, foreslås det derfor at udlede vandkvalitetskriterier baseret på giftigheden for opløst Cd²⁺ (ECHA, 2021; EU RAR, 2008). Identiteten af metallisk Cd er angivet i tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet af metallisk Cd.

IUPAC navn	Cadmium
Strukturformel	Cd
CAS nr.	7440-43-9
EINECS nr.	231-152-8
Kemisk formel	Cd, Cd ²⁺
SMILES	[Cd]
Harmoniseret klassificering ¹	<u>Sundhed:</u> Carc. 1B (H350; Kan fremkalde kræft) Muta. 2 (H341; Mistænkt for at forårsage genetiske defekter) Repr. 2 (H361fd; Mistænkt for at skade forplantningsevnen. Mistænkt for at skade det ufødte barn) Akut toks. 2 (H330; Livsfarlig ved indånding) STOT RE 1 (H372; Forårsager organskader) <u>Miljø:</u> Akvatisk akut 1 (H400; Meget giftig for vandlevende organismer) Akvatisk kronisk 1 (H410; Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer)

Selvklassificering ¹	-
---------------------------------	---

¹The Classification and Labelling Inventory (C&L, 2022).

2 Fysisk kemiske egenskaber

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for metallisk Cd.

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	112,41 (flere isotoper forekommer (106-116))	EU RAR (2008)
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)	320,9	EU RAR (2008)
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)	765, 767	EU RAR (2008)
Damptryk, P_v (hPa)	133 ved 394 $^{\circ}\text{C}$ Ubetydelig ved 25 $^{\circ}\text{C}$	EU RAR (2008) ECHA (2021)
Henry's konstant, H ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)	Fordampning er ikke betydende for Cd og Henry's-koefficient sættes til 0. Den overvejende del af Cd i atmosfæren vil være bundet til aerosoler	EU RAR (2008)
Vandopløselighed, S_w ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Anført som ikke-opløselig, dog fås der koncentrationer af opløst Cd, målt efter 7 dages transformations-/opløseligheds tests på: Cd-metal: 0,192-0,135 ved start koncentrationer 1-100 mg Cd(s)/L 2,3 ved 20 $^{\circ}\text{C}$	EU RAR (2008) ECHA (2021)
Dissociationskonstant, pK_a	-	
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	Ingen data Ikke relevant	EU RAR (2008) EU RAR (2008)
K_{oc} eller andre fordelingskoefficienter ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	130.000 (log værdi: 5,1) for partikulært materiale og vand ($K_{p\text{susp}}$) 10.000 (log værdi: 4) for vand og sediment ($K_{p\text{sed}}$) 617 (log værdi: 2,79) for marint vand (K_d)	ECHA (2021)

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Cadmium (Cd) er et grundstof og er således ikke nedbrydeligt. Det skal dog bemærkes, at for organo-metal forbindelser kan den organiske del muligvis metaboliseres og nedbrydes ved fotolyse (Monitool, 2021).

3.2 Bioakkumulering

Faktorer, der påvirker biokoncentrationsfaktoren (BCF), er vandets hårdhed, pH, Cd koncentrationen og tilstedeværelsen af kompleksdannende stoffer.

I det akvatiske miljø (vand og sediment) ses det generelt, at data for BCF og bioakkumuleringsfaktoren (BAF) viser en invers sammenhæng med eksponeringskoncentrationen. En sammenligning mellem BAF og BCF for akvatiske invertebrater viser, at BCF er signifikant lavere end BAF.

Median BCF (i tørvægt (tv)) for Cd er 115.116 L/kg tv (alger), 5.000 L/kg tv (invertebrater) og 233 L/kg tv (vertebrater). BCF er derved størst i alger og lavest i fisk. Ekstern adsorption i alger er en af årsagerne til den høje BCF. En maksimal BCF værdi for fisk fås i et feltstudie, hvor der er udledt en gennemsnitsværdi for otte arter, på 1293 L/kg tv (Tao et al., 2012).

Flere feltstudier og et laboratoriestudie er udført, hvor BAF (L/kg tv) blev beregnet hovedsagelig for invertebrater eksponeret for både kontamineret vand og føde (EU RAR, 2007; ECHA, 2021; EU RAR, 2008; Monitool, 2021; Griboff et al., 2018; Monferran et al., 2016; Ikemoto et al., 2008). BAF blev fundet til at være fra 4 til 170.000 L/kg tv, hvor den laveste BAF findes for hele fisk. Median BAF for vertebrater er 310 L/kg tv for hele fisk. I EU RAR (2007) er BAF for hele fisk ved en Cd koncentration på 0,17 µg/L i ferskvand 240 L/kg tv. Generelt for invertebrater er BAF fundet til at være fra 35 til 170.000 L/kg tv (tabel 3.234 i EU RAR, 2007; Griboff et al., 2018; Monferran et al., 2016). Den laveste BAF findes for reje (krebsdyr) *Palaemonetes argentinus* ved en koncentration på 1,97 µg Cd/L, og den højeste BAF findes for amfipoden (krebsdyr) *Hyaella azteca* ved en koncentration på 0,09 µg Cd/L. For invertebrater er medianværdien for 36 BAF-værdier 22.725 L/kg tv ved en koncentration på 0,16 µg Cd/L. For BAF kan omregning fra vådvægt til tørvægt for hele fisk ske ved multiplikation med 4,0 (tabel 3.233 i EU RAR, 2008). For invertebrater er standardvandindholdet i skaldyr 92 % (Tabel 7 i EU TGD, 2018), hvilket giver en omregningsfaktor fra vådvægt til tørvægt på 11,5.

Et studie med mikroalgen *Selenastrum capricornutum*, vandloppen *Ceriodaphnia dubia* og det to-vingede insekt *Chaoborus punctipennis* viste, at der ikke var evidens for Cd's biomagnificerende egenskaber i den lavere akvatiske fødekæde (EU RAR, 2007). Nyere studier af Gao et al. (2021), Hu et al. (2021), Madgett et al. (2021) og andre fandt trofisk magnifikations faktorer (TMF) under 1.0, hvilket også indikerer, at der ikke sker en stigning i Cd koncentrationen for hvert trofiske niveau i akvatiske fødekæder.

EFSA (2009) oplyser, at der er indikationer af forhøjede Cd koncentrationer i dyr i toppen af fødekæden, men at en sammenligning af forskellige trofiske niveauer er problematisk, og at de tilgængelige data for biomagnifikation ikke er endegyldige.

3.3 Naturlig forekomst og processer i miljøet

Cd er naturligt forekommende i jordskorpen og kan findes overalt i miljøet. Cd's fordeling og skæbne i miljøet afhænger af de abiotiske forhold, såsom pH, vandets hårdhed, alkalinitet og naturligt organisk stof. Disse faktorer influerer på toksiciteten og mobiliteten ved at påvirke den fysiske-kemiske form af Cd i det akvatiske system. Cd har en høj affinitet til negativt ladede partikeloverflader, og i vandmiljøet vil Cd adsorbere til suspenderet materiale og til sediment og vil kun i mindre grad være frit i vandfasen. Fordelingskoefficienten for Cd's fordeling mellem suspenderet materiale og vand (dvs. opløst/(uopløst)) er målt til omkring $17 \cdot 10^3$ - $224 \cdot 10^3$. Der er dog forskel på, hvor stor en del af cadmium der adsorberes, idet opløseligheden er højere ved lav end ved høj pH (EU RAR, 2008).

I vandfasen kan Cd forekomme som opløste ioner, som opløste komplekser af Cd^{2+} og diverse organiske ligander, samt adsorberet til suspenderet stof. Kompleksdannelsen anses for at være af mindre betydning i ferskvand, således at Cd i filtreret ferskvand (typisk ved filtrering med $0,45 \mu m$) hovedsageligt kan antages at være opløst Cd^{2+} (EU RAR, 2008).

Den naturlige baggrundskoncentration i ferskvand er i EU-risikovurderingen for Cd og cadmiumoxid sat til $0,05 \mu g$ opløst Cd/L, hvilket svarer til den hollandske baggrundsværdi på $0,08 \mu g/L$ (MST, 2017). Baggrundsværdien er ifølge risikovurderingen sat højt for at tage hensyn til de forskellige forhold, der er i de forskellige EU-lande. I det nordlige Skandinavien, er de målte baggrundskoncentrationer i vandløb lavere ($<0,01 \mu g$ Cd/L) (EU RAR, 2007; FOREGS, 2022).

Målinger i det marine miljø i de danske farvande viser, at den opløste fraktion af Cd i vandfasen ikke påvises over detektionsgrænsen på $0,03 \mu g/L$ ([Miljødata \(miljoportal.dk\)](http://miljoedata.miljoportal.dk)). For saltvand angiver den hollandske myndighed RIVM en baggrundskoncentration af opløst Cd på $0,025 \mu g/L$. Baggrundskoncentrationen er baseret på målinger i relativt uberørte områder og kan derfor ikke betragtes som en naturlig baggrundskoncentration (RIVM, 1997; MST, 2017). Yderligere målte og estimerede Cd koncentrationer i ferskvand, sediment, jord og luft kan ses af tabel 3.3.1.

Tabel 3.3.1. Målte og estimerede Cd koncentrationer i miljøet, for den regionale skala, i Europa (EU RAR, 2008).

Koncentrationer i miljøet, ikke i nærheden af punktkilder					
	Enheder	Målt		Beregnet (regional skala)	
		Typisk interval	Typisk værdi	Naturlig baggrund	Baggrund + tilføjet
Ferskvand	$\mu g/L^*$	0,02-0,35	$<0,1$	$<0,05$	0,11
Sediment	mg/kg tørvægt	1,0-10	2,0	0,1-0,85	10
Jord	mg/kg tørvægt	0,1-1,8	0,3	Ukendt	0,41
Luft	ng/m^3	0,1-0,5	Ca. 0,5	Ca. 0	0,6

* Opløst fraktion

4 Toksicitetsdata

Som anført i MST (2004) skal der, når der foreligger en EU eller OECD risikovurderingsrapport for stoffet, anvendes oplysninger heri, og disse skal danne baggrund for beregningen af miljøkvalitetskriterierne, med mindre nye og væsentlige oplysninger taler for noget andet.

4.1 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

For ferskvand anvender registreringsdossieret (ECHA, 2021) kroniske sediment data for seks arter (dossieret oplyser ikke specifikt, hvilke seks arter). Til beregning af PNEC (Predicted No Effect Concentration) anvender dossieret effektværdier, der spænder fra 1,3 til 1226,4 mg Cd/kg, som er korigeret for baggrundsværdier, med middelværdi 1,2 mg/kg. For marint sediment, anvender dossieret kroniske sedimentdata for tre arter: *Leptocheirus plumulosus* (krebsdyr), *Saccostrea glomerata* (snegl) og *Anadara trapezia* (snegl). Baggrundskorrigerede effektværdier for de tre arter er hhv. 1370, 19 og 10 mg Cd/kg. Ud fra Species Sensitivity Distribution (SSD)-analyser, angiver dossieret, at PNEC for ferskvandssediment (inkluderet de seks arter) er bestemt til 1,4 mg Cd/kg tørvægt, og at PNEC for marint sediment (inkluderet de tre marine arter + de seks ferskvandsarter) er bestemt til 3,3 mg Cd/kg tørvægt. Begge værdier er bestemt ud fra anvendelse af en usikkerhedsfaktor på 1 på HC₅ værdien (en koncentration, der påvirker 5 % af arterne) og er bestemt som tilføjede værdier. Dossieret angiver også værdier baseret på ligevægtsberegning (EqP) på 1,8 og 0,64 mg/kg tørvægt for hhv. fersk- og saltvandssediment.

Registreringsdossieret (ECHA, 2021) har imidlertid kun angivet referencer for tre af de kroniske studier, se tabel 4.1.1. De samme tre langtidsstudier indgår i et tidligere datablad for Cd (MST, 2017). I EU risikovurderingsrapporten (EU RAR, 2007) indgår ferskvandstudiet af Hare et al., (1994), som det eneste langtidsstudie til bestemmelse af PNEC.

Der er få nyere og relevante sedimenttoksicitetsdata for Cd i Scifinder. Søgning med kriterierne (Cadmium+sediment+toxicity+PNEC) i perioden 2016-2022 resulterede i én publikation (Gu et al., 2021). Studiet betragter akut toksicitet og indgår derfor ikke i det efterfølgende, da kun kronisk toksicitet indgår i beregningerne af et sedimentkvalitetskriterie (SKK). En tilsvarende søgning i ECOTOX databasen 2016-2022 med søgekriterierne (Cd+Molluscs+Other invertebrates+worms+Lab+measured+fresh+saltwater), resulterede i én publikation (Cremazy et al., 2018), der har undersøgt den kroniske toksicitet af en række metaller, heriblandt Cd, for stor mosesnegl (*Lymnaea stagnalis*). Studiet omhandler dog kun test i vandfasen og indgår derfor ikke i det efterfølgende, da EU's vejledning (EU TGD, 2018, side 100) anbefaler, at man bruger eksisterende sedimentdata fremfor vandfasedata sammen med *equilibrium partitioning* (EqP) metoden.

Vurderingen af sedimenttoksicitet omhandler følgelig de tre kroniske studier, et for ferskvand og to for saltvand, som angivet i tabel 4.1.1. Studierne er kvalitetsvurderet i henhold til Klimisch koder (Klimisch et al., 1997).

Tabel 4.1.1 Kronisk toksicitet af Cd på sedimentlevende organismer.

Arter	Målt	Varighed	Effekt	Værdi (mg/kg tørvægt)	Bemærkning	Reference	Troværdighed (Klimisch, 1-4)
Ferskvand							
Dansemyg (<i>Chironomus salinarius</i> gp.)	Felt	56 uger	NOEC, Antal	115	Naturligt sediment, 0,5 µmol AVS/g tørvægt sediment, TOC indhold er ikke angivet.	Hare et al., (1994)	2
Saltvand							
Tangloppe (<i>Leptocheirus plumulosus</i>)	Laboratorie	28 dage	NOEC, Dødelighed, vækst (længde), reproduktion	1370	Naturligt fint sediment (<250 µm), 3,0% TOC, 20‰ porevand salinitet, 19,3 µmol AVS/g tørvægt sediment.	DeWitt et al., (1996)	1
Børsteorm (<i>Streblospio benedicti</i>)	Felt	118 dage	EC ₁₀ , Antal (taksonomi)	38 ^a	Naturligt spiket sediment, 5,6% sand, 70,7% silt, 23,7% ler, 1,0% TOC, 17,2 µmol AVS/g tørvægt sediment. 29-32 ‰ porevand salinitet.	Hansen et al., (1996) ^b	2

^a EC₁₀ estimerede i MST (2017).

^b Hansen et al., (1996) indeholder data for flere marine sedimentlevende organismer, men i tabel 4.1.1. er valgt kun at angive den art med laveste estimerede effektkoncentration.

4.2 Toksicitet over for pattedyr og fugle

EU risikovurderingsrapporten (EU RAR, 2007) har anvendt sub-kroniske og kroniske fodringsstudier til bestemmelse af PNEC_{oral} for pattedyr og fugle. De fandt ni studier; fire studier til undersøgelse af sekundær forgiftning af fugle (tre arter) ved gentagen dosis, samt fem fodringsforsøg med pattedyr (fire arter). Fugleforsøgene gav den laveste NOEC på 1,6 mg/kg føde, for forsøg med gråand (*Anas platyrhynchos*). EU RAR (2007), EC (2005) og registreringsdossieret (ECHA, 2021) bruger alle denne NOEC-værdi for sekundær forgiftning af pattedyr og fugle. Alle ni studier er refereret og opsummeret, bl.a. mht. NOEC, i tabel 3.242 i EU RAR (2007).

En søgning i ECOTOX-databasen for perioden 2016-2022 finder ingen nye data. En tilsvarende søgning i SciFinder (Cadmium+bird+toxicity+NOEC) gav ét resultat; Korsman et al. (2016), som indsamlede kroniske effektdata for vækst, overlevelse og reproduktion af pattedyr og fugle for Cd eksponering via føden. NOEC udtrykt som dosis (mg/kg kropsvægt/dag) blev konverteret til en Cd koncentration i føden (mg/kg føde) ud fra kropsvægt og dagligt fødeindtag for testarterne. Korsman et al. (2016) fandt en HC₅-værdi på 0,01 mg/kg føde, baseret på i alt 18 fugle- og pattedyrforsøg, heriblandt forsøgene, der er vurderet i EU RAR (2007), og forsøg der er refereret i Romijn et al. (1993; 1994) og Spurgeon et al. (1996). Ikke alle originalstudier kunne genfindes, og ét af studierne (Supplee, 1961) betragtede akutte effekter med et mix af metaller i fodret, hvor Cd var doseret ved indsprøjtning. Disse studier er ikke medtaget i vurderingerne i dette datablad.

En søgning på (Cadmium+toxicity+mammals) gav ingen relevante resultater, mens en søgning på (Cadmium+bird+toxicity+PNEC) fandt to artikler: Karthikeyan et al. (2021) og Park et al. (2019).

Førstnævnte betragter dog kun fytoplakton, zooplankton, krebsdyr, musling og fisk, og sidstnævnte betragter kun akut toksicitet. De to studier er ikke inkluderet i det efterfølgende, da de ikke er relevante for beregningen af et biotakvitalitetskriterie for sekundær forgiftning ($BKK_{\text{sek. forgiftn}}$). *Relevant* betyder i denne sammenhæng, at der er udført økotoksicitet relaterede undersøgelser, og at der ikke udelukkende er anvendt eksisterende grænseværdier til at vurdere resultaterne.

Endelig indeholder registreringsdossieret (ECHA, 2021) ingen yderligere toksicitetsstudier for fugle end dem, der er indeholdt i EU RAR (2007).

Vurderingen i dette datablad inkluderer i alt 12 studier, der er fundet i litteratursøgningen, herunder studier der er anvendt i EU RAR (2007) vurderingen. De dækker ni studier med pattedyr (fem forskellige arter), og tre studier med fugle (to forskellige arter). Se tabel 4.2.1.

Generelt er studierne af ældre dato, blandt andet fordi 3R etiske overvejelser i de seneste årtier har reduceret antallet af dyreforsøg betragteligt – det nyeste studie rapporterer forsøg, som er 20 år gamle. Det betyder også, at nogle af de analytiske metoder, der anvendes, ikke er up-to-date – f.eks. mht. GLP eller standardiserede metoder, hvorfor ingen opnår en Klimisch score 1 og heller ikke score 4. Studierne falder overvejende mellem **score 2; Pålidelig med begrænsninger** [*omfatter undersøgelser der, for det meste, ikke er udført i henhold til GLP, hvor de dokumenterede testparametre ikke fuldt ud overholder den specifikke testretningslinje, men er tilstrækkelige til at acceptere dataene, eller hvor der beskrives undersøgelser, som ikke kan indordnes under en testretningslinje, men som ikke desto mindre er veldokumenterede og videnskabeligt acceptable resultater*] og **score 3; Ikke pålidelig** [*omfatter undersøgelser, som er udført eller genereret efter en metode, der ikke er helt acceptabel, eller hvor dokumentation ikke er tilstrækkelig til en komplet vurdering, og som derfor ikke er overbevisende i en sagkyndig vurdering*]. Der er en flydende overgang mellem 2 og 3, hvor nogle studier er mere til 2, mens andre er mere til 3. Generelt er studierne gode, men de to øverste for hhv. pattedyr og fugle, i Tabel 4.2.1, er bedre end resten og har blandt andet bedre histologi og patologi undersøgelser og beskrivelser samt bedre dataanalyse. Højre kolonne i tabel 4.2.1 viser den samlede vurdering.

I rottestudiet af Zenick et al. (1982) administreres Cd gennem drikkevandet, og det er derfor ikke muligt at beregne et energinormaliseret BKK. I det efterfølgende indgår pattedyrstudiet af Powell et al. (1964), samt fuglestudierne af White et al. (1978) og Richardson et al. (1974).

Tabel 4.2.1 Kroniske, sub-kroniske og sub-akutte fodringsstudier med Cd, der anvendes i dette dokument.

Arter	Effekt	Konc.foder = NOEC/NOAEL (mg/kg føde, vådvægt)	Varighed (dage)	Reference	Troværdighed (Klimisch, 1-4)
Pattedyr					
Tamkvæg (<i>Bos primigenius taurus</i>)	Vækst	40	84	Powell et al., (1964)	1-2: Pålidelig med begrænsninger
Sprague-Dawley rotte (<i>Rattus norvegicus</i>)	Reproduktion	42,2 ^{a)} 68,8 mg CdCl ₂ /L i destilleret vand → 42,2 mg Cd/L vand	70	Zenick et al., (1982)	1-2: Pålidelig med begrænsninger
Vildkanin (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	Vækst	1	>30 (5 mdr.)	Peter et al., (1995)	2-3: Ikke pålidelig
Får (<i>Ovis amon aries</i>)	Vækst	9,2 ^{a)} (15) 15 mg CdCl ₂ /kg foder → 9,2 mg Cd/kg foder	191	Doyle et al., (1974)	2-3: Ikke pålidelig
Brun rotte (<i>Rattus norvegicus</i>)	Vækst	15,3 ^{a)} 25 ppm CdCl ₂ → 15,3 ppm Cd	90	Prigge (1978)	2-3: Ikke pålidelig
Brun rotte (<i>Rattus norvegicus</i>)	Vækst	10	730 (2 år)	Löser (1980)	2-3: Ikke pålidelig
Brun rotte (<i>Rattus norvegicus</i>)	Overlevelse	6,1 ^{a)} 10 mg CdCl ₂ /kg foder → 6,1 mg Cd/kg foder	287	Sugawara & Sugawara (1974)	2-3: Ikke pålidelig
Brun rotte (<i>Rattus norvegicus</i>)	Vækst	9,2 ^{a)} LOEC = 30 korrigeret til NOEC = 15 15 mg CdCl ₂ /kg foder → 9,2 mg Cd/kg foder	56	Groten et al., (1991)	2-3: Ikke pålidelig
Tamsvin (<i>Sus scrofa domesticus</i>)	Vækst	30,7 ^{a)} (50) 50 mg CdCl ₂ /kg foder → 30,7 mg Cd/kg foder	42	Cousins et al., (1973)	2-3: Ikke pålidelig
Fugle					
Gråand (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Reproduktion	1,6	90	White et al., (1978)	1-2: Pålidelig med begrænsninger
Japansk vagtel (<i>Coturnix c. japonica</i>)	Vækst	38 LOEC = 75 korrigeret til NOEC = 38	42	Richardson et al., (1974)	1-2: Pålidelig med begrænsninger
Gråand (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Nyrer /hæmoglobin	10	84	Cain et al., (1983)	2-3: Ikke pålidelig

^{a)} Koncentration omregnet fra cadmiumchlorid (CdCl₂, molvægt: 183,31 g/mol) til cadmium (Cd, molvægt: 112,41 g/mol) ved: $\text{Konc. Cd} = \text{Konc. CdCl}_2 \cdot \text{molvægt Cd} / \text{molvægt CdCl}_2$.

4.3 Toksicitet over for mennesker

IARC har klassificeret Cd som kræftfremkaldende i Gruppe 1, især vedrørende lungekræft (PubChem, 2022). I Kommissionens forordning (EU) 2021/1323 er angivet et tolerabelt ugentligt indtag for Cd på 2,5 µg/kg lgv, som er fastsat af EFSA. Værdien er sat på baggrund af Cd's toksiske

virkning på nyrerne, og svarer til 0,36 µg Cd/kg lgv/dag (EFSA, 2009). Forordningen (EU 2021/1323) angiver flere grænseværdier for human indtag af Cd via føden. Den laveste grænseværdi er på 0,05 mg/kg vådvægt for human konsum af fiskekød med undtagelser af enkelte arter, for hvilke grænseværdierne er højere ifølge forordningen.

EFSA (2009) nævner følgende om kilder, der giver anledning til Cd eksponering af den generelle population:

- For den ikke-rygende population udgør fødevarer ca. 90 % af eksponeringen. De væsentligste fødekilder er korn og grøntsager.
- Kød og fisk indeholder lavere mængder Cd.
- Mindre end 10 % af den totale Cd eksponering af den ikke-rygende population kommer fra inhalation af den omgivende luft.

Drikkevandsbekendtgørelsen sætter et kvalitetskrav på 3 µg/L i Danmark for Cd (BEK nr 1023 af 29/06/2023). WHO's drikkevandsguideline-værdi fra 2017 (WHO, 2017) er 3 µg/L. US EPA (ATSDR, 2012) har fastsat en grænseværdi for Cd i drikkevand på 5 µg/L. Der er evidens for, at Cd er toksisk over for mennesker. Cd har jf. tabel 1.1. en række harmoniserede klassificeringer vedrørende sundhed. Herunder er stoffet klassificeret kræftfremkaldende, og mistænkt for at være mutagent og reproduktionstoksisk. Stoffet er tildelt følgende faremærker:



5 Andre effekter

Klassificeringen Cd har - og dermed de kendte og alvorlige effekter Cd giver anledning til - dækker de relevante effekter for metallet. Cd er identificeret som SVHC (Substances of Very High Concern) og dermed optaget på Kandidatlisten over særligt problematiske stoffer (ECHA, 2021). Data for yderligere beskrivelse af symptomer, effekter og generel toksicitet kan tilgås f.eks. via PubChem (2022).

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

De nationale miljøkvalitetskriterier fastsat i dette datablad er i overensstemmelse med EU's Guidance Document no. 27: Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU TGD, 2018).

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK) og korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Vandkvalitetskriterier (VKK) og Korttidsvandkvalitetskriterier (KVKK) er for Cd i vandmiljøet EU fastsatte og er implementeret i Direktivet om miljøkvalitetskriterier (Direktiv 2008/105/EF, ændret ved Direktiv 2013/39/EU). Sammenlignet med de direktivfastsatte VKK og KVKK, der er udledt fra den direkte toksicitet på vandlevende organismer, så er vandkvalitetskriteriet for biota ($BKK_{\text{vand,sek. forgiftn}}$) signifikant lavere og human konsum (HKK_{vand}) på samme niveau (se afsnit 6.5).

Tabel 6.1.1 Vandkvalitetskriterier (VKK) og Korttidsvandkvalitetskriterier (KVKK) for Cd i vandmiljøet.

Hårdhed (mg CaCO ₃ /L) (Hardness)	VKK µg/L (AA-EQS; EU)		KVKK µg/L (MAC-EQS; EU)
	Ferskvand (Freshwater)	Saltvand (Saltwater)	Fersk- og saltvand (Fresh- and saltwater)
≤40	≤0,08	0,20	≤0,45
40 - <50	0,08		0,45
50 - <100	0,09		0,6
100 - <200	0,15		0,9
≥200	0,25		1,5

6.2 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Af tabel 2.1 ses det, at $Koc > 1000$, hvilket berettiger at udlede en SKK-værdi i henhold til EU TGD (2018) afsnit 2.4.2. Der anvendes kun data for langtidstest til udledningen af SKK.

EU risikovurderingsrapporten (EU RAR, 2007) forholder sig til to af de tre relevante kroniske sedimentstudier i tabel 4.1.1, hhv. Hare et al. (1994) for ferskvand og Hansen et al. (1996) for saltvand. Rapporten noterer dog, at data fra Hansen et al. (1996) ikke anvendes i beregningerne, da der i studiet er anvendt marint sediment. Studierne har ens Klimisch score på 2. Derudover er der i nærværende vurdering kun fundet ét yderligere relevant studie (DeWitt et al., 1996), som har fundet en højere NOEC værdi end de to andre studier, se tabel 4.1.1. Som anbefalet i MST (2004) anvendes oplysningerne i EU RAR (2007) til beregning af sediment miljøkvalitetskriterierne, da nyere studier ikke giver anledning til ændringer.

EU RAR (2007) noterer, at der kun er ét relevant kronisk sedimentstudie, men anvender en usikkerhedsfaktor (UF) på 50 i stedet for 100 på ferskvandsstudiet af Hare et al., (1994), da korttidstests viste meget lille forskel i arternes følsomhed. Dette resulterer i en $PNEC_{\text{ferskvand}}$ på $115 \text{ mg/kg tørvægt}/50 = 2,3 \text{ mg/kg tørvægt}$.

I en tidligere vurdering fra MST (MST, 2017) blev SKK for ferskvand og saltvand lagt sammen, men på side 24 i EU TGD (2018) anbefales generelt, at kvalitetskriterier for fersk- og saltvand skal udledes uafhængig af hinanden. Imidlertid anbefaler EU TGD (2018) på s. 109, at toksicitetsdata for fersk- og saltvands sediment kan pooleres, med mindre der er dokumenterede forskelle i toksicitet. EU RAR (2007) s. 432 konkluderer, at ferskvandsstudiet af Hare et al. (1994) ikke skal vurderes sammen med saltvandsstudiet af Hansen et al. (1996). I nærværende vurdering medfører det, at der udledes et sediment kvalitetskriterium for ferskvand på:

$$SKK_{\text{ferskvand}} = 115 \text{ mg/kg tørvægt} / 50 = \underline{2,3 \text{ mg/kg tørvægt}}$$

For saltvand anvendes, lige som tidligere i MST (2017), en UF på 10 for den laveste estimerede EC10-værdi fra Hansen et al., (1996). Derved fås et sedimentkvalitetskriterium for saltvand på:

$$SKK_{\text{saltvand}} = 38 \text{ mg/kg tørvægt} / 10 = \underline{3,8 \text{ mg/kg tørvægt}}$$

I EU RAR (2007) er der angivet en Cd baggrundskoncentration i sediment på 2 mg/kg tørvægt, svarende til 0,77 mg/kg vådvægt. Som beskrevet i EU TGD (2018), afsnit 3.5.4, skal der anvendes en tilgang med total risiko, hvor der ikke eksplicit tages højde for baggrundskoncentrationen for metaller. De fundne SKK'er kan derfor betragtes som totale koncentrationer inklusive den naturlige baggrundskoncentration.

Der er i denne vurdering ikke lavet en beregning af tilgængeligt Cd i sediment ved SEM-AVS modellen. Det skyldes dels, at modellen kræver, at man har målinger af sulfider, kobber og bly, og helst også kviksølv, og dels finder Hansen et al., (1994) en dosis-respons ved Cd koncentrationer, der er lavere end den tilgængelige koncentration af AVS (AVS-SEM), hvilket betyder, at SEM-AVS modellen ikke kan bruges for Cd.

Der er ikke fundet evidens for, at der er en sammenhæng mellem organisk kulstof (OC) og Cd koncentrationen i sedimentet, derved er sedimentkvalitetskriterierne i nuværende datablad ikke OC-normaliseret.

6.3 Kvalitetskriterium for pattedyr og fugle ($BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$)

BCF > 100 er fundet for vertebrater, se afsnit 3.2, hvilket berettiger at udlede en BKK-værdi for sekundær forgiftning af pattedyr og fugle i henhold til EU TGD (2018), afsnit 2.4.3.

Vurderingen i dette datablad inkluderer de 12 studier i tabel 4.2.1, der består af ni studier med pattedyr (fem forskellige arter), og tre studier med fugle (to forskellige arter). Der anvendes kun kroniske, sub-kroniske, samt sub-akutte effektdatasæt for vækst, overlevelse og reproduktion til udledningen af $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$. For at lave en SSD-analyse, anbefaler EU TGD (2018), at der skal indgå minimum 10 arter, inklusive studier med rovdyr, både for fugle og pattedyr (EU TGD, 2018, afsnit 4.4.8). Studierne dækker syv forskellige arter og ingen med rovdyr. Derfor laves der ikke en SSD, men en deterministisk analyse, hvor de laveste energinormaliserede toksicitetsværdier, for hhv. fugle og pattedyr, anvendes for studier med højeste kvalitetsscore (EU TGD, 2018, afsnit 4.4.8).

Energinormalisering af effektdata foretages med metode B (afsnit 4.4.5.2 i EU TGD, 2018), da effektværdierne er angivet som foderkoncentrationer. Omregning til mg/kJ gøres ved først at energinormalisere NOEC-værdien iht. det anvendte foder ved følgende formel:

$$\text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} \text{ (mg/kJ)} = \text{Konc}_{\text{foder}} \text{ (mg/kg vådvægt)} / (\text{energiindhold}_{\text{foder, tørvægt}} * (1 - \text{vandindhold}_{\text{foder}})) \text{ (kJ/kg vådvægt)}$$

For nogle studier er NOEC-koncentrationerne omregnet fra kadmiumklorid (CdCl_2 , molvægt: 183,31 g/mol) til cadmium (Cd, molvægt: 112,41 g/mol) ved:

Omregnet NOAEL/NOEC konc. (mg/kJ)

$$\text{Konc. Cd} = \text{Konc. CdCl}_2 * \text{molvægt Cd} / \text{molvægt CdCl}_2$$

De energinormaliserede effektdata er listet i tabel 6.3.1 under ”Omregnet NOAEL/NOEC konc. (mg/kJ)”.

Herefter energinormaliseres NOEC-værdien til det kritiske fødeemne (enten musling eller fisk) (afsnit 4.4.6 i EU TGD, 2018):

$$\begin{aligned} \text{Konc}_{\text{musling}} \text{ (mg/kg musling, vådvægt)} &= \\ \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} \text{ (mg/kJ)} * (\text{energiindhold}_{\text{musling, tørvægt}} * (1 - \text{vandindhold}_{\text{musling}})) \text{ (kJ/kg} \\ \text{vådvægt)} &= \\ \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} \text{ (mg/kJ)} * (19.000 \text{ kJ/kg tørvægt} * (1 - 0,92) \text{ kg tørvægt/kg vådvægt)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Konc}_{\text{fisk}} \text{ (mg/kg fisk, vådvægt)} &= \\ \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} \text{ (mg/kJ)} * (\text{energiindhold}_{\text{musling, tørvægt}} * (1 - \text{vandindhold}_{\text{musling}})) \text{ (kJ/kg} \\ \text{vådvægt)} &= \\ \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} \text{ (mg/kJ)} * (21.000 \text{ kJ/kg tørvægt} * (1 - 0,74) \text{ kg tørvægt/kg vådvægt)} \end{aligned}$$

Dernæst anvendes usikkerhedsfaktorer til at ekstrapolere til langtidseffekter og andre beskyttelsesniveauer. Usikkerhedsfaktoren for pattedyr sættes til $UF1 = 3$ for det sub-kroniske studie af Powell et al. (1964). For fugle forsøget af White et al. (1978) sættes $UF1 = 1$ (kronisk, da reproduktion er endpoint); for fugle forsøget af Richardson et al. (1974) sættes $UF1 = 10$ til at tage højde for begrænset eksponeringstid i sub-akutte studier (tabel 9 i EU TGD, 2018). $UF2$ sættes til 10 i alle studier for ekstrapolering til forskellige niveauer (tabel 10 i EU TGD, 2018).

Følgende formler anvendes til at bestemme $\text{BKK}_{\text{sek. forgift.}}\text{-værdierne}$ angivet i tabel 6.3.1:

$$\text{BKK}_{\text{sek. forgift.}, \text{ musling}} \text{ (mg/kg musling, vådvægt)} = \text{Konc}_{\text{musling}} \text{ (mg/kg musling, vådvægt)} / (UF1 * UF2)$$

$$\text{BKK}_{\text{sek. forgift.}, \text{ fisk}} \text{ (mg/kg fisk, vådvægt)} = \text{Konc}_{\text{fisk}} \text{ (mg/kg fisk, vådvægt)} / (UF1 * UF2)$$

Som nævnt i afsnit 3.2 er der ikke evidens for biomagnifikation af Cd, hverken i den lavere akvatiske fødekæde eller for toppredatorer. Der beregnes derfor ikke et særskilt BKK for det marine miljø, med det formål at beskytte toppredatorer.

Fødekilden for pattedyr og fugle antages at være den samme, dvs. enten musling eller fisk. Det laveste af de to beregnede kriterier sættes derefter som det endelige biotakvalitetskriterie for sekundær forgiftning ($BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$). Af tabel 6.3.1 ses det, at den lavest værdi er:

$BKK_{\text{sek. forgiftn.}} = \underline{0,018 \text{ mg/kg musling, vådvægt}}$ (deterministisk metode)

Tabel 6.3.1 BKK værdier beregnet for studier med laveste Klimisch score (se tabel 4.2.1).

Arter	Antaget føde (tabel 8 i EU, 2018)	Omregnet NOAEL/NOEC konc. (mg/kJ)	Konc _{musling} (mg/kg musling, vådvægt)	Konc _{fisk} (mg/kg fisk, vådvægt)	UF1 (kronisk/sub-kronisk/sub-akut/akut) (tabel 9 i EU, 2018)	UF2 (ekstrapolering til forskellige niveauer) (tabel 10 i EU, 2018)	BKKsek. forgiftn., musling (mg/kg musling, vådvægt)	BKKsek. forgiftn., fisk (mg/kg fisk, vådvægt)
Pattedyr								
Tamkvæg (<i>Bos primigenius taurus</i>)	Fodersammensætningen er angivet med et tørstofindhold på 88,6%. Energiindholdet er ikke angivet, antager derfor, at det er <u>kommerciel</u> ¹⁾ foder.	0,00299	4,545	16,325	3 (sub-kronisk)	10	0,151	0,544
Fugle								
Gråand (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Fodersammensætningen er ikke angivet, det noteres, at kommercielt andeavlser foder anvendes. Derfor vælges <u>kommerciel foder</u> ¹⁾ .	0,000115	0,175	0,629	1 (kronisk) – angives som kronisk grundet endpoint: reproduktion	10	0,0175	0,0629
Japansk vagtel (<i>Coturnix c. japonica</i>)	Det noteres, at basalt foder anvendes, men energi- og vandindhold er ikke angivet. Derfor vælges <u>kommerciel foder</u> ¹⁾ .	0,00274	4,158	14,935	10 (sub-akut)	10	0,0416	0,149

¹⁾ Energiindholdet i kommerciel foder er 15,1 kJ/g tørvægt (Tabel 8 i EU TGD, 2018).

6.4 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

Da Cd er en kendt carcinogen og har de harmoniserede klassificeringer Carc. 1B (H350), Muta. 2 (H341) og Repr. 2 (H361fd) (se tabel 1.1) er kriterierne opfyldt for udledning af et kvalitetskriterie for human konsum af vandlevende organismer jf. EU TGD (2018). ECHA har konkluderet, at Cd har en DNEL_{oral} værdi på 1 µg/kg lgv/dag. I EU Forordning 2021/1323 af 10. august 2021, er der flere grænseværdier for human konsum af Cd via føden. For vandlevende organismer, er der fastsat en grænseværdi på 0,05 mg/kg vådvægt for human konsum af fiskekød med undtagelser af enkelte arter. For krebsdyr og toskallede bløddyr er grænseværdierne henholdsvis 0,50 og 1,0 mg/kg vådvægt. EU-grænseværdien for fisk anvendes som kvalitetskriterium:

$$\text{HKK} = \underline{50 \mu\text{g/kg vådvægt}}$$

6.5 Vandkvalitetskriterium baseret på BKK_{sek. forgiftn.} og HKK

For at se om vandkvalitetskriteriet sikrer beskyttelse af biota og human konsum, er der i EU TGD (2018) (afsnit 4.6.2) beskrevet en procedure for tilbageregning fra BKK_{sek. forgiftn.} og HKK til en vandkoncentration. BCF data for metaller kan være upålidelige, og derfor anbefaler EU TGD (2018) (afsnit 2.5.1), at BAF eller BMF anvendes til tilbageregningen. Derudover påpeger EU TGD (2018) (afsnit 4.6.2), at man skal være påpasselig med at anvende BCF, BAF og BMF værdier for metaller.

BKK_{sek. forgiftn.} er bestemt for musling. Der er imidlertid ikke angivet en BAF for musling. Generelt for invertebrater er BAF fundet til at være fra 35 til 170.000 L/kg tv, med en medianværdi på 22.725 L/kg tv ved en koncentration på 0,16 µg Cd/L (se afsnit 3.2). Anvendes som tilnærmelse en omregningsfaktor på 11,5 fra vådvægt til tørvægt, som er gældende for skaldyr (se afsnit 3.2), bliver tilbageregningen til en vandkoncentration for biota:

$$\text{BKK}_{\text{vand,sek. forgiftn. (min.)}} = \text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} / (\text{BAF}_{\text{invertebrater(max.)}} / 11,5) = 18 \mu\text{g/kg musling, vådvægt} / (170.000 \text{ L/kg tørvægt} / 11,5) = 0,0012 \mu\text{g/L}$$

$$\text{BKK}_{\text{vand,sek. forgiftn. (max.)}} = \text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} / (\text{BAF}_{\text{invertebrater(min.)}} / 11,5) = 18 \mu\text{g/kg musling, vådvægt} / (35 \text{ L/kg tørvægt} / 11,5) = 5,9 \mu\text{g/L}$$

$$\text{BKK}_{\text{vand,sek. forgiftn. (median)}} = \text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} / (\text{BAF}_{\text{invertebrater(median)}} / 11,5) = 18 \mu\text{g/kg musling, vådvægt} / (22.725 \text{ L/kg tørvægt} / 11,5) = \underline{0,0091 \mu\text{g/L}}$$

I EU RAR (2007) er BAF_{fisk} angivet til 240 L/kg, for hele fisk ved en Cd vandkoncentration på 0,17 µg/L i ferskvand, hvilket svarer til vandkvalitetskriterierne (afsnit 6.1). For human konsum anvendes fisk som det kritiske fødeemne og følgende tilbageregnete vandkoncentration fås:

$$\text{HKK}_{\text{vand}} = \text{HKK} / \text{BAF}_{\text{fisk}} = 50 \mu\text{g/kg} / 240 \text{ L/kg} = \underline{0,21 \mu\text{g/L}}$$

Ved tilbageregning til koncentrationer i vand fra hhv. BKK_{sek. forgiftn.} og HKK fås vandkoncentrationer, der er hhv. signifikant lavere og på niveau med vandkvalitetskriterierne (VKK og KVKK). Idet invertebrater anvendes som det kritiske fødeemne for biota, kan BKK_{vand,sek. forgiftn.} således få indflydelse på de overordnede vandkvalitetskriterier.

7 Konklusion

Kvalitetskriterier i vandmiljøet er beregnet for Cd, som Cd²⁺, i vandsøjlen, i sediment, i pattedyr og fugle (biota) og for human konsum. Metodikken er baseret på EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU TGD, 2018) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (MST, 2004).

Som anført i MST (2004) skal der, når der foreligger en EU eller OECD risikovurderingsrapport for stoffet, anvendes oplysninger heri, og disse skal danne baggrund for beregningen af kvalitetskriterierne, medmindre der er nyere og væsentlige oplysninger. EU risikovurderingsrapporten (EU RAR, 2007) udgør derfor det primære dokument til vurderingerne i den foreliggende rapport.

Nyere studier, der er refereret i ECHA dossieret (ECHA, 2021), studier der er fundet ved en litteratur gennemgang med sidste søgning december 2022, Miljøstyrelsens tidligere udgaver af datablade for cadmium og cadmium forbindelser (MST, 2013; MST, 2017) samt vurderinger foretaget af EU (EC, 2005; EU 2008; EU RAR 2008), indgår ligeledes i vurderingen.

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er fundet:

EU fastsatte Vandkvalitetskriterier (VKK) og Korttidsvandkvalitetskriterier (KVKK):

Hårdhed (mg CaCO ₃ /L) (Hardness)	VKK µg/L (AA-EQS; EU)		KVKK µg/L (MAC-EQS; EU)
	Ferskvand (Freshwater)	Saltvand (Saltwater)	Fersk- og saltvand (Fresh- and saltwater)
≤40	≤0,08	0,20	≤0,45
40 - <50	0,08		0,45
50 - <100	0,09		0,6
100 - <200	0,15		0,9
≥200	0,25		1,5

Sedimentkvalitetskriterie, ferskvand:

SSK_{ferskvand} = 2,3 mg/kg tørvægt, total

Sedimentkvalitetskriterie, saltvand:

SSK_{saltvand} = 3.8 mg/kg tørvægt, total

Der er i denne vurdering ikke lavet en beregning af tilgængeligt Cd i sediment ved SEM-AVS modellen, da modellen bl.a. kræver, at man har målinger af sulfider, kobber og bly, og helst også kviksølv.

Biotakvalitetskriterie, sekundær forgiftning:

BKK_{sek. forgiftn.} = 0,018 mg/kg musling, vådvægt (deterministisk metode)

Biotakvalitetskriterie, sundhed:

HKK = 0,05 mg/kg fiskeriprodukt, vådvægt

Ved tilbageregning til koncentrationer i vand fra hhv. $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ og HKK fås vandkoncentrationer, der er hhv. signifikant lavere og på niveau med vandkvalitetskriterierne (VKK og KVKK). Idet invertebrater anvendes som det kritiske fødeemne for biota, kan $BKK_{\text{vand, sek. forgiftn.}}$ således få indflydelse på de overordnede vandkvalitetskriterier. De EU beregnede værdier, der er udledt fra den direkte toksicitet på vandlevende organismer er mere robuste, mens de tilbageberegnete vandkoncentrationer er mere konservative, men mindre robuste.

8 Referencer

ATSDR, 2012. [Cadmium | Toxicological Profile | ATSDR \(cdc.gov\)](#)

BEK nr 1023 af 29/06/2023. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2023/1023>

Cain, B.W., Sileo, L., Fransson, J.C., Moore, J., 1983. Effects of dietary cadmium on mallard ducklings. *Environ. Res.* 32: 286-297.

C&L, 2022. [C&L-fortegnelsen \(europa.eu\)](#)

Cousins, R.J., Barber, A.K., Trout, J.R., 1973. Cadmium toxicity in growing swine. *J. Nutr.* 103: 964-972.

Cremazy et al., 2018. Chronic toxicity of binary mixtures of six metals (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn) to the great pond snail *Lymnea stagnalis*. *ES&T* 52: 5979-5988.

DeWitt, T.H., Swartz, R.C., Hansen, D.J., McGovern, D., Berry, W.J., 1996. Bioavailability and chronic toxicity of cadmium in sediment to the estuarine amphipod *leptocheirus plumulosus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(12): 2095–2101.

Direktiv 2008/105/EF. EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF.

Direktiv 2013/39/EU. EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken.

Doyle, J.J., Pfander, W.H., Grebing, S.E., Pierce, J.O., 1974. Effect of dietary cadmium on growth, cadmium adsorption and cadmium tissue levels in growing lambs. *J. Nutr.* 104: 160-166.

EC, 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Environmental Quality Standards (EQS). Substance Data Sheet. Priority Substance No. 6. Cadmium and its Compounds. CAS-No. 7440-43-9. Final version. Brussels, 31 July 2005. European Commission.

ECHA, 2021. [Registration Dossier - ECHA \(europa.eu\)](#).

ECOTOX. US EPA The ECOTOXicology knowledgebase (ECOTOX). <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

EFSA, 2009. Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. EFSA journal 980: 1-39.

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)

EU 2021/1323. KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) 2021/1323 af 10. august 2021 om ændring af forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdierne for cadmium i visse fødevarer.

EU RAR, 2007. European Union Risk Assessment Report. Cadmium metal. Part I – Environment. Part II – Human Health. CAS No: 7440-43-9. EINECS No: 231-152-8. European Chemicals Bureau.

EU RAR, 2008. Cadmium metal and cadmium oxide. CAS No: 7440-43-9 and CAS No: 1306-19-0. EINECS No: 231-152-8 and EINECS No: 215-146-2. Summary Risk Assessment Report. European Commission - Joint Research Centre - Institute of Health and Consumer Protection (IHCP) - Toxicology and Chemical Substances (TCS) - European Chemicals Bureau (ECB).

EU TGD, 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>)

FOREGS, 2022. Geochemical atlas of Europe. w_icpms_cd_edit.pdf (gtk.fi)

Gao, Y., Wang, R., Li, Y., Ding, X., Jiang, Y., Feng, J., Zhu, L., 2021. Trophic transfer of heavy metals in the marine food web based on tissue residuals. Science of the Total Environment 772: 145064.

Griboff, J., Horacek, M., Wunderlin, D.A., Monferran, M.V., 2018. Bioaccumulation and trophic transfer of metals, As and Se through a freshwater food web affected by anthropic pollution in Córdoba, Argentina. Ecotoxicology and Environmental Safety 148: 275–284.

Groten, J.P., Sinkeldam, E.J., Muys, T., Luten, J.B., Vanbladeren, P.J., 1991. Interaction of dietary Ca, P, Mg, Mn, Cu, Fe, Zn and Se with the accumulation and oral toxicity of cadmium in rats. Food and Chem. Toxicol. 29: 249-258.

Gu, Y.-G., 2021: Risk assessment of eight metals and their mixtures to aquatic biota in sediments with diffusive gradients in thin films (DGT) a case study in Pearl River intertidal zone. Environ Sci Eur 33:122.

- Hansen, D.J., Mahony, J.D., Berry, W.J., Benyi, S.J., Corbin, J.M., Pratt, S.D., di Toro, D.M., Abel, M.B., 1996. Chronic effect of cadmium in sediments on colonization by benthic marine organisms: an evaluation of the role of interstitial cadmium and acid-volatile sulfide in biological availability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(12): 2126–2137.
- Hare, L., Carignan, R., Huerta-Diaz, M.A., 1994. A field study of metal toxicity and accumulation by benthic invertebrates; implications for the acid-volatile sulfide (AVS) model. *Limnol. Oceanogr.* 39(7): 1653-1668.
- Hu, C., Shui, B., Yang, X., Wang, L., Dong, J., Zhanga, X., 2021. Trophic transfer of heavy metals through aquatic food web in a seagrass ecosystem of Swan Lagoon, China. *Science of the Total Environment* 762: 143139.
- Ikemoto, T., Tu, N.P.C, Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B.C., Takeuchi, I., 2008. Biomagnification of Trace Elements in the Aquatic Food Web in the Mekong Delta, South Vietnam Using Stable Carbon and Nitrogen Isotope Analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 54: 504–515.
- Klimisch, H.-J., Andreae, A., Yillmann, U., 1997. A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data. BASF Aktiengesellschaft, D-67056 Ludwigshafen, Germany. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25 (1–5): Article no. RT961076.
- Korsman et al., 2016. Dietary toxicity thresholds and ecological risk for birds and mammals based on Species Sensitivity Distributions. *ES&T*, 2016, (50) 10644-10652.
- Löser, E., 1980. A 2-year oral carcinogenicity study with cadmium on rats. *Cancer Lett.* 9: 191-198.
- Madgett, A.S., Yates, K., Webster, L., McKenzie, C., Moffat, C.F., 2021. The concentration and biomagnification of trace metals and metalloids across four trophic levels in a marine food web. *Marine Pollution Bulletin* 173: 112929.
- Monferrán, M.V., Garnero, P., de los Angeles Bistoni, M., Anbar, A.A., Gordon, G.W., Wunderlin, D.A., 2016. From water to edible fish. Transfer of metals and metalloids in the San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Implications associated with fish consumption. *Ecological Indicators* 63: 48–60.
- MST, 2004. Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2004.
- MST, 2013. Cadmium og cadmiumforbindelser (CAS nr. 7440-43-9). Fastsættelse af kvalitetskriterier. Opløst cadmium (Cd²⁺). ”7440-43-9--Cadmium og cadmiumforbindelser-august-2013”.
- MST, 2017. Cadmium og cadmiumforbindelser (CAS nr. 7440-43-9). Fastsættelse af kvalitetskriterier. Opløst cadmium (Cd²⁺). ”Bilag 1 - 7440-43-9--Cadmium og cadmiumforbindelser-august-2017”.

Monitool, 2021. New tools for water quality monitoring. DGT: EQS adaptation for Nickel, Cadmium and Lead. June 2021. No. version: 1.

Peter, M., Vladimir, U., Robert, T., 1995. Distribution of cadmium and its influence on the growth of offspring after an experimental application to female rabbits. *J. Environ. Sci. Health A*, 30: 51-62.

Powell, G.W., Miller, W.J., Morton, J.D., Clifton, C.M., 1964. Influence of dietary cadmium level and supplemental zinc on cadmium toxicity in the bovine. *J. Nutr.* 84: 205-214.

Prigge, E., 1978. Early signs of oral and inhalative cadmium in rats. *Arch. Toxicol.* 40: 231-247.

PubChem, 2022. [Cadmium | Cd - PubChem \(nih.gov\)](https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Cd)

Richardson, M.E., Spivey Fox, M.R., Fry, B.E., 1974. Pathological-changes produced in japanese-quail by ingestion of cadmium. *J. Nutri.* 104: 323-338.

RIVM, 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands. Report no. 601501 001. October 1997.

Romijn, C., Luttik, R., Van den meent, D., Slooff, W., Canton, J.H., 1993. Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. Part 1. Aquatic food-chains. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 26: 61–85.

Romijn, C.A.F.M., Luttik, R., Canton, J., 1994. Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. Part 2. Terrestrial food chains. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 27: 107-127.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., 1996. Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of a primary smelting works. *Sci. Total Environ.* 187: 167-183.

Sugawara, N., Sugawara, C., 1974. Cadmium accumulation in organs and mortality during a continued oral uptake. *Arch. Toxicol.* 32: 297-306.

Supplee, W.C., 1961. Production of zinc deficiency in turkey poults by dietary cadmium. *Poult. Sci.*, 40: 827-828.

Tao, Y., Yuan, Z., Xiaona, H., Wei, M., 2012. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 81: 55–64.

UNEP, 2010. Final review of scientific information on Cadmium. Version of December 2010. United Nations Environment Programme, Chemicals branch, DTIE.

(https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27636/Cadmium_Review.pdf?sequence=1&isAllowed=y).

White, D.H., Finley, M.T., Ferrell, J.F., 1978. Histopathologic effects of dietary cadmium on kidneys and testes of mallard ducks. *J. Toxicol. Environ. H.* 4: 551-558.

WHO, 2017. *Guidelines for Drinking-water Quality*. Fourth edition. Incorporating the first addendum. World Health Organization.

Zenick, H., Hastings, L., Goldsmith, M., Niewenhuis, R.J., 1982. Chronic cadmium exposure: relation to male toxicity and subsequent fetal outcome. *J. Toxicol. Environ. Health*, 9: 377-387.