



# **Datablad för kadmium**

Kemakta Konsult AB  
Institutet för Miljömedicin

**December 2014**  
**reviderad juni 2016**

# Innehåll

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Inledning</b> .....  | <b>1</b>  |
| <i>Generella riktvärden för kadmium</i> .....   | 1         |
| <i>Ämnesidentifikation</i> .....  | 1         |
| <b>Fysikaliska och kemiska uppgifter</b> .....  | <b>2</b>  |
| <i>Fördelningskoefficienten mellan jord och vatten, <math>K_d</math></i> .....  | 2         |
| <i>Fördelningskoefficienter för organiska och flyktiga ämnen, <math>K_{oc}</math>, <math>K_{ow}</math> och <math>H</math></i> ..... | 2         |
| <b>Bioupptagsfaktorer</b> .....   | <b>2</b>  |
| <i>Upptag i växter</i> .....  | 2         |
| <i>Upptag i fisk</i> .....  | 4         |
| <b>Toxicitetsparametrar</b> .....   | <b>4</b>  |
| <i>Övrig exponering</i> .....   | 4         |
| Cancerklassning.....  | 4         |
| Hudupptag.....  | 5         |
| Akuttoxicitet.....  | 5         |
| TDI/Oral risk.....  | 5         |
| RfC/Inhalation risk.....  | 6         |
| <i>Skydd av grundvatten</i> .....   | 6         |
| <b>Skydd av markmiljö</b> .....   | <b>6</b>  |
| <i>Markmiljö, känslig markanvändning</i> .....  | 8         |
| <i>Markmiljö, mindre känslig markanvändning</i> .....   | 9         |
| <i>Hänsyn till bioackumulering</i> .....  | 9         |
| <b>Bakgrundshalter i jord</b> .....   | <b>10</b> |
| <b>Halkriterium för ytvatten</b> .....  | <b>11</b> |
| <b>Referenser</b> .....   | <b>12</b> |

# Inledning

Detta dokument redovisar underlaget till val av ämnesparametrar för kadmium i modellen för beräkning av riktvärden för förorenad mark. Databladet togs fram för dokumentation av ämnesdata som använts för att beräkna de generella riktvärdena som publicerades 2009. Under 2015-2016 har en genomgång gjorts av relevanta datakällor för att utröna om nya data finns tillgängliga som motiverar en revidering av ämnesparametrarna i modellen. I databladet redovisas vilket nytt dataunderlag som påträffats och om några ändringar av parametervärden gjorts. För parameterdefinitioner och en beskrivning av hur parametrarna används vid riktvärdesberäkning hänvisas till rapporten "Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning" (Naturvårdsverket, 2009a). Databladet är framtaget av Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin på uppdrag av Naturvårdsverket.

Parametervärdena som redovisas nedan är framtagna för användning i riktvärdesmodellen och rekommenderas inte som bedömningsgrunder för andra ändamål, t.ex. bedömning av ytvattenhalter eller bedömning av grundvattenhalter.

I den genomgång som gjorts av datakällor 2015 till 2016 har det framkommit ny information om kadmiums hälsoeffekter. Detta har föranlett en ändring av parametervärdet för tolerabelt dagligt intag. Dessa ändringar har lett till en revidering av de generella riktvärdena och kan också påverka platsspecifika riktvärden som tas fram.

## Generella riktvärden för kadmium

### Generella riktvärden för kadmium i mark

|                                     | Generella riktvärden |          |
|-------------------------------------|----------------------|----------|
| Känslig markanvändning (KM)         | 0,8                  | mg/kg TS |
| Mindre känslig markanvändning (MKM) | 12                   | mg/kg TS |

Det generella riktvärdet för KM har höjts något i förhållande till de riktvärden som gavs ut 2009. Detta beror på ändrade bedömningar av toxiciteten, se avsnitt TDI/Oral risk. Riktvärdet för MKM är däremot det samma som tidigare.

Riktvärdet för KM styrs av hälsorisker med intag av växter och dricksvatten som viktiga exponeringsvägar. Värdet för skydd av markmiljön är 4 mg/kg TS och värdet för skydd av grundvatten 7 mg/kg TS. Viktiga parametrar är växtupptagsfaktorer och lakbarhet ( $K_d$ -värden). Värdet för skydd av ytvatten är ca 15 mg/kg TS.

Riktvärdet för MKM styrs av kravet på skydd av markmiljön. Värdet för skydd av grundvatten, 23 mg/kg TS. En viktig parameter är således lakbarhet och spridningsförutsättningar. Det hälsoriskbaserade riktvärdet är 64 mg/kg TS.

## Ämnesidentifikation

|            |           |
|------------|-----------|
| EC-nummer  | 231-152-8 |
| CAS-nummer | 7440-43-9 |

# Fysikaliska och kemiska uppgifter

## Fördelningskoefficienten mellan jord och vatten, $K_d$

Parametervärdet i riktvärdesmodellen,  $K_d$  för kadmium

|       |     |      |
|-------|-----|------|
| $K_d$ | 200 | l/kg |
|-------|-----|------|

För metaller har en sammanställning gjorts av  $K_d$ -värden beräknade utifrån lakttestresultat från den databas som tagits fram i Hållbar saneringsprojektet "Lakteter för riskbedömning av förorenade områden" (Elert et al., 2006). I databasen finns en sammanställning av ett stort antal lakteter, huvudsakligen skakteter, utförda inom ramen för statligt finansierade efterbehandlingsprojekt i Sverige. Denna databas bedöms ge det mest relevanta underlaget för riktvärdesmodellen eftersom den omfattar data från förorenade områden i Sverige och eftersom standardiserade metoder har använts. För kadmium har utvärdering av  $K_d$ -värden baserats på 43 prover, vilket bedöms vara ett tillräckligt antal för att ge en tillförlitlig uppskattning av  $K_d$ -värdet.

Ur databasen har lakteter där både fastfashalt och eluathalter ( $L/S=2$  och  $L/S=10$ ) ligger över detektionsgräns vid analysen använts. För dessa lakteter har  $K_d$ -värden beräknats vid  $L/S=2$  och  $L/S=10$  och plottats mot fastfashalten. Därefter har den statistiska fördelningen av  $K_d$ -värdena undersökts. Endast analyser av prover med förorenad jord (halt över naturlig bakgrund) har tagits med i utvärderingen. Som haltgräns för naturlig bakgrund har valts 50-percentilen för morän analyserad med ICP-MS, salpetersyralakning ( $7\text{MHNO}_3$ ) i SGU:s sammanställning (SGU, 2007), 0,08 mg/kg TS.

10-percentilen av de experimentella värden har valts som  $K_d$ -värde i riktvärdesmodellen. Det finns flera skäl att lägga tonvikten på experimentella värden i det lägre intervallet; lakteter tenderar till att underskatta långsiktig lakning av vissa typer av material, t.ex. material som avger föroreningar genom vittring, samt att förorenad mark med hög lakbarhet (låga  $K_d$ -värden) har relativt sett större betydelse för utsläppet från ett område. Valet av 10-percentilen ger en rimligt försiktig bedömning av rörligheten i förorenad mark för generella förhållanden. Det beräknade värdet har avrundats.

## Fördelningskoefficienter för organiska och flyktiga ämnen, $K_{oc}$ , $K_{ow}$ och H

Fördelningsfaktorer mellan vatten och organiskt kol ( $K_{oc}$ ), oktanol och vatten ( $K_{ow}$ ) och Henrys konstant (H) används inte för kadmium i riktvärdesmodellen.

## Bioupptagsfaktorer

### Upptag i växter

Parametervärden i riktvärdesmodellen, upptagsfaktorer för kadmium i grönsaker och rotsaker

|           |      |                                   |
|-----------|------|-----------------------------------|
| BCFstem-d | 0,25 | (mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord) |
| BCFroot-d | 0,16 | (mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord) |

Data för upptag av kadmium i rot- och grönsaker finns för ett antal olika växter och jordar. Flera datasammanställningar har gjorts, t.ex. Coughtrey et al, (1983) rapporterade växtupptagsfaktorer mellan 0,09 till 4,0 beroende på växt.

En sammanställning av upptagsfaktorer för kadmium i växter har gjorts av RIVM (2007). RIVM sammanställde växtupptagsfaktorer för ett stort antal växter och utvecklade en modell för beräkning av växtupptagsfaktorer utifrån jordförhållanden och typ av växt. Observerade växtupptagsfaktorer för kadmium har justerats av RIVM för att motsvara upptaget i en standardjord (med 2% organiskt material och 5% lera). Detta bedöms även vara relevant för svenska förhållanden.

#### Växtupptagsfaktorer för kadmium (RIVM, 2007)

| Växtgrupp                             | Växttyp                    | Växtupptagsfaktor –<br>enskilda växter | Växtupptagsfaktor,<br>växtgrupper | Viktningfaktor<br>(procent av total<br>grönsaks<br>konsumtion) |
|---------------------------------------|----------------------------|--|-----------------------------------|--|
| <b>Rotsaker i riktvärdesmodellen</b>  |                            |  |                                   |  |
| Potatis                               | potatis                    | 0,156                                  | 0,156                             | 61,6   |
| Rotsaker                              | rödbetor                   | 0,194                                  | 0,260                             | 5,1  |
|                                       | morötter                   | 0,288                                  |                                   |  |
|                                       | rädisor                    | 0,002                                  |                                   |  |
| <b>Grönsaker i riktvärdesmodellen</b> |                            |  |                                   |  |
| Lök                                   | purjolök                   | 0,074                                  | 0,074                             | 7,7  |
| Frukt                                 | tomater                    | 3,4                                    | (osäkert värde,<br>används ej)    | 5,0  |
| Kål                                   | vit och<br>rödkål          | 0,326                                  | 0,367                             | 7,6  |
|                                       | grönkål                    | 0,368                                  |                                   |  |
| Grönsaker                             | sallad                     | 0,303                                  | 0,362                             | 4,4  |
|                                       | endiv                      | 0,286                                  |                                   |  |
|                                       | spenat                     | 0,427                                  |                                   |  |
| Baljväxter                            |                            | inga data                              |                                   | 6,9  |
| Bönor                                 | vita och<br>bruna<br>bönor | osäkert värde                          | 0,534                             | 1,2  |
| Stjälkväxter                          |                            | inga data                              |                                   | 0,4  |

Utifrån BCF-värdena för enskilda växter beräknades BCF-värden för olika grupper av växter. För rotsaker och grönsaker togs konsumtionsviktade BCF-värden fram med viktningfaktorer i tabellen ovan.

Det valda värdet för växtupptagsfaktor för rotsaker är den konsumtionsviktade växtupptagsfaktorn för alla rotsaker, inklusive potatis.

Det valda värdet för växtupptagsfaktor för grönsaker är den konsumtionsviktade växtupptagsfaktorn för alla blad- och skottväxter.

## Upptag i fisk

### Parametervärdet i riktvärdesmodellen, upptagsfaktor för kadmium i fisk

|                     |     |                             |
|---------------------|-----|-----------------------------|
| BCF <sub>fish</sub> | 200 | (mg/kg våtvikt fisk)/(mg/l) |
|---------------------|-----|-----------------------------|

IAEA (2001) anger en upptagsfaktor för kadmium i sötvattensfisk på 200 (Bq/kg fisk) / (Bq/l), baserat på flera sammanställningar av data för bioupptag av radioaktivt kadmium i fisk. Denna parameter kan variera över flera tiopotenser, och värdet är försiktig valt av IAEA för att inte underskatta upptaget. Detta värde stämmer med bioupptagsfaktorer i fisk som sammanställts av Coughtrey et al. (1983). Värdet kan även tillämpas på stabila isotoper av kadmium.

## Toxicitetsparametrar

Kadmium är en giftig tungmetall som kan ha effekter på flera av kroppens organ. Njuren har länge ansetts vara det mest känsliga organet eftersom kadmium ansamlas i njurbarken och halveringstiden är i storleksordningen 20 år. Kadmium kan också påverka skelettets struktur och hållbarhet, och leda till minskad bentäthet och ökad risk för frakturer (Åkesson et al, 2014). Samband mellan kadmiumexponering via kosten och risk för hormonrelaterad cancer (bröst- och livmodercancer) har rapporterats.

## Övrig exponering

Den allmänna befolkningen får främst i sig kadmium via födan. Växternas rötter tar upp kadmium och halten i grödor varierar beroende på växtslag, markförhållanden och tillförseln av kadmium till marken. Det största bidraget till det totala kadmiumintaget kommer från spannmål (över 40 procent) samt grönsaker, potatis och övriga rotfrukter (sammanlagt över 30 procent). Kvinnor har ett högre kadmiumupptag i tarmen än män. Vid låga kroppsdepåer av järn ökar kadmiumupptaget (Berglund et al., 1994) och låga depåer av järn är vanligt bland kvinnor i barnafödande ålder.

Kadmiumhalterna i luft och vatten är förhållandevis låga i Sverige och bidrar endast med några procent av den totala exponeringen. Rökare får i sig kadmiumhaltig tobaksrök. Uppskattningsvis leder mångårig rökning till en fördubblad kadmiumhalt i njuren jämfört med hos icke-rökare.

Det nuvarande intaget från andra källor än förorenad mark utgör en stor andel av det tolerabla dagliga intaget (se nedan), men andelen varierar mycket mellan människor. Ett intag från andra källor om 80 procent av det tolerabla dagliga intaget har bedömts vara ett rimligt antagande för beräkning av riktvärden. Riktvärdena för mark baserar sig därför på att maximalt 20 procent av den tolerabla exponeringen får komma från det förorenade området.

## Cancerklassning

Kadmium och kadmiumföreningar är klassificerade som humancarcinogener (klass 1) av International Agency for Research on Cancer (IARC, 1993; uppdaterad 2012), främst baserat på studier av yrkesexponerade som visat ökad risk för lungcancer.

Ökad lungcancerrisk har även visats i studier av den allmänna befolkningen som exponerats vid låga nivåer under lång tid (Nawrot et al., 2006). Kadmiumexponering har också associerats med hormonrelaterad cancer.

Vid riktvärdesberäkningen anses kadmium inte vara en genotoxisk carcinogen (Cd verkar indirekt via oxidativ stress och försämrad DNA-reparation), dvs. i beräkningarna används tröskelbaserade toxikologiska referensvärden.

## **Hudupptag**

### **Parametervärdet i riktvärdesmodellen, hudupptagsfaktor för kadmium**

|          |       |               |
|----------|-------|---------------|
| $f_{du}$ | 0,001 | dimensionslös |
|----------|-------|---------------|

Experimentella data tyder på att hudupptag av metaller är lågt. Hudupptagsfaktorn för kadmium (0,1%) är baserad på US EPA:s genomgång av experimentella data (USEPA, 2004).

## **Akuttoxicitet**

Kadmium är inte så akuttoxiskt att förgiftning kan orsakas av enstaka intag av förorenad jord. Kadmium ansamlas i kroppen och har mycket lång biologisk halveringstid. Stora enstaka intag bidrar således till den ackumulerade kroppsbördan även om effekterna uppträder först efter lång tids exponering.

## **TDI/Oral risk**

### **Parametervärdet i riktvärdesmodellen, TDI-värdet för kadmium**

|     |         |                          |
|-----|---------|--------------------------|
| TDI | 0,00036 | mg/kg kroppsvikt och dag |
|-----|---------|--------------------------|

Detta TDI-värde är en uppdatering av TDI-värdet (0,0002 mg/kg kroppsvikt och dag) som anges i Naturvårdsverket, (2009a). TDI baseras på EFSA:s riskbedömning av kadmium (EFSA 2009; 2011).

Det tidigare värdet var baserat på en utvärdering av ATSDR (ATSDR, 1999). WHO:s dåvarande TDI-värdet (WHO, 2004) ansågs vara för högt eftersom det baserades på att 2,5 µg kadmium/g kreatinin i urin var en säker nivå. Idag talar mycket för att tidig påverkan på både njuren och skelettet kan uppstå vid urinnivåer mellan 0,5 och 3 µg kadmium/g kreatinin (Åkesson et al, 2005).

USEPA har två RfD, ett på 1 µg/kg kroppsvikt baserat på risk för njureffekter och intag via livsmedel, och ett på 0,5 µg/kg kroppsvikt baserat på njureffekter och intag via dricksvatten (IRIS databas, senast reviderat 1994). EU:s myndighet för livsmedelssäkerhet, EFSA, har beräknat ett TDI på 2,5 µg kadmium per kg kroppsvikt och vecka (motsvarar 0,36 µg/kg kroppsvikt och dag), baserat på njureffekter hos kvinnor som utgör en riskutsatt grupp i befolkningen (EFSA 2009; 2011).

Den kvantitativa uppskattningen av storleken på TDI är relativt osäker vad gäller andra hälsoeffekter av Cd. EFSA konstaterar också att delar av befolkningen, både barn och vuxna, kan överskrida gällande TDI (EFSA, 2012), vilket medför att det inte finns något större utrymme för bidrag från kontaminerad mark.

## RfC/Inhalationsrisk

### Parametervärdet i riktvärdesmodellen, RfC-värdet för kadmium

|     |                   |                   |
|-----|-------------------|-------------------|
| RfC | $5 \cdot 10^{-6}$ | mg/m <sup>3</sup> |
|-----|-------------------|-------------------|

RfC-värdet är baserat på riktvärdet för luftkvalitet i Europa från WHO (2000). Värdet är indirekt hälsobaserat och satt framför allt för att minimera tillförseln av kadmium till marken och därmed minska den indirekta exponeringen via livsmedel och dricksvatten. Det valda RfC-värdet är i samma storleksordning som USEPA:s RISK<sub>inh</sub> ( $6 \cdot 10^{-6}$  mg/m<sup>3</sup>), vilket är baserat på risken (1/100 000) för cancer i andningsorganen hos yrkesexponerade (IRIS 1987).

## Skydd av grundvatten

### Parametervärdet i riktvärdesmodellen, haltkriterium för kadmium i grundvatten

|          |        |      |
|----------|--------|------|
| Ccrit_gw | 0,0025 | mg/l |
|----------|--------|------|

Dricksvattennormen för kadmium 5 µg/l baseras på Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (Livsmedelsverket, 2015). Haltkriterium för grundvatten är halva dricksvattennormen.

## Skydd av markmiljö

De miljöriskbaserade riktvärdena för kadmium baseras på en sammanställning av befintliga underlag för miljöriskbaserade värden från andra organisationer. För en definition av terminologin, se Naturvårdsverket (2009b). Omfattningen av befintliga underlag och metoder som har använts vid riktvärdesframtagning sammanfattas i tabellen nedan.

I den första kolumnen anges de referenser som använts och vilken typ av riktvärde de avser. I den andra kolumnen anges värdet eller värdena som referensen anger. I den tredje kolumnen ges för varje referens först en kortfattad sammanfattning av vilken metod som använts för att ta fram värdet. Den metod som värdet baseras på står först. I de fall andra metoder använts eller andra värden har beaktats, såsom skydd av landlevande djur eller fåglar, redovisas även dessa. För att fullt ut förstå de använda metoderna hänvisas till mer detaljerade beskrivningar i bakgrundsreferenserna. Den sista kolumnen ger en sammanfattning av storlek och bredd på det dataunderlag som använts.



**Sammanställning av underlag från andra organisationer till miljöriskbaserade riktvärden för kadmium**

| Referens   | Värde (TS mg/kg) | Framtagningsmetod   | Dataunderlag för markdata  |
|--|------------------|---|--|
| RIVM ekotox MPA (RIVM, 2001, datasammanställning 1997)               | 0,79             | Riktvärdet är 5-percentilen av artkänslighetsfördelningen för marklevande arter. 5-percentilen av artkänslighetsfördelningen för mikroorganismprocesser = 15 mg/kg  | <u>Marklevande arter:</u> 13 NOEC-värden (27 observationer från 6 grupper)<br><u>Mikroorganismer:</u> 70 NOEC-värden   |
| RIVM ekotox SRA (RIVM, 2001, datasammanställning 1997)               | 12               | Riktvärdet är 50-percentilen av artkänslighetsfördelning för marklevande arter 12 mg/kg. 50-percentilen av artkänslighetsfördelning för mikroorganismprocesser är 120 mg/kg RIVM klassar tillförlitligheten som hög   | <u>Marklevande arter:</u> 13 NOEC-värden (27 observationer)<br><u>Mikroorganismer:</u> 70 NOEC-värden  |
| ECB RAR PNECsoil (ECB, 2003)   | 2,3              | 5-percentilen för fördelning av data för mikroorganismer, evertibrater och växter är mellan 2,5 – 2,7 mg/kg, beroende på om alla data används eller art- eller stadie-medelvärden används.  | <u>Evertibrater och växter:</u> 54 NOECs<br><u>Markprocesser:</u> 21 NOEC-värden   |
| ECB RAR PNECsecondary poisoning (ECB, 2003)                          | 0,9              | Riktvärdet är 5-percentilen av koncentrationer i jord där den kritiska halten i njurar av däggdjur inte överskrids.   | <u>Däggdjur:</u> Data för 8 arter. Data från empiriska observationer av Cd halt i jord och njurar  |
| CCME agricultural/residential (CCME 1999a, datasammanställning 1997) | 3,8/10           | <u>Marklevande arter och mikroorganismer:</u> Weight of evidence (fördelningsmetoden): 25-percentilen av data för marklevande arter= 20 mg/kg. SF=2 används eftersom kadmium är potentiellt bioackumulerbart. Geometriskt medelvärde av LOEC data för markprocesser =54 mg/kg.<br><u>Intag via jord och föda:</u> Riktvärdet = 3,8 mg/kg. Baserat på TRV (Toxicity reference value) på 0,445 mg/kg kv/dag, vilket är lägsta LOAEL och SF av 2*5 (5 eftersom LOAEL data kom från en studie under relativt korttid jämfört med djurets livstid, 2 med hänsyn till kadmiums toxicitet och potentiella bioackumulerbarhet). | <u>Marklevande arter:</u> 124 värden<br><u>Mikroorganismer:</u> 8 värden<br><u>Däggdjur och fåglar:</u> 12 EC-värden: 8 för fyra arter däggdjur och 3 värden för två arter fåglar. |
| CCME industrial (CCME 1999a, datasammanställning 1997)               | 22               | Weight of evidence (fördelningsmetoden). 25-percentilen av effektdata för marklevande arter = 21,5 mg/kg. Geometriskt medelvärde av data för markprocesser = 195 mg/kg.   | <u>Marklevande arter:</u> 108 datapunkter EC>15<br><u>Mikroorganismer:</u> 16 datapunkter  |
| EPA EcoSSLväxter (USEPA, 2005)                                       | 32               | Geometriskt medelvärde av MATC-värden (Maximum acceptable toxicant concentration = geometriskt medelvärde av NOAEC and LOAEC.)  | 13 MATC-värden   |
| EPA EcoSSL evertibrater (USEPA, 2005)                                | 140              | Geometriskt medelvärde av ett EC10 värde samt MATC-värden (Maximum acceptable toxicant concentration = geometriskt medelvärde av NOAEC and LOAEC).  | 9 MATC-värden, 1 EC10-värde  |

| Referens                          | Värde (TS mg/kg) | Framtagningsmetod   | Dataunderlag för markdata   |
|-----------------------------------|------------------|---|-----------------------------|
| EPA EcoSSL fåglar (USEPA, 2005)   | 0,77             | Riktvärdet baserat på insektsätande fåglar. TRV-värdet = 1,47 mg/kg kv/dag, baserat på lägsta NOAEL för reproduktion, tillväxt och överlevnad. Gränsvärdet är halten i mark som motsvarar TRV med hänsyn till upptag i föda, födoointaget samt jordintaget. Riktvärden för övriga fåglar: Växtätande fåglar, 28 mg/kg och Köttätande fåglar 630 mg/kg.  | 92 NOAEL- och LOAEL-värden  |
| EPA EcoSSL däggdjur (USEPA, 2005) | 0,36             | Riktvärdet baserat på insektsätande däggdjur. TRV-värdet (Toxicity reference value) = 0,77 mg/kg kv/dag. Gränsvärdet är halten i mark som motsvarar TRV med hänsyn till upptag i föda, födoointaget samt jordintaget. Geometrisk medelvärde av NOAEL-värden från reproduktion och tillväxt = 1,86 mg/kg kv/dag. Riktvärden för övriga däggdjur: växtätande däggdjur, 73mg/kg köttätande däggdjur, 84 mg/kg. | 304 NOAEL- och LOAEL-värden |
| ORNL daggmask (USDOE, 1997a)      | 20               | 10-percentilen av LOEC data ORNL klassar tillförlitligheten av riktvärdet som måttlig   | 17 LOEC-värden              |
| ORNL markprocesser (USDOE, 1997a) | 20               | 10-percentilen av LOEC data ORNL klassar tillförlitligheten som hög   | 27 LOEC-värden              |
| ORNL växter (USDOE, 1997b)        | 4                | 10-percentilen av LOEC värden, avrundat nedåt till 1 sf ORNL klassar tillförlitligheten som hög   | 74 LOEC-värden              |

## Markmiljö, känslig markanvändning

### Parametervärdet i riktvärdesmodellen, miljöriskbaserade riktvärden för kadmium vid känslig markanvändning

|          |   |          |
|----------|---|----------|
| $E_{KM}$ | 4 | mg/kg TS |
|----------|---|----------|

Riktvärdet är baserat på flera datasammanställningar; CCME (1999a), RIVM (2001), USEPA (2005) och ECB (2003).

RIVM har tagit fram artkänslighetsfördelningar för marklevande arter och markprocesser. 25-percentilerna (dvs. halten som skyddar 75% av marklevande arter) beräknade från RIVM:s data är 4,3 mg/kg ( marklevande arter) och 55,2 mg/kg (markprocesser). Även ECB har tagit fram artkänslighetsfördelningar. I utkastet till riskbedömningsrapport för kadmium (ECB, 2003) anges 5-percentilen till 2,3 mg/kg för markprocesser och marklevande organismer, och 25-percentilen är cirka 10 mg/kg. CCME anger 25-percentilen av NOEC/EC<sub>low</sub> data för marklevande organismer till 20 mg/kg och för markprocesser 54 mg/kg. CCME valde att använda en säkerhetsfaktor 2 vid framtagning av riktvärdet för marklevande organismer eftersom kadmium är bioackumulerbar. USEPA:s eco-SSLs för växter och evertebrater, 32 respektive 140 mg/kg är högre än värdena som beräknats från andra datasammanställningar.

Riktvärdet valdes med hänsyn till 25-percentilen (dvs. halten som skyddar 75% av marklevande arter) från RIVM:s sammanställning av data för marklevande arter (4,3 mg/kg TS), samt CCME:s riktvärde för skydd av fåglar och däggdjur (3,8 mg/kg TS).

För metaller tas hänsyn till naturliga förekommande bakgrundshalter i mark genom att det framtagna effektbaserade riktvärdet utgör ett acceptabelt tillskott till bakgrundhalten. Bakgrundshalterna av kadmium i Sverige (se avsnitt om bakgrundshalter nedan) är låga jämfört med det förslagna riktvärdet och därför påverkas inte riktvärdet nämnvärt av justering för bakgrundshalten.

Riktvärdet bedöms ha en medelhög säkerhet eftersom dataunderlaget är relativt omfattande för både marklevande organismer och markprocesser samt har en spridning över flera olika taxonomiska grupper och markprocesser. Osäkerhet finns dock med avseende på bioackumulering i näringskedjan och effekten på däggdjur och fåglar.

## Markmiljö, mindre känslig markanvändning

**Parametervärdet i riktvärdesmodellen, miljöriskbaserade riktvärden för kadmium vid mindre känslig markanvändning**

|                  |    |          |
|------------------|----|----------|
| E <sub>MKM</sub> | 12 | mg/kg TS |
|------------------|----|----------|

Riktvärdet baseras på samma datasammanställningar som för KM. RIVM har tagit fram fördelningar av toxikologiska data för marklevande arter och markprocesser. 50-percentilerna av data från RIVM:s dataunderlag är 12 mg/kg TS för marklevande arter och 120 mg/kg TS för markprocesser. Fördelningar för marklevande organismer och processer finns även i ECB:s sammanställning. 50-percentilerna från ECB:s utkast till riskbedömning för kadmium är 10 mg/kg TS för växter, 32 mg/kg TS för marklevande djur och 50 mg/kg TS för markprocesser; 20 mg/kg TS för alla data. CCME:s riktvärde för mindre känslig markanvändning är 22 mg/kg TS är baserat på 25-percentilen av effekts-data för marklevande organismer.

Riktvärdet har baserats på 50-percentilerna av data för marklevande arter (RIVM, 12 mg/kg TS och ECB 20 mg/kg TS), samt med hänsyn till CCME:s riktvärde för marklevande organismer (22 mg/kg TS). Det lägre värdet valdes med hänsyn till bioackumulerbarheten av kadmium i näringskedjan.

Riktvärdet bedöms ha en medelhög säkerhet eftersom dataunderlaget är relativt omfattande för både marklevande organismer och markprocesser och har en spridning över flera olika taxonomiska grupper och markprocesser. Osäkerhet finns dock med avseende på bioackumulering i näringskedjan och effekten på däggdjur och fåglar.

För metaller tas hänsyn till naturliga förekommande bakgrundshalter i mark genom att det framtagna effektbaserade riktvärdet utgör ett acceptabelt tillskott till bakgrundhalten. Bakgrundshalten av kadmium i Sverige (se avsnitt om bakgrundshalter, nedan) är låga jämfört med det förslagna riktvärdet och därför påverkas inte riktvärdet nämnvärt av justering för bakgrundshalten.

## Hänsyn till bioackumulering

Flera riktvärden har tagits fram för skydd av fåglar och däggdjur vid oralt intag av kadmium via föda och jord. Generellt ligger dessa riktvärden lägre än värden för markprocesser och marklevande organismer på grund av kadmiums bioackumulerbarhet. CCME:s värde är 3,8 mg/kg TS, och USEPA:s och ECB:s ligger under 1 mg/kg TS. RIVM (2000) beräknade ett riktvärde för att ta hänsyn till secondary poisoning som låg på samma nivå som riktvärdet för effekter på marklevande djur, växter och markprocesser. CCME:s, RIVM:s och USEPA:s värden är baserade på toxicitetsreferensvärden och beräknad ackumulering av kadmium i näringskedjan.

ECB:s riktvärde är beräknat från ett empiriskt samband mellan kadmiumhalt i jord och kadmiumhalt i njurar hos däggdjur. Riktvärdet motsvarar halten i jord som ger kritiska halter i njurar hos däggdjur.

Riktvärdet för KM bedöms ge ett skydd mot sekundära effekter för djur som vistas eller söker föda på det förorenade området, men riktvärdet för MKM bedöms inte med säkerhet ge något sådant ett skydd.

## Bakgrundshalter i jord

### Parametervärdet i riktvärdesmodellen, bakgrundshalt av kadmium i jord

|          |     |          |
|----------|-----|----------|
| C_bc-nat | 0,2 | mg/kg TS |
|----------|-----|----------|

En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av kadmium i morän, sedimentjordar och jordbruksmark. Sammanställningen baseras på nationella och regionala studier av metallhalter i morän utförda av Sveriges Geologiska Undersökning, SGU och Statens Lantbruksuniversitet, SLU.

SGU har genomfört rikstäckande markgeokemiska karteringar där geokemiska data presenteras i percentiler (SGU, 2007). Naturliga bakgrundshalter finns redovisade för finfraktionen (<0,063 mm) av morän (12 815 provpunkter) respektive för sedimentjordar (<2 mm) (1 474 prover). Sedimentjordarterna domineras av leror.

SLU:s undersökningar omfattar jordbruksmark (c:a 4 000 provpunkter) (SLU 2007).

I tabellen nedan presenteras 10-, 50-, 70- respektive 90-percentiler av bakgrundshalten i SGU:s geokemiska kartering (SGU, 2007) samt 90-percentil från SLU:s undersökningar i jordbruksmark. Data är redovisade för analyser utförda genom salpetersyralakning (7 M HNO<sub>3</sub>) och ICP-MS.

### Bakgrundshalter av kadmium i morän och sedimentjordar från SGU (2007) och SLU (2007)

|                    | SGU, 2007         |      |     |      |                        |      |      |      | SLU, 2007     |
|--------------------|-------------------|------|-----|------|------------------------|------|------|------|---------------|
|                    | morän (<0,063 mm) |      |     |      | sedimentjordar (<2 mm) |      |      |      | jordbruksmark |
| Percentilen        | 10                | 50   | 70  | 90   | 10                     | 50   | 70   | 90   | 90            |
| Kadmium (mg/kg TS) | 0,03              | 0,07 | 0,1 | 0,16 | 0,03                   | 0,08 | 0,12 | 0,18 | 0,37          |

90-percentilen för sediment ligger högre än 90-percentilen för morän. Det valda värdet är beräknat från värden för finfraktionen (<0,063 mm) i morän och i sedimentjordar viktat mot antalet prover. Värdet är avrundat.

Bakgrundshalter varierar regionalt. 90-percentilen av bakgrundshalter varierar mellan 0,08-0,16 mg/kg TS i de regioner som SGU har kartlagt (Andersson, 2006; 2004a; 2004b; Holmberg, 2005). SGUs regionala datarapporter över ICP-MS-analyserade metaller är ännu ej rikstäckande. Datakvalitet för bakgrundshalter av kadmium anses vara god, men är ännu ej heltäckande över landet.

# Halkriterium för ytvatten

## Parametervärdet i riktvärdesmodellen, halkriterium för kadmium i ytvatten

|          |      |      |
|----------|------|------|
| Ccrit_sw | 0,02 | µg/l |
|----------|------|------|

Halkriterium för ytvatten är baserat på avvikelse från vanligt förekommande halter i svenska ytvatten. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten kadmium kan förväntas vara mycket långvarig eftersom ämnet inte bryts ned. Riskerna med en permanent förhöjning av halterna i akvatiska ekosystem är svåra att förutse, men en måttlig förhöjning av de halter som förekommer idag innebär att sannolikheten för oacceptabla effekter är liten.

En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av metaller i sjöar och vattendrag från SLU: databank för sjöar och vattendrag. För sjöar kommer data ifrån SLU:s riksinventering (vattenkemi) från år 2005 och år 2000. För vattendrag kommer data från Mälarens, Vätterns och Vänerns tillflöden och samordnade recipientkontrollen (SRK) och databas ”Metaller Intensiv” från Stockholms universitets Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM numera ACES).

Antalet analyser som behandlats är ca 1200 för riksinventeringen från år 2000 och ca 100 för riksinventeringen från år 2005, ca 2070 från Mälaren, Vänern och Vätterns tillflöden, ca 7200 analyser från SRK och ca 2000 analyser från ITM (Metaller, Intensiv). Vid tidserier (data från samma provpunkt på ett flertal provtagningstillfälle) har medianvärdet för provpunkten använts i sammanställningen.

En sammanfattning av de sammanställda data för kadmiumhalter i sjöar och vattendrag visas i tabellen nedan. Riktvärdet baseras på tillskott till vanligt förekommande, och är vald som skillnaden mellan medianvärdet och 90-percentilen. Miljökvalitetsnormen (MKN) i Vattendirektivet (EU, 2013) är mellan 0,08 och 0,25 µg/l, beroende på vattenhårdhet.

## Kadmium i vatten (µg/l), svenska sjöar och vattendrag

|                 | Cd    |
|-----------------|-------|
| Medel           | 0,014 |
| Min             | 0,001 |
| 10-perc         | 0,003 |
| 25-perc         | 0,005 |
| Median          | 0,009 |
| 75-perc         | 0,017 |
| 90-perc         | 0,03  |
| Max             | 0,42  |
| Antal stationer | 1387  |

# Referenser

- Andersson M (2004a). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment, Västra Mälardalen med Västerås tätort*, Rapport Gk 4, Sveriges Geologiska Undersökning.
- Andersson M (2004b). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment, Trestadregionen - delar av västra Götalands län*, Rapport Gk 3, Sveriges Geologiska Undersökning.
- Andersson M (2006). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping*, Rapport K 45, Sveriges Geologiska Undersökning.
- ATSDR (1999). *Toxicological profile for cadmium*. Atlanta, GA, United States Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Berglund M., Åkesson A., Nermell B., Vahter M. (1994). *Intestinal absorption of dietary cadmium in women is dependent on body iron stores and fiber intake*. Environ. Health Perspec. 102: 1058-1066.
- CCME (1999a). *Canadian Soil Quality Guidelines, Cadmium (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environmental Canada Ottawa.
- CCME (1999b) *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Factsheet, Cadmium. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Coughtrey P, Thorne M och Jackson, D (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. A A, Balkema, Rotterdam.
- ECB (2003). *Final draft risk assessment report, cadmium and cadmium metal*. European Chemicals Bureau.
- EFSA 2009. *Cadmium in food - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain*. The EFSA Journal (2009) 980, 1-139.  
<http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/980>
- EFSA 2011. *Statement on tolerable weekly intake for cadmium*. EFSA Journal 2011;9(2):1975 [19 pp.].
- EFSA 2012. *Cadmium dietary exposure in the European population*. Scientific report of EFSA. European Food Safety Authority. EFSA Journal 2012;10(1):2551
- Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerre-Hansen J och Groen C (2006). *Laktester för riskbedömning av förorenade områden – huvudrapport och underlagsrapport 1a*. Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Rapport 5535
- EU (2013): Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.
- Holmberg J (2005). *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment i Örebro län*, Rapport K 41, Sveriges Geologiska Undersökning.

- IAEA (2001). *Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IARC (1993). *Beryllium, cadmium, mercury, and exposure in the glass manufacturing industry*. Lyons, International Agency for Research on Cancer, 1993. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 58.
- IARC (2012). *Arsenic, metals, fibres and dust*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol 100C.
- IRIS 1987. U.S. Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS). Cadmium. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, DC.  
[https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0141\\_summary.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0141_summary.pdf)
- Livsmedelsverket (2015). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. SLVFS 2001:30, Innehåller ändringar tom LIVSFS 2015:3
- Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*, Naturvårdsverket Rapport 5976.
- Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*, Naturvårdsverket Rapport 5977.
- Nawrot T, Plusquin M, Hogervorst J, Roels HA, Celis H, Thijs L, Vangronsveld J, Van Hecke E, Staessen JA (2006). *Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study*. *Lancet Oncol.* 2006 Feb;7(2):119-26.
- RIVM (2000) *Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil*. Smit CE, van Wezel AP, Jager T och Traas TP. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report no, 601501009..
- RIVM (2001). *Ecotoxicological serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds*. Verbruggen EMJ, Posthumus R and van Wezel AP, Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report no, 711701020.
- RIVM (2007). *Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites, Towards a protocol for site-specific assessment*. Swartjes FA, Dirven-Van Breemen, Otte PF, Van Beelen P, Rikken MGJ, Tuinstra J, Spijker J and Lijzen JPA.
- SGU (2007). Utdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas, september 2007.
- SLU (2007). *Mark- och grödoinventeringen, Data insamlat 1988-2003*. Sveriges Lantbruksuniversitet ([www.slu.se](http://www.slu.se)).
- SLU:s databank för sjöar och vattendrag. Databank för sjöar och vattendrag, Sveriges Lantbruksuniversitet ([www.slu.se](http://www.slu.se)).
- UKEA (2009). *Contaminants in soil: updated collation of toxicological data and intake values for humans; Cadmium*. Science Report SC050021/SR TOX7. Bristol: European Environment Agency.

- USDoE (1997a). *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process: 1997 revision*. Efroymson, RA, Will ME and Suter, GW II, ES/ER/TM-126/R2, US Department of Energy
- USDoE (1997b). *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision*. US Department of Energy.
- USEPA (2004). *Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* EPA/540/R/99/005, Washington DC: US EPA.
- USEPA (2005). *Ecological soil screening levels for cadmium, Interim final*. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, OSWER Directive 9285,7-65.
- WHO (1972). *Evaluation of mercury, lead, cadmium and the food additives amaranth, diethylpyrocarbonate, and octyl gallate*. WHO Food Additives Series, 1972, No. 4, World Health Organization, Geneva.
- WHO (2000). *Air quality guidelines for Europe. Second Edition*. WHO regional publications, European series, No. 91. WHO regional office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2004). *Cadmium (addendum)*. WHO Food Additives Series: 52. World Health Organization, Geneva.
- Åkesson A, Lundh T, Vahter M, et al. (2005). *Tubular and glomerular kidney effects in Swedish women with low environmental cadmium exposure*. *Environ Health Perspect*;113(11):1627-31.
- Åkesson A, Bjellerup P, Lundh T, et al. (2006). *Cadmium-induced effects on bone in a population-based study of women*. *Environ Health Perspect*; 114(6):830-4.
- Åkesson A, Barregard L, Bergdahl I, Nordberg G, Nordberg M, Skerfving S. *Non-Renal Effects and the Risk Assessment of Environmental Cadmium Exposure*. *Environ Health Perspect*. May 2014; 122(5): 431–438.



