



# Kadmium

## Förekomst, exponering och hälsorisker

---

*Fredrik Liedholm*

2009

**Miljövetenskap**

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp

Lunds universitet



# Kadmium

- förekomst, exponering och hälsorisker



**LUNDS**  
UNIVERSITET

Fredrik Liedholm  
2009

**Examensarbete för kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet**

**Handledare:** Leif Johansson  
Department of Earth and Ecosystem Sciences  
Division of Geology  
Lund University



## **Abstract**

This bachelor thesis mainly focuses on the cadmium in the environment, how we are exposed to cadmium and its human toxicity.

Cadmium (Cd) is a heavy metal that occurs naturally in the earth's crust (0,08 -0,05 µg Cd/g). Pure cadmium minerals are rare and cadmium is often found associated with zinc minerals, such as sphalerite (ZnS) with a Cd-concentration usually lower than 0,5 percent. The link between cadmium and sphalerite was also examined in a field study near Lund at Hardeberga and Dalby quarries.

Cadmium spreads in the environment through natural processes (e.g. weathering and volcanic eruptions) and through anthropogenic emissions. Mobility in the soil (bioavailability) is mainly controlled by pH, clay content, amount of organic matter and the amount of competing ions (e.g. zinc). High levels of cadmium can accumulate in lake sediments, but the content is typically low in ground- and surface water and oceans. Plants can accumulate considerable amounts of cadmium and crops are the largest source of human exposure.

That large amounts of cadmium are harmful has been known for a long time, but new data suggest that health effects can occur even at low levels (urine-Cd level of 0,5-3 µg/g creatinine), near the normal daily intake. WHO/FAO has a provisional tolerable weekly intake (PTWI) of 7µg/kg body weight. EFSA has with reference to new studies lowered the limit and set a tolerable weekly intake (TWI) to 2.5 µg/kg body weight. Cadmium has a long residence time in the body and accumulates primarily in the kidneys, which is the critical organ. In addition to renal damage, skeletal disorders and cancer are also associated with cadmium exposure.

Low zinc, calcium and iron values increase the uptake of cadmium and therefore women of childbearing age are a particularly vulnerable group. Other exposed groups are people living close to point sources of cadmium, smelt workers, smokers, vegetarians and children.



# Innehållsförteckning

<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>1. Inledning</b> .....	<b>9</b>
1.2 Syfte .....	9
1.3 Frågeställningar .....	9
<b>2. Grundämnet kadmium</b> .....	<b>9</b>
2.1 Kemi och egenskaper .....	9
<b>3. Naturlig förekomst av kadmium</b> .....	<b>10</b>
3.1 Mineral .....	10
3.2 Berggrund .....	10
<b>4. Förekomst av kadmium i Skåne</b> .....	<b>11</b>
4.1 Dalby- och Hardeberga stenbrott.....	12
4.2 Undersökningsmetodik .....	13
4.3 Resultat.....	13
<b>5. Produktion och användning</b> .....	<b>15</b>
5.1 Framställning .....	15
5.2 Användning.....	16
<b>6. Kadmiums kretslopp och flöde</b> .....	<b>17</b>
6.1 Naturliga vs. antropogena utsläpp .....	17
6.2 Luft.....	17
6.3 Mark .....	18
6.4 Rörlighet och växtupptag i marken .....	19
6.5 Vatten .....	20
6.6 Sediment och suspenderade partiklar i vattnet .....	22
<b>7. Mänsklig exponering</b> .....	<b>22</b>
7.1 Mat .....	22
7.2 Luft.....	23
7.3 Vatten .....	24
7.4 Gränsvärden .....	24
<b>8. Mänskligt upptag</b> .....	<b>25</b>
8.1 Luftvägarna.....	25
8.2 Mag- tarmkanalen .....	26
8.3 Transport, lagring och exkretion .....	27
8.4 Mått på kadmiumhalten i kroppen .....	28

<b>9. Hälsorisker .....</b>	<b>28</b>
9.1 Njurskador .....	28
9.2 Skelettskador .....	29
9.3 Lungskador .....	30
9.4 Cancer .....	30
9.5 Övriga skador .....	31
9.6 Riskbedömning .....	31
<b>10. Åtgärder för att minska mängden kadmium .....</b>	<b>32</b>
10.1 Miljömål .....	32
10.2 Olika förbud och begränsningar .....	33
<b>11. Diskussion .....</b>	<b>33</b>
<b>12. Referenser .....</b>	<b>35</b>



## 1. Inledning

Kadmium är en tungmetall som spridits naturligt i vår miljö under en lång tid via exempelvis vittring och vulkanutbrott (UNEP 2008). Utsläppen intensifierades under 1900-talet på grund av mänskliga aktiviteter, men idag har användningen av kadmium inom industrin minskat. Inom EU skall kadmiuminnehållande produkter på sikt fasas ut när lämpliga alternativ finns (Hedlund et al. 1997).

Även om kadmium helt skulle sluta användas finns det mycket kvar i omlopp, exempelvis sker det en spridning från gamla deponier och jordbruksmarker långt efter att tillförseln har stoppats (Nordic Council of Ministers 2003; UNEP 2008).

Att stora mängder kadmium är skadligt för oss har varit känt länge, men kanske är en normalexponering via maten tillräckligt för att ge oss skador? (Naturvårdsverket 1999).

### 1.2 Syfte

Syftet med detta kandidatarbete är att på ett enkelt och begripligt sätt utreda och redogöra för var kadmium finns, hur vi exponeras för kadmium, hur upptaget av kadmium i kroppen ser ut samt dess hälsorisker. För att mer konkret granska kadmiumförekomsten i Skåne kommer en mindre fältstudie genomföras i Hardeberga- och Dalby stenbrott, Lunds kommun. Slutligen kommer samhällets åtgärder för att minska kadmiumexponeringen diskuteras.

### 1.3 Frågeställningar

- Hur ser kadmiums egenskaper och kemi ut?
- Vad används kadmium till?
- Var finns kadmium naturligt, och i vilka halter?
- Hur exponeras människor för kadmium?

- Hur tas kadmium upp i kroppen?
- Vilka skador orsakar kadmium på människors hälsa?
- Vilka åtgärder genomförs för att minska mängden kadmium i vårt samhälle?

## 2. Grundämnet kadmium

Kadmium upptäcktes 1817 av den tyska läkaren, botanikern och kemisten Friedrich Stromeyer som var professor i Göttingen. Upptäckten skedde då han skulle kontrollera ett farmakologiskt preparat av zinkkarbonat. Stomeyer såg att preparatet guldfärgades vid uppvärmning och han lyckades ur oxiden isolera den då okända metallen kadmium. Genom att reducera oxiden fick han fram en fri metall. Namnet kadmium uppkom genom att grundämnet också finns i zinkmineralet galmeja som på latin heter *cadmia* (Nationalencyklopedin 2009a).

### 2.1 Kemi och egenskaper

Kadmium har den kemiska beteckningen Cd och tillhör grupp 12 i det periodiska systemet, precis som kvicksilver och zink.

**Tabell 1.** Basfakta om Cd (Nationalencyklopedin 2009a).

Kemiskt tecken	Cd
Atomnummer	48
Stabila isotoper	$^{106}\text{Cd}$ , $^{108}\text{Cd}$ , $^{110}\text{Cd}$ , $^{111}\text{Cd}$ , $^{112}\text{Cd}$ , $^{113}\text{Cd}$ , $^{114}\text{Cd}$ , $^{116}\text{Cd}$
Radioaktiva (instabila) isotoper	Masstal mellan 99-124, t.ex. $^{115}\text{Cd}$ , $^{109}\text{Cd}$
Elektronkonfiguration (grundtillstånd)	$[\text{Kr}]4d^{10}5s^2$
Atommassa	112,411 u
Elektronnegativitet (Pauling)	1,69
Oxidationsstadier	0, +1, +2
Kokpunkt	765 °C
Smältpunkt	321 °C
Densitet	8650 kg/m <sup>3</sup> (vid 20 °C)

Kadmium finns i naturen som en blandning av åtta stabila isotoper (tabell 1) och det är en mjuk och smidbar gråaktig metall.

Den höga densiteten ( $8650 \text{ kg/m}^3$ ) gör att kadmium klassas som en tungmetall. Metallen har en förhållandevis låg smält- och kokpunkt och den förångas vid  $765 \text{ }^\circ\text{C}$  till en gulaktig giftig gas.

Kadmiumoxider bildas då metallen under upphettning brinner i luft. Vid rumstemperatur är metallen stabil mot oxidation då luften är torr, men i fuktig luft bildas ett tunt oxidskikt. Kadmium är relativt lösligt och löses enkelt med hjälp av salpetersyra. Kadmium kan också lösas i svagare syror, men det tar längre tid (Nationalencyklopedin 2009a; WHO 2000).

I föreningar är kadmium oftast tvåvärt positivt och alla föreningar anses precis som ämnet i sig själv vara toxiska (EFSA 2009; Nationalencyklopedin 2009a).

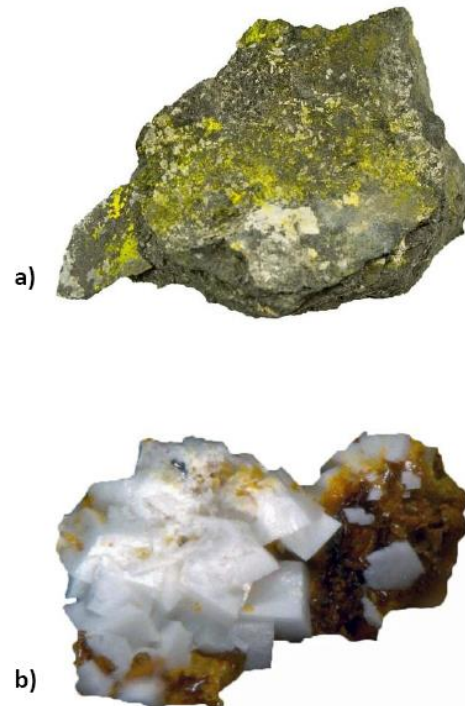
### 3. Naturlig förekomst av kadmium

Kadmium är en ganska sällsynt metall. Den förekommer naturligt i jordskopan med en halt av 0,08 till 0,5 g/ton, vilket gör den ungefär lika vanlig som silver (Hedlund et al. 1997).

#### 3.1 Mineral

Rena kadmiummineral, t.ex. Greenockit,  $\text{CdS}$  och Otavit,  $\text{CdCO}_3$  (figur 1) är mycket ovanliga (Elinder 1985; Hedlund et al. 1997). Kadmium förekommer istället ofta tillsammans med den vanliga och essentiella metallen zink (Elinder 1985; Plachy 2003). Det vanligast kadmiuminnehållande mineralet är zinkblände,  $\text{ZnS}$ , med en koncentration av kadmium på ca 0,05-0,8 procent. På grund av kopplingen till zink hittar vi även kadmium i sulfidmalmer av bly och koppar, där zinkblände förekommer tillsammans med

mineralen blyglans,  $\text{PbS}$ , och kopparkis,  $\text{CuFeS}_2$  (figur 2) (Hedlund et al. 1997; Plachy 2003).

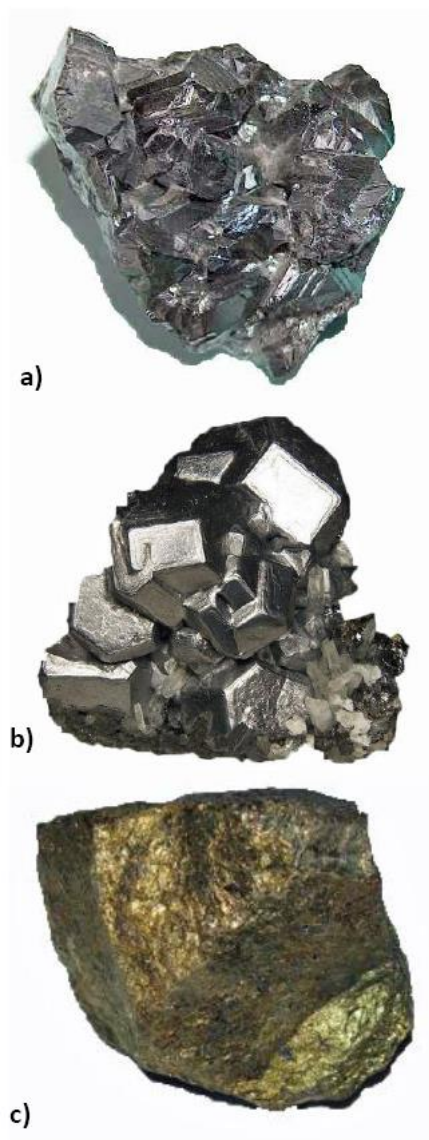


**Figur 1.** Rena kadmiummineral. **a)** Gröngul Greenockit,  $\text{CdS}$  (Mindat.org 2007). **b)** Vit till gulbrun Otavit,  $\text{CdCO}_3$  (Mindat.org 2005).

#### 3.2 Berggrund

Kadmiumrika mineral förekommer ofta i sedimentära bergarter. Generellt är kadmiumhalterna högst i fosforit samt marina svartskiffrar och kan uppgå till 100-tals ppm (Kornfält et al. 1996).

Fosforit (sedimentärt kalciumfosfat) innehåller normalt mellan  $<10\text{-}980$  ppm, men på vissa platser är halterna betydligt lägre t.ex. på Kolahalvön i Ryssland ( $0,1\text{-}0,4$  ppm). Även fosforit insprängd i den kambriska sandstenen i sydöstra Skåne som undersökts av SGU uppvisade låga halter, något som eventuellt skulle göra den lämplig att använda i fosfatgödsel.



**Figur 2.** Kadmiuminnehållande mineral.  
**a)** Zinkblände,  $ZnS$  (Wikipedia 2005). **b)** Blyglans,  $PbS$  (Mindat.org 2006). **c)** Kopparkis,  $CuFeS_2$  (Johansson 2008).

Svartskifferar (dit alunskiffer kan räknas) innehåller normalt mellan 0,30-219 ppm och de höga halterna är ofta koncentrerade till tunna skikt (Kornfält et al. 1996).

Halterna av kadmium i gnejser och graniter är generellt låga, ca 0,007-0,26 ppm i gnejser och 0,01-1,60 ppm i graniter (Kornfält et al. 1996).

Berggrunden kan lokalt uppvisa höga halter p.g.a. gångar/sprickor med stora partier kadmiuminnehållande mineral. I bly- zink-

flusspatgångar sitter ofta zinkblände med ett högt kadmiuminnehåll, upp mot ca 5000 ppm. (Kornfält et al. 1996).

SGU genomförde en omfattande studie för att kartlägga de förhöjda kadmiumhalter man hittar i ett NV-SO stråk genom Skåne, det så kallade "kadmiumbältet", och fann att den kambriska sandstenen troligen var den stora källan (Kornfält et al. 1996). Sandstenar innehåller normalt ganska låga halter av kadmium (0,019-0,4 ppm) men den kambriska sandstenen i Skåne hade högre halter (0,098-11,7 ppm) eftersom zinkblände och blyglanskorn finns som impregnation (utspritt mellan kvartskornen). Denna allmänna impregnation av zinkblände och blyglans i sandstenen bidrar till att höja totalkoncentration av kadmium samt göra det mer allmänt spritt. Sprickzoner med kadmiummineral bidrog också till att höja halterna lokalt. SGU uppmätte även höga halter av kadmium i bäckvattenväxter där den kambriska sandstenen förekommer, vilket ytterligare bekräftar deras teori om att sandstenen är källan till de onormalt höga halterna längst "kadmiumbältet" i Skåne (Kornfält et al. 1996).

#### 4. Förekomst av kadmium i Skåne

För att studera halterna i den Skånska berggrunden lite närmare genomfördes en mindre fältstudie i Hardeberga- och Dalby stenbrott i Lunds kommun. Båda stenbrotten tillhör och drivs av Sydsten AB (Sydsten 2009).

I stenbrotten samlades bergmaterial med misstänkta kadmiuminnehållande mineral in för analys, t.ex. zinkblände och blyglans. Sydsten bidrog med provtagningsprotokoll över kadmiumhalten i grundvatten och processvatten från Hardeberga stenbrott. Själva platsunderökningen och insamlingen av material genomfördes i april 2009.



**Figur 3.** Dalby stenbrott, Lunds kommun. **a)** Översiktsbild över Dalby stenbrott. **b)** Bergvägg i gnejsen där brytning skett. **c)** Sprickzon i gnejsen. **d)** Gnejs med svart zinkblände hittad i sprickzonen.

#### 4.1 Dalby- och Hardeberga stenbrott

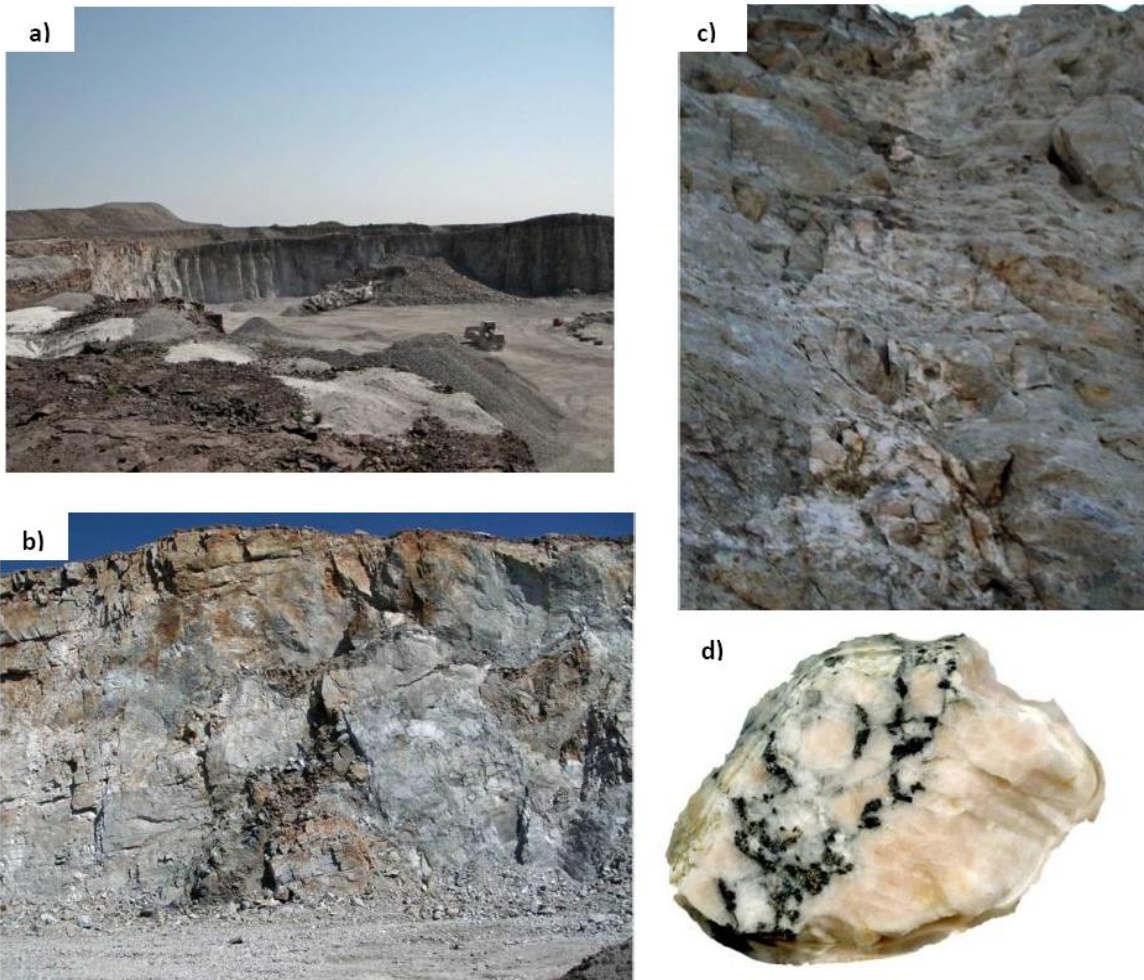
Vid Dalby stenbrott (figur 3) bryts stora mängder krossten årligen, bl.a. för produktion av makadam, bärlager och stenmjöl (Sydsten 2009). Berggrunden vid Dalby utgörs till största delen av amfibolit och röda gnejser som består av mineralen kvarts, kalifältspat, plagioklas, biotit. Lokalt är gnejserna leromvandlade och på vissa ställen är gnejsen genomsatt av diabasgångar.

Kadmiumrika mineral som zinkblände hittar man främst i sprickzoner (figur 3c), där de kristalliserades från heta metallförande lösningar för ca 300 miljoner år sedan (permisk tid) (Kornfält et al. 1996).

Liksom i Dalby bryter man vid Hardeberga stenbrott (figur 4) krossten (Sydsten 2009).

Berggrunden i Hardeberga utgörs av kambrisk sandstenen som huvudsakligen består av kvarts. De högsta halterna kadmiuminnehållande mineral kan man precis som i Dalby stenbrott förvänta sig att finna i sprickzoner/svaghetszoner där heta metallförande lösningar trängde upp för ca 300 miljoner år sedan (figur 4c). Man kan även återfinna kadmiumförande zinkbände som impregnation där sandstenen är porös (se avsnitt 3.2) (Kornfält et al. 1996).





**Figur 4.** Hardeberga stenbrott, Lunds kommun. **a)** Översikt Hardeberga stenbrott. **b)** Bergvägg i den kambriska sandstenen. **c)** Sprickzon i sandstenen där heta lösningar trängde in för ca 300 miljoner år sedan. **d)** Sten hittad i sprickzonen där man ser svartglänsande zinkblände (samt lite blyglans) insprängt i rosa kalcit.

#### 4.2 Undersökningsmetodik

De insamlade stenarna bearbetades på Geocentrum, Lunds Universitet. Först slipades och polerades de insamlade proven i flera steg. Därefter lades ett tunt kolskikt på den polerade ytan för att motverka störningar, genom att avleda överskotts elektronmoln, under EDS analys och bildarbete.

Analyserna genomfördes med ett svepelektronmikroskop (Hitachi S-3400N SEM) med en EDS (energiddispersiv röntgenanalys) detektor. Proven bestrålades med elektroner och den uppkomna röntgenstrålningen analyserades. Genom att studera energin hos

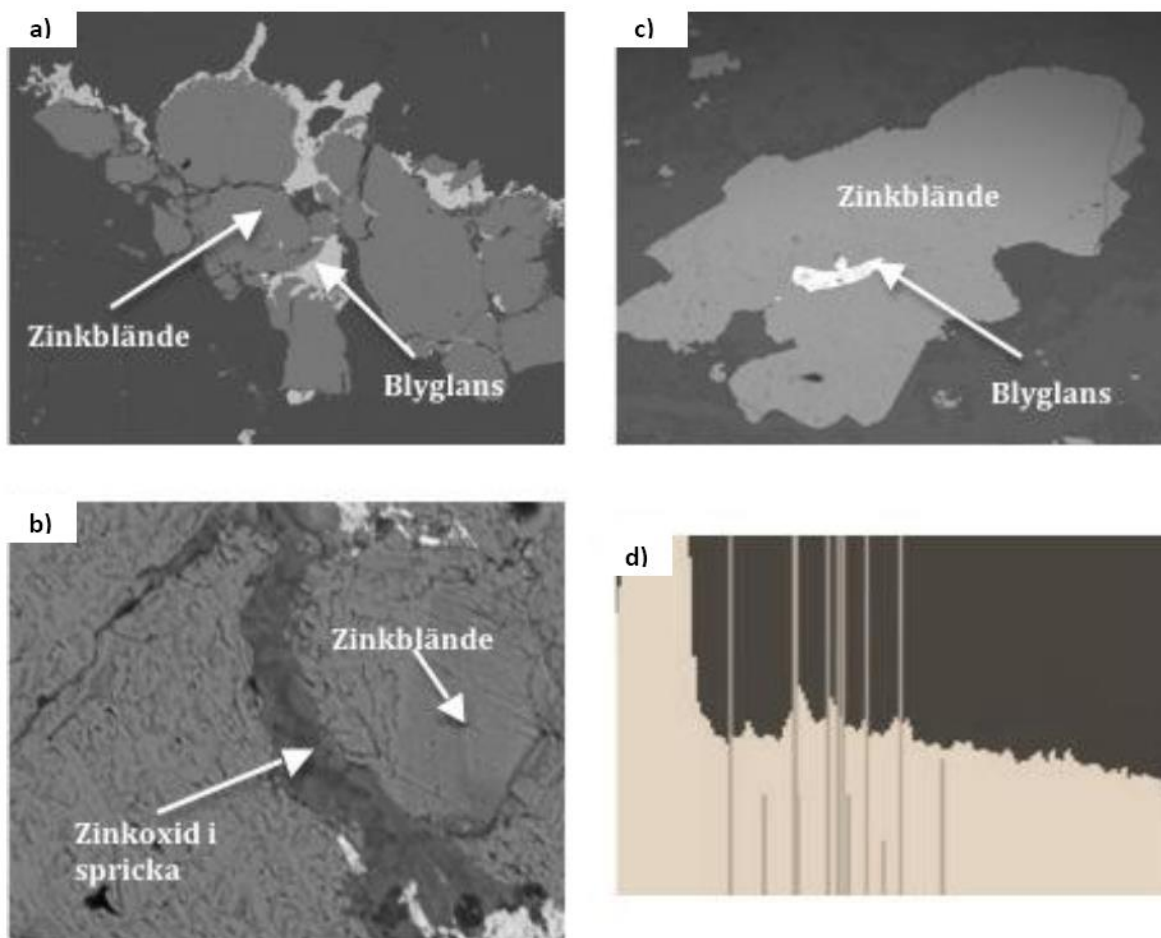
röntgenstrålningen kan man avgöra vilka ämnen som finns i provet, och vid kvantitativ analys halten av olika grundämnen.

#### 4.3 Resultat

##### Hardeberga

Vid Hardeberga stenbrott samlades prov in från sprickzonerna (figur 4c). Zinkblände och blyglans förekom främst tillsammans med (omgivet av) kalcit och pyrit. Då zinkbländet i provet analyserades observerades svaga toppar för kadmium (figur 5d).

Ett stenprov från Hardeberga illustrerade också hur oxidationsprocesser löst ut



**Figur 5.** Elektronmikroskopbilder av sandsten från Hardeberga (**a-b**) och leromvandlad gnejs från Dalby (**c**). Röntgenspektrum av zinkbländet (**d**) från Hardeberga (**a**) där man ser svaga toppar i kadmiums linjer (de markerade sträcken i figur d). Zinkblände från övriga prover (**b-c**) gav också svaga toppar i kadmiums linjer.

kadmium genom att zinkblände oxiderats till zinkoxid (figur 5b).

Zinkoxiden uppvisade inga kadmiumtoppar, något som zinkbländet i samma prov gjorde. Detta tyder på att syre vid något tillfälle kommit in i den aktuella sprickan och oxiderat zinkblände vilket frigjort kadmium.

### Dalby

I Dalby stenbrott samlades prover in från sprickor i den omvandlade gnejsen (figur 3c). I sprickorna återfanns zinkbländet främst tillsammans med stelnande lösningar av pyrit (järnsulfid), kalcit, blyglans och flourit (figur 5c). Svaga toppar för kadmium återfanns precis som i Hardeberga i alla undersökta prover av zinkblände (figur 5d).

### Vattenprover

På uppdrag av Sydsten AB har SWEDAC ackrediterade laboratoriet ALcontrol Laboratories utfört analyser av grundvatten och processvatten från Hardeberga stenbrott.

Grundvattnet är uppumpat på botten av brottet och processvattnet kommer från sedimenteringsdammen i norr (figur 6). Mätosäkerheten av kadmiumhalten är enligt ALcontrol +/- 25-35 procent.

Inget av proven översteg Livsmedelsverkets gränsvärde för tjänligt vatten på 5 µg Cd/l eller WHO:s på 3 µg Cd/l. Halterna i Hardebergas grundvatten låg på mellan 0,16 -1,4 µg Cd/l och i processvattnet mellan 0,39- 0,44 µg/l (tabell 2).



**Figur 6.** Processvattendamm vid Hardeberga stenbrott.

**Tabell 2.** Vattenprover från Hardeberga stenbrott utförda av ALcontrol AB.

Provplats Hardeberga	Datum	Kadmiumhalt µg/l
Grundvatten	2007-09-07	0,16
Grundvatten	2007-12-10	0,68
Grundvatten	2008-08-20	0,31
Grundvatten	2008-11-24	1,4
Grundvatten	2008-12-10	0,50
Processvatten	2008-03-10	0,39
Processvatten	2008-05-14	0,44

## 5. Produktion och användning

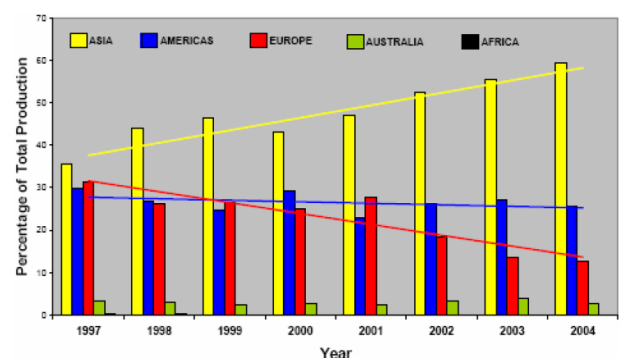
### 5.1 Framställning

Rena kadmiummineral som greenockit (CdS) och otavit (CdCO<sub>3</sub>) är som tidigare nämnts mycket ovanliga och är därför vanligtvis inte lönsamma att bryta. Istället får man ut kadmium sekundärt vid brytning och bearbetning av zinkhaltiga sulfidmalmer (Nationalencyklopedin 2009a; Planchy 2003).

Kadmium erhålls genom att man samlar upp de rökgaser som bildas vid zink- bly- och kopparframställning. Det insamlade rökgaserna behandlas sedan genom lakning med svavelsyra under luftgenomblåsning. Kadmiummetallen kan sedan fällas ut med hjälp av cementering med zinkpulver eller elektrolys. Man kan också separera ut kadmium genom destillation eller smältning med natriumhydroxid (Nationalencyklopedin 2009a).

Hur mycket kadmium ett land/gruvföretag väljer att plocka ut ur sulfidmalmen beror på efterfrågan och miljölagstiftningen i landet/regionen. Vissa länder tar inte ut något kadmium alls medan andra plockar ut upp emot 90 procent (Butterman & Plachy 2003).

Produktionen av kadmium ökade med nästan fyra gånger mellan åren 1945 (4600 ton/år) till 1979 (18900 ton/år). Sedan dess har ökningen stagnerat och världsproduktionen ligger idag på ca 20 000 ton/år (Nationalencyklopedin 2009a; WHO 2000). Sedan 1997 har produktionen minskat i Europa och ökat i Asien. 2004 var produktionen fyra gånger högre i Asien än i Europa (figur 7) (UNEP 2008).



**Figur 7.** Trender i primär kadmiummetallproduktion 1997-2004 (UNEP 2008).

Idag framställs också kadmium genom återvinning av t.ex. nickelkadmiumbatterier samt olika kadmiumrika legeringar och färgpigment (Nationalencyklopedin 2009; Plachy 2003). Från den första januari 2009



införlivade Sverige batteridirektivet 2006/66/EG i förordning 2008:834 om batterier, som bl.a. innebär att importören och säljaren genom producentansvaret måste se till att alla batterier de säljer samlas in och återvinns (Batteriinsamlingen 2009). Insamlade nickeltkadmiumbatterier transporteras till SAFT AB i Oskarshamn. En del återvunnet kadmium och nickel används sedan för tillverkning av nya öppna NiCd-batterier, som används inom industrin (Batteriinsamlingen 2009).

Återvinning av kadmium utgör ca 18 procent av världens totala produktion, och Sverige tillhör tillsammans med USA, Frankrike, Tyskland, Japan och Korea de länder som är bäst på att samla in och återvinna kadmium (UNEP 2008).

## 5.2 Användning

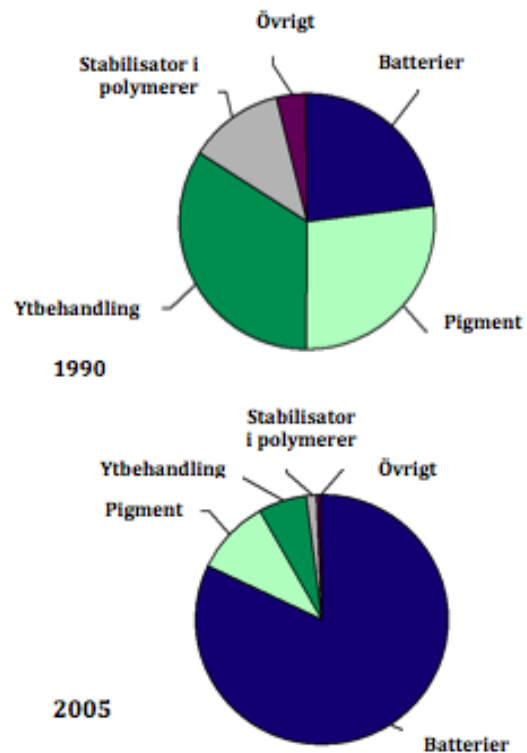
De tre största kadmiumkonsumenterna i världen mellan 1993-97 var Japan (39 procent), Belgien (15 procent) samt USA (11 procent). Sverige stod för 1,6 procent av världens förbrukning under samma period (Nationalencyklopedin 2009a).

Kadmium har en rad användningsområden, nedan listas de största:

- Batterier
- Pigment
- Ytbehandling av legeringar och metall
- Stabilisator för plaster

(Nationalencyklopedin 2009a; Olsson 2002; UNEP 2008).

I figur 8 kan man se hur kadmium-användningen har skiftat de senaste 20 åren, från att mestadels användas inom ytbehandling/beläggning och pigment 1990 till batterier 2005 (UNEP 2008).



**Figur 8.** Användandet av kadmium 1990 respektive 2005 (Modifierad från UNEP 2008).

Kadmium har låg smältpunkt, erbjuder bra korrosionsskydd, är mjukt och har låg friktion, egenskaper som gör den lämplig för gängade detaljer (Hedlund et al. 1997).

Bil- och flygplansindustrin har varit två stora konsumenter av kadmierade detaljer. Metallen kan också effektivt absorbera termiska neutroner, och har därför används som kontrollstavar i kärnkraftverk (Hedlund et al. 1997; Nationalencyklopedin 2009a).

Kadmium finns dessutom som en oönskad biprodukt i fosfatgödsel och fodermedelstillsatser (som når åkrarna via stallgödsel) samt i avloppsslam (Hedlund et al. 1997; Olsson 2002).

Användandet av kadmium har sedan 80-talet minskat inom alla områden utom batterier där den istället ökat (Hedlund et al. 1997; Olsson 2002; UNEP 2008). Mycket av minskningen



beror på en ökad medvetenhet om kadmiums inneboende miljö- och hälsorisker. Det finns i Europa och Sverige ett antal förbud och restriktioner om vad man får använda metallen till. I Sverige blev det t.ex. redan 1982 förbjudet att använda kadmium och dess föreningar som färgämnen, för ytbehandling och som stabilisator för plaster (Nationalencyklopedin 2009a). Se vidare om förbud/begränsningar i avsnitt 10.

## 6. Kadmiums kretslopp och flöde

### 6.1 Naturliga vs. antropogena utsläpp

Kadmium har redan innan vi började använda det spridits till miljön via naturliga processer som vittring av berg, erosion och vulkanism (Hedlund et al. 1997).

I Sverige och andra länder utan vulkanisk aktivitet är de naturliga utsläppen främst kopplade till vittring av berg och mineral rika på kadmium (UNEP 2008).

Det naturliga flödet av kadmium i Sverige via vittring, erosion samt transport via floder och luft beräknas till ca 13 ton/år. Detta värde kan jämföras med det antropogena som år 1990 uppskattades till ca 20 ton/år, varav en stor del av del kom från andra EU-länder (Hedlund et al. 1997).

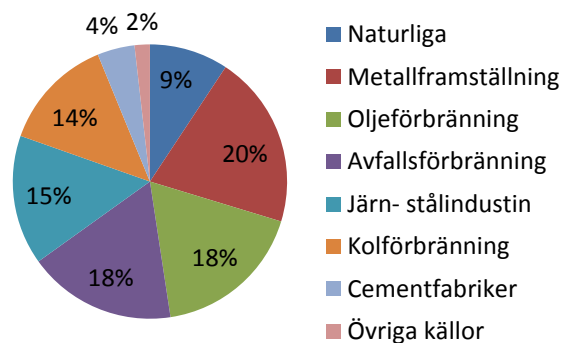
### 6.2 Luft

Vulkanism är en av de naturliga processerna som transporterar kadmium från jordskorpan till atmosfären, och ett enda utsläpp kan sprida flera hundratals ton kadmium till vår miljö. 1983 uppskattades vulkanutsläppen globalt sprida ut 140-1500 ton kadmium, och i länder med aktiva vulkaner är detta en betydande källa för luftutsläppen av kadmium (Nordic Council of Ministers 2003).

De största luftutsläppen globalt är dock antropogena (ca 85 till 90 procent) och kommer mestadels från smältning och

raffinering av metaller samt förbränning av fossila bränslen och avfall (WHO 2000).

Inom EU uppskattades 1990 de antropogena luftutsläppen till 158 ton/år. Hur utsläppskällorna är fördelade visas i figur 9 (WHO 2000).



**Figur 9.** Utsläppskällor inom EU (WHO 2000).

Kadmium sprids främst till luften som små partiklar i de respirabla intervallerna, med en diameter på ca 0,1-1 µm. Oftast är det i form av kadmiumoxid, men även till viss del som kadmiumsulfid och kadmiumklorid. Uppehållstiden i luften är ganska kort, dagar eller några veckor, men tillräcklig för att långväga transporter i atmosfären skall kunna ske (WHO 2000). Av allt luftburet kadmium som deponeras i södra Sverige är ca 90 procent från utländska källor (Hedlund et al. 1997).

Miljöstatistik från såväl Sverige som övriga länder i norra Europa visar att luftvärdet samt det torra och våta nedfallet av kadmium är störst i urbana områden, nära industrier samt vid lokala punktkällor (WHO 2000).

I Sverige visade studier under perioden 1985-1996 att årsmedeltillförseln av kadmium via våtdepositionen (partiklar deponerade med nederbörden) varierade mellan 10-170 µg/m<sup>2</sup>. De lägsta värdena hittar vi generellt i norra Sverige och de högsta i söder (Hedlund et al. 1997).

Studier mellan 1980-1988 i länderna i norra Europa visade att årsmedelvärdena i luften var ca 0,1 ng/m<sup>3</sup> i avlägsna områden, 0,1-0,5 ng/m<sup>3</sup> på landsbygden, 1-10 ng/m<sup>3</sup> i städer, 1-20 ng/m<sup>3</sup> i industriområden samt nivåer upp mot 100 ng/m<sup>3</sup> vid punktkällor. Det torra respektive våta nedfallet visade samma mönster, dvs. det var lägst på landsbygden och högst nära industrier/punktkällor. Det torra nedfallet varierar mellan 1 mg/m<sup>2</sup>-500 mg/m<sup>2</sup> och det våta nedfallet låg mellan 0,02 mg/m<sup>2</sup>-3,3 mg/m<sup>2</sup> (WHO 2000).

Man ser en trend att kadmiumtillförseln till luften sjunker sedan slutet av 80-talet och lufttransporten minskade med ca 15 procent i Sverige mellan åren 1975-90 (Hedlund et al. 1997; WHO 2000).

### 6.3 Mark

En jord är inte en homogen massa utan en heterogen blandning av olika naturliga material (Elinder 1985). Från vilken bergart en jord bildats påverkar därför kadmiuminnehållet. Det finns en korrelation mellan halten kadmium i berggrunden och halten kadmium i marken (Hedlund et al. 1997). Matjordar ovanpå (eller bestående av) kadmiumrika bergarter som t.ex. alunskiffer är därför de med högst kadmiumhalter (Hedlund et al. 1997).

Normala bakgrundshalter i ytjorden är mellan 0,01-2,7 mg Cd/kg. Enligt UNEP (United Nation Environment Programme) sammanställning förekommer i vissa jordar Cd halter på upp mot 50 mg/kg (EFSA 2009).

Antropogena tillskott till marken kommer främst från luftdeposition (se ovan) samt tillförsel av fosfatgödsel i odlade marker. Studier från Danmark och Nederländerna visade att tillförsel av kadmium via gödsel överskrider det atmosfäriska kadmiumnedfallet (WHO 2000).

Fosfatgödsel kommer ofta från flourapatit, Ca<sub>5</sub>F(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> eller fosforit Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> med kadmiumhalter som varierar mellan ca 0,1-30 ppm (mg/kg) (Bothén, Fallenius 1982). Även de fodertillsatser djuren får kan innehålla kadmium och använder man stallgödsel sprids detta kadmium ut. Avloppsslam är en annan källa som kan innehålla kadmium (Hedlund et al. 1997), dock har halterna mer än halverats mellan 1995-2006 i Sverige (Länsstyrelsen 2009). Både för avloppsslam och för gödsel finns det begränsningar för hur höga halterna får vara (avsnitt 7.4). Normalhalten kadmium i fosfatgödsel i Sverige har genom de ökade kraven sjunkit från i genomsnitt 80 mg Cd/kg P till 20 mg, vilket motsvarar ca 8 mg Cd/kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Inom EU beräknas "snittgödslet" innehålla ca 140 mg Cd/kg P, vilket ungefär motsvarar EU kommissionens framtida restriktionsgräns på 60 mg Cd/kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (Kemikalieinspektionen 2000).

Halten kadmium i odlade jordbruksmarker har undersökts i en stor svensk nationell studie. Här studerade man halten av kadmium på två nivåer, 0-20 cm och 40-60 cm, på över 2000 provplatser distribuerade över ett område som motsvarar ca 2,7 miljoner hektar. Proverna togs enligt svensk standard (7 M NHO<sub>3</sub> extraherbar mängd) med ett rullande schema. Första provomgången blev klar 1995 och från 2001 till 2009 pågår andra provtagningsrundor. Medelvärdet på nivån 0-20 cm blev 0,23 mg/kg torrsvikt (n=3067) och på 40-60 cm 0,14 mg/kg torrsvikt (n=1720). Vid 10 procent av jordproverna översteg kadmiumhalten 0,37 mg/kg. De högsta kadmiumhalterna förekom där modermaterialet påverkats av alunskiffer (Öborn & Eriksson 2002).

Svenska studier visade att kadmiumhalten i jordbruksmarker generellt ökade med ca 0,16-0,26 procent 1990, men mot slutet av 90-talet hade den årliga ökningen minskat till ca 0,1 procent (Hedlund et al. 1997; Berns 2001).

Att halterna fortfarande beräknas öka något beror på att tillförseln fortfarande är större än halten som förs bort via skörd och urlakning (Länsstyrelsen 2009; Hedlund et al. 1997).

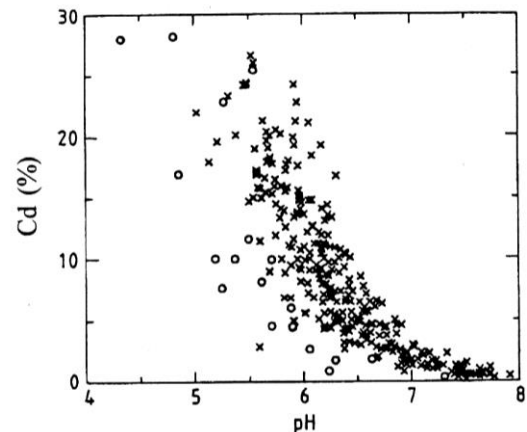
Halten kadmium i svenska skogsmarker undersöktes 1985 genom att samla in 360 jordprover från mårskiktet (det översta jordskiktet). Koncentrationen av kadmium var störst i sydväst och lägst i norr. Medianhalten för hela Sverige var 0,64 mg/kg torrs substans, för södra Sverige (<60°N) 0,71 mg/kg torrs substans, för mellersta delarna (60-64°N) 0,63 mg/kg torrs substans och för norra Sverige (>64°N) 0,55 mg/kg torrs substans. Bakgrundhalten uppskattades till 0,17 mg/kg torrs substans. Även om gradienten är tydlig från söder till norr kan lokala variationer och punktkällor påverka. Den tydligaste punktkällan i norr är Rönneskärsverket nära Skellefteå, som höjer halterna lokalt i ett stort område, dvs. samma mönster som vi såg vad det gäller luftföroreningar. Halten kadmium i skogsmarken har genom försurningen minskat via urlakning (se nedan), något som ökat halten kadmium i lägre liggande områden, vattendrag, hav eller våtmarker (Hedlund et al. 1997).

#### 6.4 Rörlighet och växtupptag i marken

Rörligheten av kadmium i marken styrs främst av pH värdet, halten organiskt material, lerhalt, konkurrerande joner (t.ex.  $Zn^{2+}$ ) samt hur stort upptaget i växter är (Hedlund et al. 1997).

Kadmiums ( $Cd^{2+}$ ) löslighet i marken kontrolleras främst via pH värdet (Jansson 2002). En studie av Eriksson (1990) visade att andelen lösta kadmiumjoner ökar snabbt vid pH under 6,5, vilket gör det mer tillgängligt för växtupptag (figur 10) (Hedlund et al. 1997). Man har studerat denna effekt och sett att matjordens pH till 20-30 procent kan förklara halten kadmium i morötter, potatis,

havrekärnor och vetehalm (Hedlund et al. 1997).



**Figur 10.** Andel lättlösligt kadmium (%) som funktion av markens pH. O=organiska jordar, X=mineraljordar (Hedlund et al. 1997).

Studier har även visat att försurningen har ökat rörligheten av kadmium i skogsmarker, något som minskat halterna där. Från skogsmarken transporteras de rörliga kadmiumjonerna nedåt i markprofilen eller följer med ytliga grundvattenflöden mot sjöar, våtmarker och vattendrag (Hedlund et al. 1997). Det generellt sett högre pH värdet i jordbruksmarker gör att utläckaget går saktare där, även om tillförseln av kadmium skulle strypas helt skulle det ta tusentals år (med dagens läckagetakt) innan hela jordprofilen skulle bli fri från tillfört kadmium (Berns 2001). Att höja pH-värdet genom kalkning kan därför vara ett sätt att binda upp kadmium så att läckaget och växttillgängligheten minskar. Det paradoxala är att studier har visat att ett för högt pH-värde kan leda till att den totala lösligheten av kadmium ökar på grund av en ökad upplösning av organiskt material (Jansson 2002).

Organiskt materialet i en jordart eller jordartsskikt binder upp kadmium och övriga tungmetaller, en hög organisk halt kan därför minska läckaget (Berns 2001). Kadmiums förmåga att binda till det organiska lagret är

dock mindre än t.ex. bly och kvicksilvers – speciellt om marken är försurad (Berns 2001).

Jordens mullhalt är också korrelerad till mängden kadmium, eftersom att mulden är rik på organiskt material (Hedlund et al. 1997). Den vanligaste jordarten i skogsmarker är podsoljordar, vars översta skikt består av ett mårsskikt som är rikt på organiskt material, precis som det översta humuslagret i jordbruksmarker. Det översta skiktet fungerar då som en slags barriär för kadmium att nå längre ner i markprofilen och omsättningen/nedbrytningen av det organiska skiktet kan ta 100 tals år (Berns 2001).

Lerjordar med ett högt organiskt innehåll binder kadmium effektivare än sandjordar (Kornfält et al. 1996). Studier från Danmark och Nederländerna visade att den årliga ökningen av halten kadmium i odlingsmark var 0,4 procent på sandiga jordar och 0,79 procent på lerjordar (WHO 2000). Dock är det inte alltid så att skillnaden mellan jordtyperna märks i växtupptaget, eftersom att sandjordarnas växttillgängliga kadmium snabbt urlakas nedåt eller vidare ut till vattendrag eller sjöar (Hedlund et al. 1997).

Plöjning av jordbruksmarker kan hjälpa till att "späda ut" halterna i det översta skiktet genom att kadmium mixas ner till djupare jordlager (Berns 2001).

Växter har olika lätt för att ta upp och ackumulera biotillgängligt kadmium, därför kan man "rena" marken genom att odla grödor som kan ta upp stora mängder kadmium. Försök har visat att Salix (pil) är bra på att ta upp kadmium. Salix kan ta upp mellan 0,01-2,2 mg Cd/kg torrs substans ved, vilket är ca 20 gånger mer än vad vete tar upp (som är den spannmålsgrödan med högst upptag). Eftersom att Salix är en energigröda kan man sedan förbränna den och rena askan från kadmium (Hedlund et al. 1997).

## 6.5 Vatten

Vittring av berg och mineral samt läckage från jordar sprider kadmium till det akvatiska systemet och spelare en stor roll i den globala kadmiumcykeln, Årligen står erosion och vittring för en naturlig bruttospridning av ca 15000 ton kadmium till världens hav (UNEP 2008).

Inga nya beräkningar av världens totala antropogena utsläppen till det akvatiska systemet har gjorts sedan 1983, då utsläppen låg i intervallet 1200–13400 ton/år (UNEP 2008). De antropogena utsläppen av kadmium till vattenmiljön har dock minskat mycket under de senaste 30 åren (ca 45 procent mellan 1975-1990) bl.a. tack vara minskade utsläpp och bättre rening i avloppsverken. Halterna beräknas således vara mycket lägre idag än 1983 (Hedlund et al. 1997; UNEP2008). Förutom direkta utsläpp till vatten bidrar luftutsläppen uppskattningsvis med ca 900-3600 ton Cd/år (UNEP 2008).

I Sverige är de största antropogena utsläppen till yt- och grundvatten läckage från deponier av gruvavfall (ca 0,7 ton/år) och från massa- och pappersindustrin (ca 0,544 ton/år). Gruvläckaget kan ske långt efter att en gruva stängts, då det ofta finns stora otäckta högar med utsorterat material rikt på tungmetaller. Läckaget är som störst från sulfidmineral, som oxiderar vid kontakt med syre och vatten och bildar svavelsyra samt fria metaller. Under 1995 spreds uppskattningsvis totalt 1,8 ton kadmium till vattnet från svenska källor. Mycket av det kadmium som hamnar i vattendragen och älvarna kommer även från luftutsläpp (se ovan) (Hedlund et al. 1997).

Östersjön har granskats speciellt inom ramen för EMEP- samarbetet (Cooperative Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe), men det är svårt att göra säkra beräkningar av tillförseln. Totalt uppskattas dock havet belastas med ca 140 ton Cd/år,

men man ser en tendens att lufttransporten av kadmium till Östersjön minskar (Hedlund et al. 1997).

Kadmium är relativt lösligt i vatten och förekommer ofta som kloridkomplex i havet (Bothén & Fallenius 1982). Mängden fria metalljoner har en relation till salthalten i havsvatten, en ökad salthalt gör att kadmium bildar kloridkomplex i form av  $CdCl_2$  och  $CdCl^+$  (EFSA 2009). Detta innebär att mängden fria kadmiumjoner minskar från Östersjön (bräckt vatten) till Västerhavet, Nordsjön och Norra Atlanten med högre salthalter (Hedlund et al. 1997).

Det är svårt att göra en säker bedömning av kadmiumkoncentrationen i havsvatten, då tillfälliga väder och strömförhållande påverkar resultatet. Dessutom är det generellt mycket låga halter vi talar om, något som ytterligare försvårar analysen (Hedlund et al. 1997). Den normala kadmiumkoncentrationen i havsvatten är mellan 0,01-0,10  $\mu\text{g/l}$ , men värden på upp mot 0,2 till 0,4  $\mu\text{g/l}$  har uppmätts i ex Oslofjorden och Liverpool Bay (Elinder 1985). I Östersjön (utsjö) uppmättes i slutet av 80-talet värden på ca 0,05-0,08  $\mu\text{g/l}$  och vid kusten nära Oxelösund ca 0,12  $\mu\text{g/l}$  (Hedlund et al. 1997). Utsjövärden är generellt något lägre, då de inte påverkas lika mycket av avrinning/utsläpp från land, samt frisläppning från kustsediment (Sjöberg, Larsson 1996).

I färskt ytvatten och i grundvattnet är halten kadmium normalt mellan 0,01-1  $\mu\text{g/l}$  (WHO 2000). Vattnet kan få betydligt högre kadmiumhalter än normalt om de t.ex. förekommer smältverk eller zinkbärande mineralformationer i koppling till vattenmagasinet, något man bör tänka på om man skall installera en egen brunn (Elinder 1985).

I Sverige undersöks sjöar och vattendrag och grundvatten liksom ett antal stora

flodmynningar enligt det nationella programmet för övervakning av sjöar och vattendrag. Var 5:e år sedan 1972/75 har en större riksinventering av ett slumpvis antal sjöar och mindre vattendrag gjorts, men sedan 2007 har riksinventeringen ersatts av en årlig omdrevsinventering. Det sker också en regelbunden provtagning i trendsjöar, trendvattendrag och flodmynningar. Anpassningarna i det nationella sötvattenprogrammet har gjorts för att bättre uppfylla kraven i EG:s ramdirektiv för vatten (SLU 2009a; SLU 2009b).

Provtagningen görs i samband med höstcirkulationen av sjöarna, då hela vattenmassan är omblandad (SLU 2009a). I opåverkade sjöar och vatten är halten enligt SLU:s miljöövervakning generellt mellan <0,006-0,041  $\mu\text{g Cd/l}$ . För större flodmynningar och älvar är det svårare att uppskatta metallhalten p.g.a. stora årstidsvariationer. Halten kadmium tenderar dock att sjunka sedan slutet av 80-talet (Hedlund et al. 1997). De högsta värdena återfinns i sjöar/vattendrag på västkusten, och rent generellt är värdena högre i södra än norra Sverige. Faktorer som påverkar detta mönster är försurningen (höjer halten på västkusten), storregionala nedfall samt geologiska förhållande (halt zinkmineral mm). Lokalt kan höga värden förekomma på grund av stora punktutsläpp, t.ex. smältverket vid Rönnskär nära Skellefteå, som är Sveriges största enskilda utsläpp av metaller (SLU 2009a).

Även för grundvattnet finns en nationell miljöövervakning inom ramen för det nationella sötvattenprogrammet (SLU 2009b). Kvalitémätningar inom det svenska grundvattennätet har gjorts sedan 1968 och sedan 1978 granskas grundvattenkemi (t.ex. kadmiumhalt) inom ramen för miljöövervakning. Idag finns ca 80 provtagningsplatser i drift, och prover tas årligen i samband med omdrevsinventeringen,

dessutom finns det 80 trendstationer (Naturvårdsverket 2009). 1996 gjordes en stor analys av metaller vid 132 stationer med hjälp av ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy) med en detektionsgräns så låg som 0,003 µg/l. Medianhalten kadmium var i studien 0,027 µg/l (Hedlund et al. 1997).

### 6.6 Sediment och suspenderade partiklar i vattnet

Ofta ger sjösediment en bra indikation på statusen hos ett vattenområde (Bothén, Fallenius 1982), och man kan granska förändringar över tid (Emteryd et al. 1994). I floder kan ofta halten kadmium vara nästan omätbart liten medan halten i bottensediment och suspenderade partiklar kan vara hög, detta stämmer speciellt bra i områden med neutralt eller högt (alkaliskt) pH. Vid en underökning i Sverige såg man detta fenomen tydligt, då utsläppen från en kadmiumutsläppande fabrik granskades. Prover samlades in 0,5 km nedströms fabriken och halten i vattnet var 4 µg/l, men hela 80 mg/kg (torrvikt) i sedimentleran (Elinder 1985). I bäckar och åar, där vattnet rör om i botten, fungerar således sedimenten som en källa för att sprida kadmium vidare nedströms till en plats med lugnare förhållande (t.ex. en

sjö eller havet), där det sedan kan sedimentera på nytt (Berns 2001).

"Itai-itai" sjukan (avsnitt 9.2) i Japan uppkom genom att ris blev kontaminerat av kadmium genom bevattning med flodvatten från Jintsufloeden, som innehöll suspenderade partiklar med ett högt kadmiuminnehåll. Detta visar hur viktigt det är att granska kadmiumhalten i sediment och partiklar i vattnet (Elinder 1985).

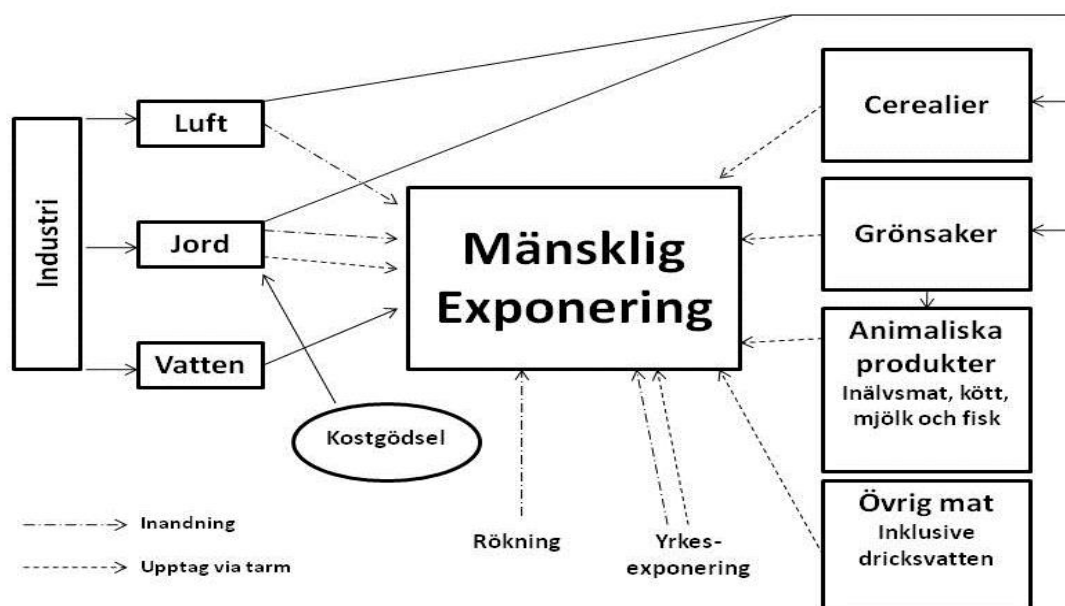
## 7. Mänsklig exponering

Människor exponeras för kadmium via många vägar, men de tre främsta är via mat, luft och vatten (figur 11).

### 7.1 Mat

Den enskilt största exponeringen för de som inte yrkesmässigt jobbar med kadmium eller röker är via födan, som då står för ungefär 90 procent av den totala exponeringen (UNEP 2008).

Kadmium i matkedjan har ofta sitt ursprung i växtupptag via marken och luften. Upptaget via rötterna styrs av hur mycket biotillgängligt kadmium det finns i marken (avsnitt 6.4).



Figur 11. De stora exponeringsvägarna för kadmium (Modifierad från EFSA 2009).

Det sker också ett ganska stort upptag via bladen, främst i storstadsområden, där det kan svara för 20-60 procent av det totala kadmiumupptaget (WHO 2000). Många växter har också en förmåga att ackumulera kadmium, t.ex. kan ris som odlas på en kadmiumförgiftad jord kan få värden på över 1000 µg/kg (WHO 2000) att jämföra med ett normalt värde på ca 50 µg/kg (Livsmedelsverket 2009).

**Tabell 3.** Uppmätt halt kadmium i några vanliga livsmedel (Livsmedelsverket 2009).

Livsmedel	År	Antal prov	Medelhalt µg/kg	Min- och Maxvärde
Lever och njure	1994-99	460	2560	2-36000
Spannmålsprodukter	1997-01	113	42	<1-130
Frukt och grönsaker	1996-97 2000-02	146	18	<1-51
Fisk	1993, 2001	75	17	<1-110
Potatis	2000	75	10	1-28
Kött	1994-97	344	7	<2-19
Ost	1995	23	2	1-3
Mjök	1998	20	<1	-
Ägg	1998	5	<0,7	-

Spannmålsprodukter och potatis är normalt de största bidragen till kostupptaget, ris och grönsaker är två andra stora vardagliga källor, då vi äter mycket av dessa produkter (tabell 3).

Eftersom att njure och lever ansamlar stora mängder kadmium innehåller dessa produkter högst halter, men vi äter normalt inte så mycket av detta (tabell 3) (Bergbäck, Hjortenkrans & Månsson 2005). Lever från gris, får och nötkött, kan enligt Livsmedelsverket konsumeras 1-2 gånger per vecka, medan lever från äldre rådjur, älg, ren och hare inte bör konsumeras oftare än 1-2 gånger per månad. Njure från gris bör inte ätas oftare än 1 gång i veckan och från får samt nötkött max 1-2 gånger i månaden. Njure från hare och äldre vilt bör inte konsumeras alls. Andra produkter med höga

kadmiumhalter är vildväxande kungs- och snöbollschampinjoner och det bruna köttet i krabbor (Livsmedelsverket 2009). Generellt gäller att ätbara frilevande organismer som skaldjur och svamp är naturliga ackumulatörer av kadmium (IPCS 1992).

Enligt siffror från SCOOP (ett vetenskapligt samarbetsorgan inom EU) ligger det Europeiskt kadmiumintaget via mat i snitt på 14,4 µg/dag (Bergbäck, Hjortenkrans & Månsson 2005). EFSA (European Food Safety Authority) beräknar genom att granska tillgängliga studier att vi i EU får i oss ett medianintag på 2,32 µg/kg kroppsvikt (utgår från vikt på 60 kg) i vecka. Nya beräkningar från Livsmedelsverket visar att en vuxen svensks medianintag är ca 1 µg/ kg kroppsvikt per vecka. Dock varierar intaget stort beroende på konsumtionsmönster (Livsmedelsverket 2009). Nordamerika har ett något högre intag än EU och det ligger på ca 15-25 µg/dag (WHO 2000). Asien (främst Japan och Kina) har generellt en betydligt högre kadmiumexponering än i Europa och USA, p.g.a. många förorenande industrier och ett högt intag av lokalt odlad ris på förorenad jord. Japan har ett snittintag på mellan 40-50 µg/dag men betydligt högre i kadmiumförorenade områden (WHO 2000).

I kraftigt förorenade områden har dagsintag på 100-tals µg uppmätts (Nordic Council of Ministers 2003).

Stora individuella variationer förekommer också beroende på olika konsumtionsvanor (Bergbäck, Hjortenkrans & Månsson 2005; IPCS 1992).

## 7.2 Luft

Luftintaget bidrar generellt väldigt lite till den humana exponeringen, och minskar ännu mer då de antropogena utsläppen minskar. Generellt innehåller luften 0,1-0,5 ng/m<sup>3</sup> på landet, 1-10 ng/m<sup>3</sup> i städer och 1-20 ng/m<sup>3</sup> i

industriområden (WHO 2000). Nära stora källor (både naturliga och antropogena) kan dock halterna bli högre, upp mot 100 ng/m<sup>3</sup>, men kan variera beroende på karaktären av utsläppet, fluktuationer samt vädret (IPCS 1992).

Studier av aerosoler från urban områden visar att kadmium ofta förekommer som partiklar i det respirabla området, 0,1–1 µm (IPCS 1992). En daglig inandning av 20m<sup>3</sup> luft motsvarar ett intag på mellan 0,01-0,4 µg, beroende på om man bor på landet, i en stad eller nära en punktkälla (WHO 2000).

Studier av luftkvalitén inomhus visar att kadmiumvärdet där i princip representerar de som finns utomhus, men är högre inne i t.ex. smältverk eller i hus där folk röker (IPCS 1992).

Luftbidraget för de som utsätts för kadmium dagligen via yrket, t.ex. jobbar på en batterifabrik, metallsmältverk mm. kan bli en betydande del av totalexponeringen. I industriländerna har man dock jobbat hårt med arbetsmiljösäkerhet och satt upp gränsvärden för högsta tillåten halt. I Sverige har t.ex. halterna vid en undersökt batterifabrik sjunkit från ca 650 µg/m<sup>3</sup> under 1950-talet till 15 µg/m<sup>3</sup> 1976 (IPCS 1992). Om luften innehåller 10-50 µg/m<sup>3</sup> och man inandas ca 10m<sup>3</sup> luft under ett arbetspass motsvarar detta 100-500 µg kadmium. Det är dock inte troligt att hela totalhalten är i det respirabla intervallet. En studie på en fabrik med höga totalhalter visade att mindre än 25 procent av partiklarna absorberades av oss människor (IPCS 1992).

Tobaksplanter är naturliga ackumulatorer av kadmium, med höga koncentrationer främst i bladen. Eftersom att tobak görs av bladen innebär detta en betydande källa för kadmiumexponeringen för rökare. En cigarett innehåller mellan 1-2 µg kadmium, och ca 10 procent av denna mängd blir inhalerad vid

rökning (IPCS 1992, Järup et al. 1998). Rökning är därför en av de stora källorna för kadmiumexponering (Järup et al. 1998).

### 7.3 Vatten

Dricksvatten är en relativt liten exponeringskälla, då halterna generellt ligger mellan 0,01-1 µg/l. En undersökning från Nederländerna 1982 visade att 99 procent av dricksvattenproverna hade halter under 0,1 µg/l. Högre halter kan dock förekomma i kontaminerade områden, speciellt om man tar vatten från egna brunnar. I dessa områden kan halten överstiga 25µg/l (WHO 2000).

I Sverige granskades 1996 grundvattnet vid 132 stationer och medianhalten kadmium var 0,027 µg/l (Hedlund et al. 1997).

Vattenrören som leder vattnet kan bidra till att höja halten kadmium (Elinder 1985). I en studie av stillastående och rinnande vatten i 130 hushåll i Seattle, USA, visade Sharrett et al. att tappvattnet från galvaniserade (förzinkade) rör hade betydligt högre kadmiumhalter än kopparrören. Medianvärdet var 0,01µg/l i kopparrören och hela 0,25 µg/l i de galvaniserade. Stillastående vatten från kopparrören hade ett medianvärde på 0,06 µg/l och de galvaniserade hade ett värde på 0,63 µg/l (IPCS 1992).

Enskilda brunnar i områden med höga kadmiumhalter i mark eller berggrund kombinerat med lågt pH som kan lösa ut kadmiumjoner från jordlager eller vattenledningar ökar halten i vattnet. Trots detta brukar nivåerna inte heller i dessa områden överstiga vad som klassas som "måttlig halt" (maximalt 0,1-1 µg/l) i Sverige (Naturvårdsverket 2008)

### 7.4 Gränsvärden

På grund av kadmiums hälsorisker (avsnitt 9) finns ett antal gränsvärden för hur höga kadmiumhalter som tillåts i t.ex. mat, vatten luft.



## Mat

Inom EU har vi gemensamma gränsvärden för halten kadmium som tillåts finnas i livsmedel, dessa finner man i EG förordningen 1881/2006 (med vissa ändringar i förordning 629/2008). Gränsvärdet ligger mellan ca 0,05-0,3 mg/kg för de flesta livsmedel, men t.ex. lever, njure, skaldjur och vissa svampar har gränsvärden på mellan 0.5-1,0 mg/kg. Man bör också notera att vissa kostillskott har gränsvärden på upp till 3,0 mg/kg (Livsmedelsverket 2009).

Det finns också gränsvärden för kadmium i tillsatser (SLVFS 2003:20), material i kontakt med livsmedel (SLVFS 2003:2) samt vissa aromämnen (EG förordning 2232/1996) (Livsmedelsverket 2009).

## Vatten

För dricksvatten finns gränsvärden för vad som krävs för att vattnet ska vara tjänligt, dessa hittar man i Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). För kadmium gäller att halten inte får överstiga 0,005 mg/l (Livsmedelsverket 2009). WHO har satt ett riktvärde på 0,003 mg/l baserat på sin PTWI (preliminärt tolerabelt veckointag).

## Luft

Arbetsmiljöverket (2007) har satt upp gränser för vilka kadmiumhalter som anses tolerabla i luften och dessa ligger på 0,02 mg/m<sup>3</sup> totaldamm och 0,005 mg/m<sup>3</sup> respirabelt damm.

## Slam och gödsel

Det finns även ett gränsvärde för hur höga kadmiumhalterna får vara i slam och gödsel som saluförs eller används för jordbruksändamål i SFS (1998:944). För slam får halten vara maximalt 2 mg Cd/kg (torrsubstans) (Brånvall & Staaf 2008; Kemikalieinspektionen 2008a) och i gödselmedel (tulltaxnummer 25.10, 28.09,

28.35, 31.03 och 31.05) maximalt 100 g Cd/ton fosfor (Kemikalieinspektionen 2008a).

## 8. Mänskligt upptag

### 8.1 Luftvägarna

Av det kadmium som inandas kommer normalt ca 10-50 procent att deponeras i lungan, beroende på partikelstorleken (WHO 2000). Av de ultrafina partiklarna når hela 50-60 procent lungan (EFSA 2009).

Absorptionen av kadmium i lungan är beroende av kadmiums kemiska form. Ca 50 procent av kadmiumoxid absorberas (WHO 2000) men även kadmiumklorid har ett högt upptag då det enkelt passerar alveolblodbarriären (IPCS 1992). Absorptionen är betydligt mindre (långsammare) för kadmiumsulfid och olösliga salter, då de har en tendens att bevaras i lungan (WHO 2000).

För att ge ett konkret exempel, en cigarett innehåller ca 1-2 µg kadmium och av detta kommer ca 10 procent att inhaleras. Av den inhaleda mängden kommer ca 50 procent absorberas. Röker man 20 cigaretter kommer man att ha absorberat ca 1 µg kadmium (Järup et al. 1998). Flera studier har visat att upptaget av kadmium via rökning är en stor faktor av det totala kadmiumupptaget för rökare. Biologisk övervakning av kadmium hos den svenska befolkningen har visat att blodnivån (B-Cd) är betydligt högre för rökare jämför med ickerökare, halterna kan vara hela 4-5 gånger högre. Även i njuren var kadmiumkoncentrationen ca 2-3 gånger högre för rökare jämfört med ickerökare. Dock förekommer en stor individuell variation (Järup et al. 1998).

I en annan studie visades att man kunde hitta låga mängder kadmium i kondensat från utandningsluften hos f.d. rökare flera år efter att de slutat. Detta ger bevis för att allt kadmium inte absorberas från lungan till lever

och njurarna utan en liten del blir kvar i lungan (EFSA 2009).

## 8.2 Mag- tarmkanalen

Absorptionen av kadmium från mag-tarmkanalen är betydligt lägre än från lungan. I normalfallet absorberas i genomsnitt ca 5 procent av kadmiumet från tarmen (Järup et al. 1998; WHO 2000). Forskning tyder på att kadmium transporteras till blodet från tarmslemhinnan med hjälp av metalltransportören DMT-1 (Divalent Metal Transporter-1) (Naturvårdsverket 2009).

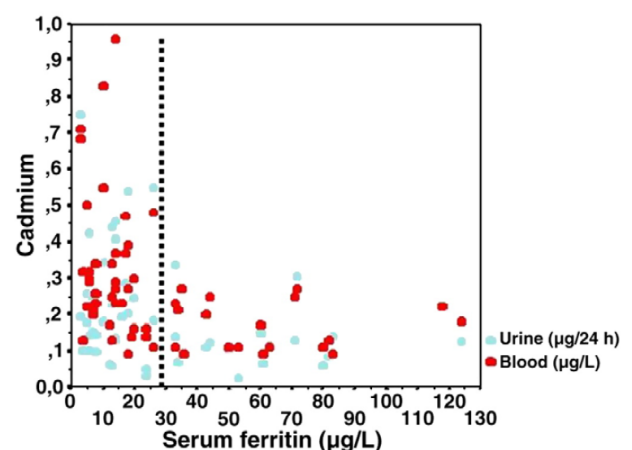
Det är en viss skillnad i hur oorganiskt respektive organiskt komplexbundet kadmium absorberas och transporteras (IPCS 1992). Tarmupptaget tycks vara något mindre för organiska komplex än för kadmium intaget i oorganisk form. Försök på möss som exponerats för kadmium oralt visade att kadmium- metallothioneinkomplex (Cd-MT) intag gav lägre blod- och levervärde, men högre värde i njurarna jämfört med samma mängd oorganiskt kadmium i jonform. Detta indikerar att delar av Cd-MT komplex kan tas upp intakta från tarmen och sedan transporteras direkt till njuren (se avsnitt 8.3). Ett försök bekräftade detta genom att visa att upptaget av Cd-MT kadmium inte var synligt i blodet (B-Cd nivån) då man ätit stora mängder Nya Zeeländska *Bluff ostron* (där kadmium främst sitter bundet i Cd-MT komplex) (EFSA 2009). Försöket visar att det inte alltid räcker att granska blodvärdena då man studerar aktuellt kadmiumupptaget från mag-tarmkanalen.

Andelen kadmium som absorberas i mag-tarmkanalen beror främst på faktorer i kosten, om det finns konkurrerande katjoner (t.ex. järn, kalcium och zink), personens ålder, kön, rökvanor och näringsstatus (EFSA 2009; Järup et al. 1998). Studier har visat att näringsvärdet i kroppen har betydelse för upptaget av kadmium i mag-tarmkanalen. Upptaget och

kadmiumackumuleringen ökar vid låga järn-, kalcium-, zink- och kopparvärden (EFSA 2009). Djurstudier har exempelvis visat att en diet låg på kalcium ökar upptaget av kadmium med upp till tre gånger (IPCS 1992). Studier på människor har visat att låga järnvärden eller depåer (vilket oftare drabbar kvinnor i barnfödande ålder) ökar upptaget av kadmium med upp till 3 gånger, vilket innebär en ca 15 procentig absorption från mag-tarmkanalen (WHO 2000).

I en studie av 57 svenska kvinnor undersöktes serum ferritin (s-ferritin) värdena (som representerar järndepån) och jämfördes med kadmiumhalten i blod och i urin. Studien bekräftar att låga järnvärden ger ett ökat upptag av kadmium (figur 12) (Järup & Åkesson 2009). Troligen sker detta eftersom att järn och kadmium (liksom andra tvåvärda joner t.ex. kalcium, zink och koppar) använder samma metalltransportör (DMT-1) över tarmslemhinnan. (Berglund, Åkesson 2008).

Under graviditeten ökar DMT-1 koncentrationen, för att öka näringsabsorption, något som vid låga järnvärden ytterligare ökar kadmiumupptaget och gör gravida kvinnor till en särskilt känslig grupp (Järup & Åkesson 2009).



**Figur 12.** Relation mellan järndepåer (s-ferritin) och kadmiumhalter i urin och blod. Som bilden visar ökar kadmiumhalterna vid låga järndepåer (Järup & Åkesson 2009).

Studier har också visat att en diet med mycket fett och kolhydrater ökar upptaget av kadmium i tarmen, främst p.g.a. att uppehållstiden i tarmen ökar med denna typ av kost (EFSA 2009). Vid djurförsök har man också visat att fibrer tycks minska absorptionen av kadmium i mag-tarmkanalen (Järup et al. 1998).

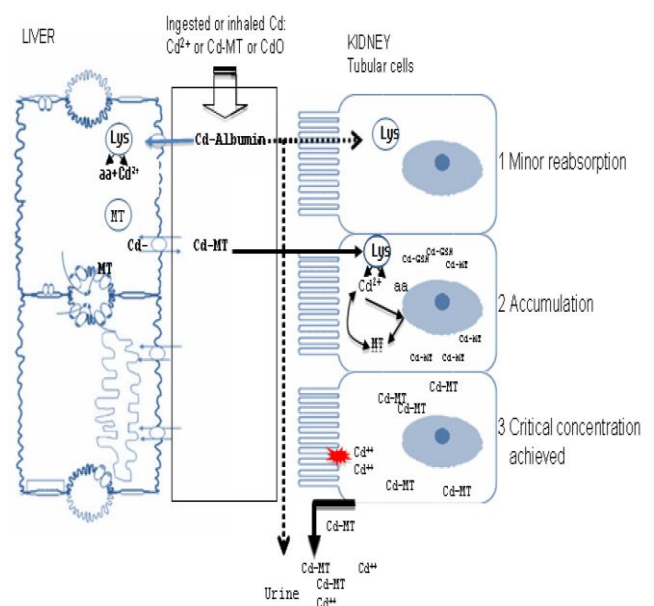
### 8.3 Transport, lagring och exkretion

Kadmium i blodet återfinns nästan uteslutande i de röda blodkropparna (erythrocyterna), nivåerna i serum och blodplasman är betydligt lägre (Järup et al. 1998). Direkt efter exponering är dock plasmanivåerna ofta förhöjda, men fortfarande svåra att mäta (IPCS 1992). På lång sikt (>24 timmar efter exponering) återfinns mest kadmium i de röda blodkropparna bundet till lågmolekylära proteiner, huvudsakligen metallothionein (MT). MT binder kadmium starkt till sin cystein (SH) rika grupp. Kadmium kan också bindas till andra lågmolekylära SH-rika peptider eller aminosyror (EFSA 2009, Järup et al. 1998). MT i blodplasman står för den stora transporten av kadmium till njuren på grund av sin låga vikt (se nedan) (EFSA 2009).

I försök har man visat att det kadmium som absorberats från lungan eller mag-tarmkanalen först binder till protein med hög molekylvikt i blodet t.ex. plasmaproteinet albumin och sedan transporteras vidare till levern (Arbetslivsinstitutet 2003). Inne i levern samlas kadmiumet i hepatocyterna (leverceller), där det mesta av kadmiumet binds upp till proteinet MT och förs vidare till olika vävnader och organ, utsöndringen går dock sakta (Järup et al. 1998). En mindre andel kadmium binds dock till glutation (GSH) och utsöndras via gallan (EFSA 2009). Cd-MT komplexen som frisläpps till plasman når (till skillnad från albuminbundet kadmium) in i njurens glomeruli där de

återabsorberas i proximala tubuli och ackumuleras i njurbarken. När inte tillräckligt med MT finns för att ta hand om fria kadmiumjoner, når man en kritisk nivå i njuren (figur 13).

Efter en direktexponering har man därför först de högsta värdena i blodet (B-Cd) och i levern, men värdena i njuren ökar i upp till åtta månader efter exponeringen och kan på sikt överstiga värdet i levern (EFSA 2009). Det kritiska organet vid långtidsexponering är därför njurarna, där halveringstiden för kadmium är på mellan 10-30 år (Järup et al. 1998). Vid normal till lågexponering har man vid obduktioner funnit att ca 50 procent av den totala kadmiumbördan lagras i njurarna och 15 procent i levern (EFSA 2009). Även i bukspottskörteln och i mjälten har man funnit relativt höga halter. Viss inlagring sker även i skelett och binjurar (IPCS 1992).



**Figur 13.** Kadmium metabolism och ansamling i njuren (EFSA 2009).

Utsöndring av kadmium är relativt begränsad och sker främst via urinen (njurarna), men kort efter en stor exponering (>0,1mg/Cd per kg kroppsvikt) kan urinvärdena (U-Cd) bli större än normalt (IPCS 1992). En ganska stor

utsöndring av icke- absorberat kadmium från tarmen sker också via fecces (Järup et al. 1998).

#### 8.4 Mått på kadmiumhalten i kroppen

Kadmiumhalten mäts oftast i blod (B-Cd) och urin (U-Cd), men även fecces analyseras ibland. Hår ger inte något säkert värde på exponering (IPCS 1992; Naturvårdsverket 2005).

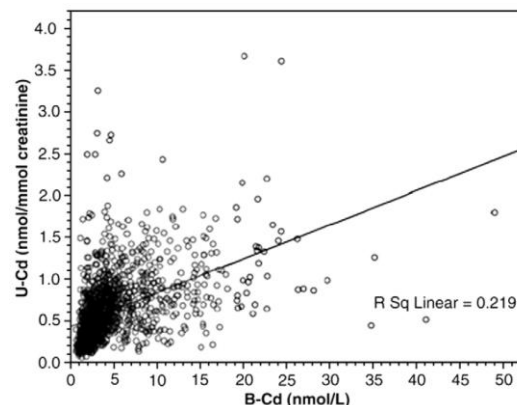
Prover från fecces kan ge en indikation på det dagliga intaget av kadmium (IPCS 1992). En studie visade att eliminationen (inom 48 timmar) avspeglar den mängd kadmium som inte absorberats i mag- tarmkanalen (Järup et al. 1998).

Blodkoncentration (B-Cd) är den säkraste markören för pågående exponering, och reflekterar kadmiumexponering under de senaste veckorna eller månaderna (Naturvårdsverket 2005). Halveringstiden i blodet kan delas upp i två komponenter, en snabb (3-4 månader) och en långsam (ca 10 år). Den långa halveringstiden representerar kroppsackumulering (body burden), och av denna anledning kan en långvarig låg-nivå exponering av kadmium också reflekteras i blodvärdet (Järup & Åkesson 2009).

Urinkoncentrationen (U-Cd) är en vanlig markör för att mäta den totala kroppsbelastningen (Naturvårdsverket 2005). U-Cd nivån är proportionell mot koncentrationen i njurarna (Järup & Åkesson 2009). Nivån ökar generellt med ålder, eftersom att ackumuleringen i njurarna ökar. (Järup et al. 1998).

Flera studier har visat en korrelation mellan U-Cd och B-Cd värdena. Vid en studie på 800 svenska kvinnor fick man en korrelation på 0,56 ( $p < 0,001$ ) och OSCAR studien (OSteoporos Kadmium som en Riskfaktor) gav en korrelation på 0,68. Sambandet mellan U-Cd och B-Cd i för de två nyss nämnda

studierna visas i figur 14 (Järup & Åkesson 2009).



**Figur 14.** Samband mellan B-Cd (halten i blod) och U-Cd (halten i urin) (Järup & Åkesson 2009).

När man känner till kadmiumhalten i blod och urin kan man uppskatta risken för olika hälsoeffekter (Naturvårdsverket 2005).

## 9. Hälsorisker

Kadmium har varit uppmärksammat som ett arbetshälsoproblem i flera decennier, och riskerna för den vanliga befolkningen blev allmänt kända under 1950-talet då man upptäckte att kadmiumförorenat ris låg bakom den ökända "Itai-itai" sjukan i Japan. Sedan dess har flera studier visat samband mellan kadmium och hälsoproblem, t.ex. via matintag och rökning (Järup & Åkesson 2009). Senare studier har också visat att hälsoeffekter uppkommer vid mycket lägre nivåer än man tidigare trott, vilket innebär att enbart ett normalt kostintaget ligger nära skadegränsen (Naturvårdsverket 1999; Järup & Åkesson 2009).

### 9.1 Njurskador

Njurarna är det mest kritiska organet vid kadmiumexponering, och stora mängder kadmium ackumuleras här (se avsnitt 8.3). Tidiga njurskador har genom dos- respons bedömningar med ett antal tidiga markörer identifierats vid U-Cd värden på ca 0,5-3  $\mu\text{g}$  Cd/g kreatinin.

Det kan antas att en rätt stor andel icke-rökare i den vuxna populationen ligger på värden nära eller över 0,5 µg Cd/g kreatinin. Bland rökare samt befolkning i exponerade områden ligger en betydligt högre andel på eller över denna nivå. Detta indikerar att det inte finns någon större säkerhetsmarginal för kadmiumexponering och tidiga njurskador (Järup & Åkesson 2009).

Det första tecknet på en kadmiuminducerad njurskada yttrar sig genom en ökad utsöndring av lågmolekylära (LMW) protein (äggviteämnen) i urinen (tubulär proteinuri) (IPCS 1992).

Anledningen till en ökade utsöndringen av dessa LMW- proteiner är att återabsorptionen i njurens proximala tubuli minskar vid kadmiumexponering. En tubulär njurskada ger inga symtom, och den kliniska effekten av skadan är inte utredd. Det man dock vet är att en tubulär njurskada vid en fortsatt långvarig förhöjd kadmiumexponering kan utvecklas till en glomerulär njurskada (Järup & Åkesson 2009, Naturvårdsverket 1999).

Glomerulär njurskada innebär en sjunkande glomerulär filtration av blodplasma genom njuren (Järup, Petterson & Elinder 1995). En hög exponering kan i förlängningen leda till uremi (njursvikt). Njursvikt innebär att den minskade filtreringen går så långt att man får en urinförgiftning av blodet (Naturvårdsverket 1999).

Hos batteriarbetare har en ökad risk för njursten påvisats genom att man fann ett dos-respons samband mellan exponering och åldersstandardiserad incidens (Järup & Elinder 1993). Njursten innebär att salter från urinen bildar små "stenar" som fastnar i urinvägarna och kan om de växer till bli så stora att de blockera vägen för urinen, vilket skapar en fruktansvärd smärta (Nationalencyklopedin 2009b).

## 9.2 Skelettskador

Kadmiuminducerade njurskador kan leda till en störd kalciumomsättning och metabolism av vitamin D, något som kan orsaka osteoporos (benskörhet) och osteomalaci (en urkalkning av skelettet) (Naturvårdsverket 1999; Waeren 2006).

D-vitamins huvuduppgift är att öka absorptionen av kalcium och fosfor i tarmen, så att mineraliseringen av skelettet fungerar. Vid brist på aktivt D-vitamin (p.g.a. störd metabolism) ökar utsöndringen av PTH (parathyroidea hormon) som ökar återabsorptionen av kalcium från njurens tubuli och ben, vilket kan ge osteoporos (Waeren 2006).

Sambandet mellan tubulära njurskador och osteoporos har rapporterats från många olika underökningar, t.ex. i Kina samt i den svenska OSCAR studien (Järup & Åkesson 2009; Norberg et al. 2002). Kadmiuminducerade skelettskador behöver dock inte uppkomma sekundärt genom tubulära njurskador utan kan också ske genom en direkteffekt i benvävnaden.

Ett tidigt varningstecken på störd kalciumomsättning kan vara ökad utsöndring av kalk med urinen (Naturvårdsverket 1999). I OSCAR studien visades att risken för osteoporos dubblades vid U-Cd värden på 0,5-3 µg/g kreatinin (EFSA 2009). Nya data från Sverige och Belgien bekräftar att lågexponering av kadmium minskar bentätheten (benmineraldensiteten) vid ett medianvärde av U-Cd på 0,67 µg/g kreatinin och ett medelvärde av B-Cd på 7-10 nmol/l (0,79-1,1 µg/l) (Järup & Åkesson 2009).

En studie på 506 personer med en miljöexponering för kadmium visade att en tvåfaldig ökning av U-Cd värdena ökar risken med 73 procent för frakturer (95 procentigt konfidensintervall) hos kvinnor i fertil ålder

och 20 procent för männen (Järup & Åkesson 2009). Dessutom uppvisade studien en 60 procentig ökning av risken för längdminskning hos männen (EFSA 2009).

Den svenska OSCAR studien visade att risken för frakturer ökar vid så låga U-Cd värden som 2-4 µg/g kretinin (90 procentigt konfidensintervall) (Järup & Åkesson 2009).

De värsta fallen av kadmiumrelaterade skelettskador inträffade under 1950- 60 talet i Japan. De första rapporterna kom på 50-talet och vittnade om att invånare (främst medelålders och äldre kvinnor) vid Jinzufloden drabbades av multipla frakturer och snedvridningar av långa ben i skelettet (en avancerad form av osteomalacia) efter att ha intagit ris som blivit kraftigt förorenat av kadmium (Järup & Åkesson 2009; Norberg 2002; Ogawa et al. 2004), med halter på upp till 1 mg/kg (Nationalencyklopedin 2009a). Tillståndet gav inte oväntat upphov till stor smärta och lidande för den drabbade och därför fick sjukdomen namnet "itai-itai" som kan översättas till "ouch-ouch" eller "ajaj"-sjukan (Naturvårdsverket 1999). Förutom ett högt intag av kadmium misstänks skadorna förvärrats av att deras kost generellt var fattig på protein, kalcium, D-vitamin och brist på solljus (Norberg et al. 2002; IPCS 1992).

### 9.3 Lungskador

Vid inandning av höga halter kadmiuminnehållande partiklar kan man drabbas av såväl akuta som kroniska lungskador (Naturvårdsverket 1999). Skadorna uppkommer i både det högre och lägre respiratoriska systemet (IPCS 1992). De lägsta halterna som bevisats ge en effekt i de respiratoriska organen hos arbetare är 70 µg/m<sup>3</sup> kadmiumdamm och 20 µg/m<sup>3</sup> i rök (IPCS 1992).

Inandning av mycket höga halter kadmiumrök (>2 mg/ m<sup>3</sup>) kan ge upphov akuta lungskador

(Järup 1992) och utsätts man för över 5 mg/ m<sup>3</sup> under ca 8 timmar kan det leda till en dödlig utgång (IARC 1992). Exempel på skador som konstaterats till följd av akut kadmiumförgiftning är kemisk lunginflammation samt lungödem, med en latensperiod på ca 24 timmar (Järup 1992). Dödsfall p.g.a. en massiv exponering uppkommer inom en vecka (Järup 1992).

Kroniska skador har ofta drabbat kadmiumarbetare som varit utsatta för relativt höga halter (>20 µg/m<sup>3</sup>) under en längre tid, och de utvecklas ofta sakta (IPCS 1992). Detta innebär att en kadmiumarbetare kan drabbas av skador flera år efter att han slutat vara exponerad. Kroniska effekter vid långtidsexponering kan leda till obstruktiva förändringar som luftrörinflammation med förträngning i luftrören eller ökad slembildning och slemhinnefortjockning (Naturvårdsverket 1999). En konstant exponering (t.ex. arbetsexponering) har visat sig kunna ge progressiv lungfibros i vissa fall (IARC 1992).

Även KOL (Kronisk Obstruktiv Lungsjukdom) av varierande grad och svårighet är vanligt hos kadmiumarbetare. En ökad dödlighet i bronkit hos högexponerade kadmiumarbetare har visats i en studie, och de med högst exponering hade en signifikant riskökning på 400 procent (IPSC 1992). Flera studier har också visat ett samband mellan kadmiumexponering och lungcancer (se nedan).

### 9.4 Cancer

Debatten om kopplingen mellan kadmium och cancer har pågått länge, men nyare studier stödjer kopplingen (EFSA 2009, Järup & Åkesson 2009).

Kadmium och kadmiumkomponenter klassades 1993 som cancerogent (grupp 1) för människor enligt IARC (International Agency

for Research on Cancer), medan Europeiska kommissionen (EC) klassar den som troligen cancerogen (Järup, & Åkesson 2009). Osäkerheten som bl.a. EC ger uttryck för gäller främst att antalet gjorda studier som visar på ett samband är ganska begränsade och kan innehålla confounders, dvs. någon annan samtidig exponering som påverkar resultatet (Järup & Åkesson 2009). IARC:s bedömningen gjordes med hjälp av data från både humanstudier samt djurförsök. IARC:s bevis för cancerogenitet hos människor baseras främst på underökningar av kadmiumexponerade arbetare i USA och England. I USA hittad man i en kohortstudie en dos- respons relation mellan kumulativ uppskattad kadmiumexponering och lungcancerrisk. Till en början hittade studien också ett samband mellan exponering och prostatacancer, men den relativa risken minskade i senare uppföljningar och sambandet bedöms idag som oklart (Järup & Åkesson 2009). Den eventuella kopplingen bör därför utredas vidare, precis som den misstänkta kopplingen till cancer i njuren, testiklar och bukspottskörteln.

I nya humandata har kadmiumexponering blivit statistiskt associerad med en ökad risk för cancer i, förutom lungan, även urinblåsan, livmoderslemhinnan och i bröstet (EFSA 2009).

I en prospektiv kohortstudie från Belgien jämfördes sex högexponerade områden nära zinksmältverk med 4 lågexponerade distrikt, och resultatet visade ett samband mellan kadmiumexponering och cancerincidens. Liknande resultat visade också en japansk studie på 275 vuxna personer i högexponerade områden (Järup och Åkesson 2009). De som 1982 haft en ökande urinutsöndring av LMW- protein ( $\beta_2$ -mikroglobulin) till följd av kadmiumexponering hade vid uppföljningen 2002 en ökad

cancerincidens och 2005 en ökad cancerdödlighet (Järup & Åkesson 2009).

### 9.5 Övriga skador

Kadmium misstänks också orsaka en rad andra sjukdomstillstånd. En Japansk studie visade att dödligheten i hjärt- kärlsjukdomar ökade vid tubulära njurskador efter kadmiumexponering (Naturvårdsveket 1999). Djurförsök har också visat att ett samband mellan kadmium och högt blodtryck (Naturvårdsveket 1999). En nyligen genomförd studie i USA visare ett samband mellan U-Cd värden och hjärtinfarkt, och studier i Belgien visade att förhöjda kadmiumhalter i urinen var associerad med förändringar av fysiologiska indikationer på kardiovaskulära förändringar t.ex. puls och blodtryck mm. (Järup & Åkesson 2009).

Studier tyder också på ett samband mellan kadmium och diabetes, bl.a. att kadmium möjliggör diabetesinducerade effekter i levern. En stor tvärsnittsstudie i USA visat ett signifikant dos- respons samband mellan U-Cd värde och fastande glukosvärden (vid U-Cd halter över  $2\mu\text{g/g}$  kreatinin). Den exakta patogenesen är dock okänd (Järup & Åkesson 2009).

### 9.6 Riskbedömning

För att undvika ovan nämnda skador och sjukdomar har flera riskbedömningar av kadmium gjorts för att kunna ge allmänheten "säkra" exponeringsnivåer t.ex. LOEL och TWI värden (se nedan).

NOEL (No Observed Effect Level) för oralt intagen mängd (enskild dos) elementärt kadmium är  $3\text{mg/person}$  och en dödlig dos (LD) uppskattas ligga inom intervallet  $350\text{--}8900\text{ mg}$  (EFSA 2009).

Nya studier presenterade i European risk assessment report (RAR 2007) visar att LOEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) ligger på ca  $2\mu\text{g Cd/g}$  kreatinin (U-Cd), andra nya riskstudier (t.ex. EC CSTEE) tyder på att värdet

bör ligga ännu lägre, runt ca 0,5 µg/g kreatinin (U-Cd) (Järup & Åkesson 2009) .

TWI står för tolerabla veckointaget och är den dos man kan exponeras för kontinuerligt utan att riskera skadliga hälsoeffekter, och detta baseras på kadmiums effekt på njuren. Eftersom att kadmium kan minska återresorptionen av vissa ämnen (dvs. öka utsöndringen av dem) i urinen tas detta med som bedömningspunkt, och fungerar som en markör för begynnande njurskada. Det tolerabla veckointaget sätts på en nivå där återresorptionen inte störs nämnbart. Värdet är dessutom kalibrerat så att de passar en känslig population, dvs. det finns en extra säkerhetsmarginal för den normala populationen (Livsmedelsverket 2009).

Världshälsoorganisationen (WHO) har satt upp ett preliminärt tolerabelt veckointag (PTWI) som är 7 µg/kg kroppsvikt. Detta värde togs fram så tidigt som 1988 av JECFA (Joint FAO/WHO Experts Committee on Food Additives), men blev bekräftat på nytt av JECFA 2003. WHO betonar dock att detta värde ger en ganska liten säkerhetsfaktor och att mer forskning behövs (EFSA 2009).

EFSA har 2009 gjort riskbedömningen att ett tolerabelt veckointag bör vara maximalt är 2,5 µg/kg kroppsvikt. Detta värde är baserat på nya analyser/data och är en sänkning av tidigare nivåer, samt betydligt lägre än JECFA:s maximala veckointag på 7 µg/kg kroppsvikt. EFSA:s gränsvärde innebär att en person på 70 kg maximalt får inta  $2,5 \cdot 70 \mu\text{g} = 175 \mu\text{g}$  kadmium under en vecka (EFSA 2009b)

EFSA poängterar att vissa populationsgrupper i Europa riskerar att utsättas för värden uppemot det dubbla tolerabla veckointaget, men enligt panelen är dock risken för skadliga effekter relativt låg även vid det dubbla TWI värdet (EFSA 2009b)

Exempel på särskilt utsatta grupper är:

- Rökare
- Vegetarianer
- Kvinnor i fertil ålder (med låga järndepåer)
- Barn (som relaterat till sin kroppsvikt konsumerar mer kadmium)
- Personer som bor i "kontaminerade" områden

EFSA fastslår också att exponering av kadmium i samhället bör minska (EFSA 2009b).

## 10. Åtgärder för att minska mängden kadmium

### 10.1 Miljömål

Sverige har idag 16 miljömål och faran med kadmium berör och påverkar många av dem, speciellt målet "Giftfri miljö". Detta mål definieras av att miljön skall bli fri från ämnen och metaller som utvunnits eller skapats av oss människor som kan hota den biologiska mångfalden eller människors hälsa. Målet anses vara svårt att uppnå till 2020, även om flera åtgärder sätts in (Miljömålsportalen 2009). Inom målet finns också flera delmål t.ex. "Utfasning av farliga ämnen" som bl.a. tar upp att nyproducerade varor så långt det är möjligt skall vara fria från utfasningsämnen (se nedan) som kadmium senast 2010. Befintliga varor innehållande kadmium skall tas om hand på ett sätt så att det inte läcker ut i miljön. Trots hårdare regler inom EU bedöms delmålet som svårt att nå. Det finns också ett specifikt delmål inom "Giftfri miljö" som handlar om kadmium:

*"År 2015 skall exponeringen av kadmium till befolkningen via föda och arbete vara på en sådan nivå att den är säker ur ett långsiktigt folkhälsoperspektiv."*

(Miljömålsportalen 2009)



Delmålet anses bli mycket svårt att uppnå. Nya gränsvärden för kadmium i EU är för många livsmedel mer omfattande än tidigare och det finns därför ett behov av att minska mängden kadmium i åkermarker samt genomföra andra åtgärder för att få ner halterna. Det är också oklart exakt vilka nivåer som är helt säkra och det skulle behöva tas fram en nationell vetenskaplig riskvärdering (Miljömålsportalen 2009).

## 10.2 Olika förbud och begränsningar

Kemikalieinspektion har olika databaser där man kan studera kadmiums farlighet och begränsningar:

*Begränsningsdatabasen* (begränsningslistan) är en sökbar tjänst för att hitta begränsningar och förbud för enskilda ämnen eller ämnesgrupper (Kemikalieinspektionen 2008). Kadmium och kadmiumföreningar är en grupp som enligt databasen är belagd med ett antal restriktioner vad gäller användande och hantering, många är beslutade inom EU och gemensamma för hela unionen (Kemikalieinspektionen 2008a).

*PRIO* är ett annat verktyg som kompletterar begränsningsdatabasen. *PRIO* är en kemikalieinspektionens prioriteringsguide, och den ersätter tidigare använda *OBS* -listan. I denna databas kan man söka på ämnen och få information om deras miljö- och hälsofarliga effekter (Kemikalieinspektionen 2008a).

Inom *PRIO* finns två prioriteringsnivåer, prioriterade riskminskningsämnen och utfasningsämnen, kadmium tillhör den sistnämnda gruppen.

Utfasningsämnen anses ha så pass hög farlighet att de inte bör användas. Enligt miljömålet *riskfri miljö* skall alla nya varor så långt som möjligt vara fria från utfasningsämnen (avsnitt 10.1).

Utfasningsämnena har någon eller några av följande egenskaper:

- Cancerogena, mutagena eller reproduktionsstörande ämnen.
- Persistenta bioackumulerande toxiska ämnen samt mycket persistenta och mycket bioackumulerande ämnen.
- Särskilt farliga metaller (Pb, Cd, Hg samt deras föreningar).
- Hormonstörande ämnen.
- Ozonedbrytande ämnen.

(Kemikalieinspektionen 2008a)

De kriterier som ingår för utfasningsämnen inom *PRIO* följer de egenskaper som kommer att gälla för särskilt farliga ämnen inom *REACH* (EU:s nya kemikalielagstiftning) som håller på att arbetas fram, dvs. kadmium kommer troligtvis inom en snar framtid kräva en särskild tillståndsprövning (Kemikalieinspektionen 2008b).

Kadmium klassas också som mycket farliga enligt Naturvårdsverket och är därför ett prioriterat ämne att få bort från förorenade områden – läs mer om detta i Naturvårdsverkets rapport 4918 om *MIFO* (Naturvårdsverket 1999b).

## 11. Diskussion

Kadmium är idag ett allt mer uppmärksammat problem, och mycket forskning bedrivs för att studera dess hälsorisker.

Kadmium finns naturligt i vår miljö och halterna kan vara väldigt varierande beroende på bl.a. bergrunden, närheten till punktkällor, pH-värde mm. Det är därför viktigt att lokalisera i vilka områden befolkningen riskerar att utsättas för höga kadmiumhalter, så att en ny "itai itai"- skandal kan undvikas.

Säkerhetsmarginalerna för kadmium är väldigt små, bara genom ett normalt matintag får många människor i sig halter kring 0,5 µg Cd/g kreatinin, nära den nivån där forskning kunnat konstatera tidiga njur- och skelettskador. Vegetarianer, kvinnor med låga blodvärden, boende nära punktkällor samt rökare är särskilt känsliga grupper, som bör bli uppmärksammade på hur de kan få ner sitt dagliga intag av kadmium.

Då huvuddelen av kadmiumintaget sker genom maten är det viktigt att minska mängden kadmium här. Av matintaget utgör grödor är den största källan. Det finns ett antal åtgärder som kan genomföras för att reducera grödornas upptag av kadmium. Det första är givetvis att minska tillförseln av kadmium till våra åkrar. Detta kan uppnås genom hårdare nationella och internationella krav samt ny produktutveckling, t.ex. fosfatgödsel där man kunnat minimera kadmiuminnehållet. Man kan också minska växttillgängligheten av kadmium genom att höja pH-värdet i jorden samt välja att odla grödor som inte tar upp så stora mängder kadmium. Man skulle även kunna tänka sig att rena odlingsmarken genom att plantera "fångstgrödor", t.ex. pil, som kan ta upp stora mängder kadmium.

Att sluta röka är ett enkelt sätt att minska sitt intag av kadmium, då tobaksplantan kan ackumulera mycket kadmium.

Kvinnor i fertil ålder är en riskgrupp som regelbundet bör undersöka så att de inte har för låga järnvärden, då det ökar upptaget av kadmium.

Yrkesexponeringen av kadmium har generellt minskat, då säkerheten ökat och kadmiumprodukter börjar fasas ut i många länder. Statistik visar dock att användningen ökar i Asien, något som kan leda till ökade problem där.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att kadmium är ett problem som förtjänar fortsatt uppmärksamhet om vi vill undvika negativa miljö- och hälsoeffekter.

## 12. Referenser

- Arbetsmiljöverket (2007). *AFS 2005:17 - Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar*. (elektronisk) Tillgänglig: [http://www.av.se/lagochratt/afs/afs2005\\_17.aspx](http://www.av.se/lagochratt/afs/afs2005_17.aspx). Hämtad: 2009-06-27.
- Arbetslivsinstitutet (2003). Vetenskapligt Underlag för Hygieniska Gränsvärden 24. (elektronisk) *Arbete och hälsa* 15. Tillgänglig: [http://gupea.ub.gu.se/dspace/bitstream/2077/4295/1/ah2003\\_15.pdf](http://gupea.ub.gu.se/dspace/bitstream/2077/4295/1/ah2003_15.pdf). Hämtad: 2009-06-28.
- Batteriinsamlingen (2009). *Batteriförordningen*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.batteriinsamlingen.se/batteriforordningen.aspx>. Hämtad: 2009-06-27.
- Bergbäck, B. Hjortenkrans, D. Månsson, N. (2005). *Kadmium i Stockholm – en substansflödesanalys*. Kalmar: Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, Högskolan i Kalmar.
- Berglund M., Åkesson, A. (2008). *Utvärdering av genomförda studier av halter av kadmium i urin hos två åldersgrupper av kvinnor*. Stockholm: Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet.
- Bernes, C. (2001). *Will time heal every wound? The environmental legacy of human activities*. Swedish Environmental Protection Agency.
- Bothén, M., Fallenius, U.-B. (1982). *Cadmium: occurrence, uses, stipulations (SNV PM 1615)*. Solna: Naturvårdsverket.
- Brånvall, G., Staaf, H. (2008) Utsläpp till vatten och slamproduktion 2006 - Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss övrig industri. (elektronisk) *Serie MI (22) – Miljövard*. Tillgänglig: <http://www.scb.se/statistik/MI/MI0106/2006>
- A01A/MI0106\_2006A01A\_SM\_MI22SM0801.pdf. Hämtad: 2009-06-30.
- Butterman W.C., Plachy, J. (2002). *Mineral Commodity Profiles Cadmium*. Reston: U.S. Geological Survey. Tillgänglig: <http://pubs.usgs.gov/of/2002/of02-238/of02-238.pdf>. Hämtad: 2009-06-27.
- EFSA (2009b). *EFSA sets lower tolerable intake level for cadmium in food*. (elektronisk) Tillgänglig: [http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa\\_locale-1178620753812\\_1211902396263.htm](http://www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753812_1211902396263.htm). Hämtad: 2009-06-28.
- Elinder, C.-G. (1985). Cadmium: Uses, Occurrence and Intake. I Friberg, L., Elinder, C.-G., Kjellström, T., Norberg, F. G. (red.) *Cadmium and Health: A Toxicological and Epidemiological Appraisal. Volume 1 Exposure, Dose and Metabolism*. Boca Raton: CRC Press, Inc.
- Emteryd, O. Petterson- Wilk, M., Renberg, I. (1994). Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediment. *Nature* 368, 323 – 326.
- EFSA (2009). Cadmium in food Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain (Question No EFSA-Q-2007-138). *The EFSA Journal* 980: 1-139.
- Hedlund B. (red.), Eriksson, J. Petersson-Grawé, K., Öborn, I. (1997) *Kadmium- tillstånd och trender (Naturvårdsverket rapport 4759)*. Stockholm: Naturvårdsverkets förlag.
- IARC scientific publications 118 (1992). *Cadmium in the human environment- toxicity and carcinogenicity*. Lyon: International Agency for Research on Cancer
- IPCS (1992). *Cadmium (Environmental Health Criteria 134)*. Geneva: World Health Organization.

- Jansson, G. (2002). Cadmium in arable crops – the influence of soil factors and liming. I Ivarsson, K., Öborn, I. (red.) *Cadmium from Plough to Plate*. Report FOOD 21 No 5/2002. Uppsala: SLU Service.
- Johansson, Å. (2008). *Naturhistoriska riksmuseet – Mineral*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.nrm.se/sv/meny/faktaomnaturen/geologi/mineralochmeteoriter/mineral.1608.html> . Hämtad: 2009-08-20.
- Järup, L., Åkesson, A. (2009). Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* Doi:10.1016/j.taap.2009.04.020.
- Järup, L. (1992). Dose- response Relations for Occupational Exposure to Arsenic and Cadmium. *Arbete och hälsa* **38**: 1-44.
- Järup, L., Elinder C.-G. (1993). Renal stone incidence among cadmium exposed battery workers. *British Journal of Industrial Medicine*. **50**: 598-602.
- Järup, L., Petterson B., Elinder C.-G. (1995). Decreased glomerular filtration rate in cadmium exposed solders. *Occupational and Environmental Medicine*. **52**: 818-822.
- Järup, L. (editor), Berglund, M., Elinder, C.-G., Nordberg, G., Vahter, M. (1998). Health effects of cadmium exposure – review of the literature and a risk estimate. *Scand Journal of Work Environment & Health* vol. 24 suppl. 1.
- Kemikalieinspektionen (2000). *Assessment of Risks to Health and the Environment in Sweden from Cadmium in Fertilizers*. PM Nr 4/00. Solna: Kemikalieinspektionen.
- Kemikalieinspektionen (2008a). *Databaser*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.kemi.se/templates/Page.aspx?id=2824>. Hämtad 2009-07-30.
- Kemikalieinspektionen (2008b) *PRIO och REACH*. (elektronisk) Tillgänglig: [http://www.kemi.se/templates/PRIOframes\\_\\_\\_4045.aspx](http://www.kemi.se/templates/PRIOframes___4045.aspx). Hämtad: 2009-07-30.
- Kornfält, K.-A., Andersson, M., Daniel, E., Persson, M. (1996) Kadmium i marken i sydöstra Skåne. *Rapporter och meddelanden nr 82*. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.
- Livsmedelsverket (2009) *Kadmium*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Kadmium/>. Hämtad 2009-06-20
- Länsstyrelsen (2009) *Västra Götaland – Giftfri miljö, delmålet om kadmium*. Tillgänglig: [http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/amnen/Miljomal/Mal+for+lanet/giftfri/delmal\\_kadmium.htm](http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/amnen/Miljomal/Mal+for+lanet/giftfri/delmal_kadmium.htm). Hämtad: 2009-06-28.
- Miljömålsportalen (2009) *Giftfri Miljö*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/4-Giftfri-miljo/>. Hämtad: 2009-08-08.
- Mindat.org (2005). *Otavit*. Tillgänglig: <http://www.mindat.org/photo-237775.html> . Hämtad: 2009-08-20.
- Mindat.org (2006). *Blyglans*. Tillgänglig: <http://www.mindat.org/photo-78136.html>. Hämtad: 2009-11-09.
- Mindat.org (2007). *Greenockite*. Tillgänglig: <http://www.mindat.org/photo-222971.html>. Hämtad: 2009-08-20.
- Nationalencyklopedin (2009a) *Kadmium*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/lang/kadmium>. Hämtad: 2009-06-27.
- Nationalencyklopedin (2009b) *Njursten*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/enkel/njursten>. Hämtad: 2009-07-30.

- Naturvårdsverket (1999). *Kadmium – exponering och effekter på människans hälsa*. Stockholm: Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket (1999b). *Rapport 4918 - Metodik för inventering av förorenade områden – bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Vägledning för insamling av data*. Stockholm: Naturvårdsverkets förlag.
- Naturvårdsverket (2005) *Miljöövervakningsmetod: Metaller i människors blod, urin och hår*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstande-t-i-miljon/Miljoovervakning/Handledning-for-miljoovervakning/Metoder/Miljoovervaknings-metoder/>. Hämtad: 2009-06-28
- Naturvårdsverket (2008) *Kadmium i grundvatten* (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstande-t-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Miljotillstandet-i-sotvatten/Kadmium-i-grundvatten/>. Hämtad: 2009-06-30.
- Naturvårdsverket (2009) *Trend- och omdrevsstationer- Grundvatten*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstande-t-i-miljon/Miljoovervakning/Programomraden/Sotvatten/Trend--och-omdrevsstationer-Grundvatten/>. Hämtad: 2009-06-30.
- Naturvårdsverket (2009). *Årsrapport 2008 – Hälsorelaterad miljöövervakning*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nordberg, G., Jin, T., Bernard, A., Fierens, S., Buchet, J.-P., Ye, T., Kong Q., Wang H. (2002). Low Bone Density and Renal Dysfunction Following Environmental Cadmium Exposure in China. *Ambio* **31(6)**: 478-481.
- Nordic Council of Ministers (2003). *Cadmium Review (rapport no. 1 Issue no. 04)*. (elektronisk) Tillgänglig: [www.who.int/entity/ifcs/documents/forums/forum5/nmr\\_cadmium.pdf](http://www.who.int/entity/ifcs/documents/forums/forum5/nmr_cadmium.pdf). Hämtad: 2009-07-10.
- Ogawa, T., Kobayashi, E., Okubo, Y., Suwazono, Y., Kido, T., Nogawa, K. (2004) Relationship among prevalence of patients with Itai-itai disease, prevalence of abnormal urinary findings, and cadmium concentrations in rice of individual hamlets in the Jinzu River basin, Toyama prefecture of Japan. *International Journal of Environmental Health Research*. **14(4)**: 243-252.
- Olsson, I.-M. (2002). *Biomonitoring of cadmium in cattle, pigs and humans*. Diss. Swedish University of Agricultural Science. Uppsala: SLU Service.
- Plachy, J. (2003). *Cadmium Recycling in the United States in 2000*. (elektronisk) Reston: U.S. Geological Survey. Tillgänglig: <http://pubs.usgs.gov/circ/c1196o/c1196o.pdf>. Hämtad: 2009-06-27.
- Sjöberg B., Larsson U. (1996). *Året som gått: Hydrografi och näringsämnen*. Tillgänglig: <http://www.smf.su.se/nyfiken/ostersjo/arsrapport/ostersjo95/hydro95.pdf>. Hämtad: 2009-07-15
- UNEP (2008). *Draft final review of scientific information on cadmium*. (elektronisk) Tillgänglig: [http://www.chem.unep.ch/pb\\_and\\_cd/sr/draft\\_final\\_reviews/cd\\_review/final\\_unep\\_cadmium\\_review\\_nov\\_2008.doc](http://www.chem.unep.ch/pb_and_cd/sr/draft_final_reviews/cd_review/final_unep_cadmium_review_nov_2008.doc). Hämtad: 2009-06-27.
- SLU (2009a). *Metaller i sjöar och vattendrag*. (elektronisk) Uppsala: Institutionen för miljöanalys. Tillgänglig: <http://info1.ma.slu.se/Miljotillst/Metaller/metaller.ssi>. Hämtad: 2009-06-30.

SLU (2009b). *Miljöövervakning av sjöar och vattendrag*. (elektronisk) Uppsala: Institutionen för vatten och miljö. Tillgänglig: [http://www.ma.slu.se/ShowPage.cfm?OrgenhetsSida\\_ID=10411](http://www.ma.slu.se/ShowPage.cfm?OrgenhetsSida_ID=10411). Hämtad: 2009-06-30.

Waern, E. (2006). D-vitaminbrist bakom osteoporos. *Läkartidningen* **103(40)**: 2976-2978.

WHO (2000) *Air quality guidelines—second edition*. (Chapter 6.3 cadmium). Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

Wikipedia (2005). *Zinkblände*. (elektronisk) Tillgänglig: <http://sv.wikipedia.org/wiki/Zinksulfid>. Hämtad: 2009-08-20.

Öborn, I., Eriksson, J. (2002) Cadmium in Swedish arable soils and crops – regional patterns and their possible explanations. I Ivarsson, K., Öborn, I. (red.) *Cadmium from Plough to Plate*. Report FOOD 21 No 5/2002. Uppsala: SLU Service.



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för klimat- och  
miljöforskning

Ekologihuset

22362 Lund