



UPPSALA
UNIVERSITET

Projektrapport från utbildningen i

EKOTOXIKOLOGI

Ekotoxikologiska avdelningen

Nr 112

Risk för effekter av tungmetaller i Stockholmsmiljön

Maria Söderqvist

INNEHÅLL

FÖRORD	4
SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	5
ORDLISTA	6
1. INLEDNING	7
1.1. BAKGRUND	7
1.2. SYFTE	7
1.3. FRÅGESTÄLLNINGAR	7
1.4. AVGRÄNSNINGAR	8
1.5. RISKBEDÖMNING	8
1.6. METALLER – SPECIERING, TOXICITET, VIKTIGA VARIABLER	8
2. INSAMLING AV DATA	10
2.1. EFFEKTSTUDIER I STOCKHOLM	10
2.2. ÖVRIGA STUDIER	11
2.3. VERKTYG FÖR RISKBEDÖMNING	12
2.3.1. <i>Riskbedömningar på EU-nivå</i>	12
2.3.1.1. Modeller och databehandling inom EU-riskbedömningar	14
2.3.2. <i>Bedömningsgrunder och miljö kvalitetsnormer</i>	15
3. KADMIUM	16
3.1. FYSIKALISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER, MILJÖEGENSKAPER	16
3.2. FÖREKOMST I STOCKHOLMSMILJÖN	16
3.3. EKOTOXICITET	17
3.3.1. <i>Toxicitetsmekanismer</i>	17
3.3.2. <i>Effekter och effektkoncentrationer från Cd-RAR (2003)</i>	18
3.3.3. <i>Effektstudier i Stockholm</i>	19
3.4. RISKKVANTIFIERING	20
3.5. KADMIUM - SAMMANFATTNING AV RISKER	21
4. ZINK	21
4.1. FYSIKALISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER, MILJÖEGENSKAPER	21
4.2. FÖREKOMST I STOCKHOLM	22
4.3. EKOTOXICITET	23
4.3.1. <i>Toxicitetsmekanismer</i>	23
4.3.2. <i>Effekter och effektkoncentrationer från Zn-RAR (2006)</i>	23
4.3.3. <i>Effektstudier i Stockholm</i>	24
4.4. RISKKVANTIFIERING	24
4.5. ZINK - SAMMANFATTNING AV RISKER	26
5. BLY	26
5.1. FYSIKALISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER, MILJÖEGENSKAPER	26
5.2. FÖREKOMST I STOCKHOLMSMILJÖN	26
5.3. EKOTOXICITET	27
5.3.1. <i>Toxicitetsmekanismer</i>	27
5.3.2. <i>Effekter och effektkoncentrationer från Pb-RAR (2006)</i>	28
5.3.3. <i>Effektstudier i Stockholm</i>	29
5.4. RISKKVANTIFIERING	29
5.5. BLY - SAMMANFATTNING AV RISKER	31
6. KOPPAR	31
6.1. FYSIKALISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER, MILJÖEGENSKAPER	31
6.2. FÖREKOMST I STOCKHOLM	32

6.3.	EKOTOXICITET	33
6.3.1.	<i>Toxicitetsmekanismer</i>	33
6.3.2.	<i>Effekter och effektkoncentrationer från Cu-RAR (2005)</i>	33
6.3.3.	<i>Effektstudier i Stockholm</i>	34
6.4.	RISKKVANTIFIERING	34
6.5.	KOPPAR - SAMMANFATTNING AV RISKER	36
7.	KVICKSILVER	36
7.1.	FYSIKALISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER, MILJÖEGENSKAPER	36
7.2.	FÖREKOMST I STOCKHOLMSMILJÖN	36
7.3.	EKOTOXICITET	37
7.3.1.	<i>Toxicitetsmekanismer</i>	37
7.3.2.	<i>Effekter och effektkoncentrationer</i>	38
7.3.3.	<i>Effektstudie i Stockholm</i>	39
7.3.4.	<i>Hg i fisk</i>	39
7.4.	RISKKVANTIFIERING	40
7.5.	KVICKSILVER - SAMMANFATTNING AV RISKER	41
8.	ÖVRIGA RESULTAT	41
9.	DISKUSSION	42
9.1.	EFFEKTSTUDIER I STOCKHOLM	42
9.2.	ÖVRIGA STUDIER	43
9.3.	RISKKVANTIFIERING OCH SAMMANFATTNING AV RISKER	44
9.4.	BEDÖMNINGSGRUNDER OCH MILJÖKVALITETSNORMER	46
9.5.	ÖVRIGT	47
10.	SLUTSATSER	48
11.	ÅTGÄRDER OCH ANSVAR	49
12.	REFERENSER	51

FÖRORD

Denna rapport är ett examensarbete som leder till en magisterexamen i biologi med inriktning mot ekotoxikologi vid Uppsala universitet. Arbetet utfördes på uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholms stad och är en del av miljömiljardsprojektet *Nya gifter – nya verktyg*. Jag vill främst tacka min handledare Arne Jonsson men även er andra på avdelningen för Miljöövervakning. Jan Örberg vid avdelningen för ekotoxikologi vid Uppsala universitet vill jag tacka för vägledning och korrekturläsning av rapporten. Sist men inte minst vill jag rikta ett stort tack till alla er som ställde upp på intervjuer och diskussioner.

SAMMANFATTNING

Stockholmsmiljön är förorenad av en rad ämnen som tillförts under lång tid. Kunskapen om förekomsten av tungmetaller i Stockholm är relativt god medan kunskapsläget om deras effekter behöver förbättras. I denna rapport kvantifieras risken för ekotoxikologiska effekter orsakade av tungmetallerna bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink genom att uppmätta halter från tidigare studier jämförs med kritiska gränsvärden från bl a riskbedömningar utförda på EU-nivå. Riskkvantifieringarna visar att det finns risk för negativa effekter framförallt i Stockholms sediment. I Strömmen, Årstaviken, Råcksta träsk och Trekanten är risken allra störst på grund av kraftigt förhöjda halter av flertalet metaller. Intervjuer med svensk expertis inom området pekar på att effekter av metaller är svåra att förutsäga på grund av att metallers biotillgänglighet varierar stort med kemiska och fysikaliska variabler i miljön. En genomgång av effektstudier som utförts i Stockholmsområdet visar att studierna främst har handlat om upptag och bioackumulering av metaller hos bottenlevande organismer. Resultaten visar att förmågan att reglera den inre metallhalten varierar mellan olika arter, samt att den inre metallhalten ger ett bättre mått på exponering än omgivningshalten. Syresättning av sediment ger inga entydiga effekter på metallers rörlighet och biotillgänglighet hos den studerade organismen (vitmärsla, *Monoporeia affinis*).

SUMMARY

The environment in Stockholm is polluted by a variety of substances. The picture of the quantity of heavy metals in Stockholm is quite clear but the knowledge of their effects needs to be improved. This report quantifies the risk for ecotoxicological effects caused by the heavy metals cadmium, copper, lead, mercury and zinc by comparing measured concentrations from previous studies to critical threshold values from e. g. risk assessments performed at EU-level. The quantifications of risk show that there is a risk for adverse effects mainly in the sediments of Stockholm. The risk is largest in Strömmen, Årstaviken, Råcksta träsk and Trekanten due to greatly enhanced concentrations of many metals. Interviews with Swedish experts in the field point out that effects of metals are difficult to predict since bioavailability strongly varies with the chemical and physical variables in the environment. A review of effect studies performed in Stockholm show that the studies mainly have dealt with uptake and bioaccumulation of metals in benthic organisms. The results show that the ability to regulate the body burden of metals varies between different species, and that the body burden gives a better indication of the exposure than the surrounding concentration does. Oxygenation of sediments gives no unambiguous effects on metal mobility and bioavailability for the studied organism (*Monoporeia affinis*).

ORDLISTA

Akut toxicitet – giftig effekt efter korttidsexponering, oftast mellan 24 och 96 h

AVS – (Acid Volatile Sulfides) syraflyktiga sulfider

BAF – bioackumuleringsfaktor. Kvot mellan ett ämnes koncentration i en organism och koncentration i omgivning samt föda.

Bentiska organismer – sedimentlevande, bottenlevande organismer

Biotillgänglig – tillgängligt för upptag i levande organismer

DGT – (Diffusive Gradient in Thin films)

ED10 – effektdos, dos som ger 10 % minskning av den studerade variabeln

EQS – (Environmental Quality Standard) miljö kvalitetsnorm

GMA – (Global Mercury Assessment)

In-vitro – i artificiell miljö

K_d – fördelningskoefficient för jord och vatten eller suspenderat material och vatten

Kronisk toxicitet – giftig effekt efter långtidsexponering, oftast över sex månader

LC₅₀ – letal koncentration för 50 % av testade individer, mått på akut toxicitet

LOAEL – (Lowest Observed Adverse Effect Level) se LOEC

LOEC – (Lowest Observed Effect Concentration) lägst koncentration där effekter observeras

Lipofil – fettlöslig

NOAEL – (No Observed Adverse Effect Level) se NOEC

NOEC – (No Observed Effect Concentration) högst koncentration där effekter ej observeras

PEC – (Probable Effect Concentration) koncentration där effekter är troliga

PNEC – (Predicted No Effect Concentration) koncentration där inga effekter är förväntade

RAR – (Risk Assessment Report) riskbedömningsrapport

SEM – (Simultaneously Extractable Metals) saltsyraextraherade metaller (används i samband med AVS)

TGD – (Technical Guidance Document) tekniskt vägledningsdokument. I detta fall utgivet av EU-kommissionen som vägledning vid riskbedömning av kemiska ämnen.

TS – torrsubstans

vv – våtvikt

1. INLEDNING

1.1. Bakgrund

I städer finns stora mängder metaller inbyggt i infrastruktur och i olika varor. Tidigare stod industrier för stora punktutsläpp av metaller men dessa har minskat avsevärt genom omställningar i industrin, förbättrad reningsteknik och regleringar. Numera är diffusa utsläpp via konsumtion allt mer betydande och sker framförallt i tätbefolkade urbana områden. (Bergbäck *et al.* 2001) I Stockholm har studier av metallhalter utförts för kartläggning av föroreningsituationen. Även materialflödesanalyser för metaller finns utförda och dessa kan användas för att identifiera flöden som förorenar miljön eller riskerar att göra så i framtiden (Jonsson 2000). I Naturvårdsverkets femåriga forskningsprogram *Metaller i stad och land* användes Stockholm som modellstad. Programmet avsåg att undersöka vilka metallflöden som i störst utsträckning riskerar att spridas till miljön och ge underlag för var resurser bör sättas in för att minska belastningen på miljön (Bergbäck *et al.* 2001).

Användningen av kvicksilver, kadmium och bly är starkt reglerad och minskar i omfattning. Men metallerna finns fortfarande kvar i stora mängder i olika produkter, samt tillförs via långväga atmosfärisk transport. Flödet av kvicksilver från Stockholms stad till biosfär och avloppsslam var 20 kg år 1995. För kadmium var siffran 50 kg och för bly 3 ton. Koppar och zink används i större skala och flödena beräknades till 14 respektive 34 ton för detta år. (Bergbäck *et al.* 2001)

Miljömiljardsprojektet *Nya gifter – nya verktyg* drivs av Stockholms stads miljöförvaltning och Stockholm Vatten AB för att ta fram en kunskapsbakgrund för prioriteringar och motiveringar i stadens miljöarbete. Genom tidigare arbete finns relativt god kunskap om förekomsten av tungmetaller i Stockholm. Däremot saknas en samlad bild av kunskapsläget om tungmetallers effekter på Stockholmsmiljön.

1.2. Syfte

Detta arbete ska beskriva risken för ekotoxikologiska effekter av tungmetaller på levande organismer i Stockholmsmiljön. Arbetet ska även ge en bild av kunskapsläget avseende tungmetallers ekotoxikologiska effekter. Rapporten kommer att ligga till grund för syntesrapporten från miljömiljardsprojektet *Nya gifter – nya verktyg*.

1.3. Frågeställningar

Finns det risk för ekotoxikologiska effekter orsakade av tungmetaller i Stockholm? Vilka metaller utgör de allvarligaste hoten? Vilka organismgrupper är mest hotade? Hur ser kunskapsläget inom området ut? Finns tillräcklig kunskap? Vilka verktyg kan användas vid bedömning av risk för effekter? Hur skulle miljöövervakningen se ut för att ta hänsyn till de risker som finns?

1.4. Avgränsningar

Studier från Stockholm och dess närmaste omgivningar har prioriterats. Metallerna som behandlas är bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), kvicksilver (Hg) och zink (Zn). Effekter hos terrestra organismer och hos akvatiska organismer i ytvatten samt sediment tas upp. Effekter hos människa ingår ej.

1.5. Riskbedömning

En riskbedömning av ett ämne kan delas upp i fyra steg: identifiering av fara, utvärdering av dos-responssamband, exponeringsbedömning och riskkaraktärisering (Crosby 1998, TGD 2003). Faran kan i detta fall identifieras till att tungmetallernas inneboende egenskaper ska påverka levande organismer negativt vid de halter som finns i mark, vatten, sediment och biota i Stockholm. Dos-responssamband beskriver vid vilka halter som effekter uppkommer och dessa sk effektkoncentrationer tas fram genom effektstudier. Olika arters känslighet är varierande och effektkoncentrationerna kan extrapoleras m h a osäkerhetsfaktorer för att även gälla vilda organismer och ger därmed en indikation på vilka effekter som kan förväntas i naturen. Hänsyn måste även tas till exponeringen av ämnet, t ex vilka exponeringsvägar som är möjliga för olika organismer. Tokikologiskt sett är en organism exponerad när föroreningen har tagits upp av organismen via mag-tarmkanalen, hud, slemhinnor eller lungor. Tungmetaller som t ex ligger komplexbundna har låg biologisk tillgänglighet och ger således en låg exponeringsgrad. För att till slut karaktärisera risken för negativa effekter ska föregående punkter vävas samman. Hur troligt är det att negativa effekter kommer att uppstå? Om exponeringen är hög och organismerna känsliga blir risken följaktligen stor.

I riskbedömningar bestäms vilken koncentration av ett ämne i miljön som kan anses vara säker ur effektsynpunkt, d v s den koncentration där effekter inte är förväntade. Denna koncentration benämns PNEC (Predicted No Effect Concentration) och tas fram med hjälp av effektkoncentrationer från toxicitetsstudier. Olika effektkoncentrationer kan användas men NOEC-värden (No Observed Effect Concentration) från långtidsexponeringar är att föredra då de kräver lägst osäkerhetsfaktor. Det är effektkoncentrationen för den känsligaste arten som ska användas. Vid stora datamängder kan effektkoncentrationer från flera studier avseende olika arter användas och med hjälp av statistiska metoder kan en 95 %-ig skyddsnivå ligga till grund för PNEC. (TGD 2003)

Riskkvantifiering kan utföras genom att jämföra uppmätta halter i miljön med PNEC. Om de uppmätta halterna överstiger PNEC finns risk för negativa effekter i miljön.

1.6. Metaller – speciering, toxicitet, viktiga variabler

Metaller är grundämnen och naturligt förekommande i omgivningen. De har många önskvärda egenskaper som människan nyttjat under mycket lång tid. En del av metallerna är essentiella spårämnen för levande organismer, medan andra inte har några kända biologiska funktioner.

För bedömning av olika ämnens miljöeffekter måste man se till deras miljöegenskaper. Vid klassificering av organiska miljögifter kan en sk PBT-bedömning göras, där kriterierna som används är: **p**ersistens, **b**ioackumulerbarhet och **t**oxicitet. För metaller kan inte persistensbegreppet användas då metaller inte bryts ned eller förändras. (TGD 2003) Däremot kan metaller förekomma i många olika former: löst fas, partikulär fas, organisk förening, ligand- eller komplexbunden (Sternbeck & Östlund 1999). Förekomstformen beror av fysikaliska och kemiska variabler och har stor betydelse för biotillgängligheten, d v s om ett ämne är tillgängligt för upptag av organismer (TGD 2003). Förekomstformen har även betydelse för hur fort metallen elimineras ur ett system, t ex genom sedimentation eller volatilisering. En stark bindning till partiklar ger t ex en kortare uppehållstid i atmosfär/hydrosfär jämfört med en metall i löst fas. Metaller bioackumulerbarhet, d v s förmåga att ackumuleras i organismer via upptag från omgivningen samt via föda, beror bl a på hur lipofil metallen är. (Sternbeck & Östlund 1999) Lipofila föreningar absorberas lättare än hydrofila föreningar, kan passera biologiska membran och samlas i feta vävnader (Rozman & Klaassen 2001). Den fria jonformen är inte lipofil men däremot kan metallorganiska föreningar vara fettlösliga, t ex är metyl-Hg en lipofil förening. Bioackumuleringen skiljer också ofta stort mellan olika arter varför det kan vara stora skillnader i bioackumuleringsfaktorer (BAF) för samma metall mellan olika arter. Det kan exempelvis bero på skillnader i regleringsförmåga av inre metallhalter och då framförallt av essentiella metaller. Ofta är den fria metalljonen mest toxisk. (Sternbeck & Östlund 1999) Eftersom metaller är naturligt förekommande finns en naturlig bakgrundshalt att ta hänsyn till vid riskbedömning (TGD 2003).

Mekanismen bakom metalltoxicitet är ofta dåligt förstådd. Det är också svårt att identifiera avgiftningsprocesserna och skilja dem från processer som ingår i den normala inre regleringen av metaller (metallhomeostasen). Metalltoxicitet kan exempelvis ske genom att essentiella biologiskt funktionella grupper blockeras av metaller. En annan mekanism är att essentiella metalljoner substitueras av andra metalljoner i biomolekyler. En tredje mekanism är att metalljoner genom bindning till biomolekyler kan modifiera deras aktiva konformation. Framförallt finns två avgiftningsstrategier. Reglering av intracellulära koncentrationer genom att förhindra metallen från att komma in eller att effektivt eliminera den samt ackumulering genom syntes av ligander som kan binda metallen och därmed göra den biologiskt inaktiv. (Mason & Jenkins 1995) Avgiftning är dock energikrävande och därmed inte enbart positivt för organismer (Lithner *et al* 2001).

Metallothionein (MT) är ett protein som är rikt på sulfhydrylgrupper och kan syntetiseras av däggdjur, reptiler, amfibier, fisk och evertebrater. Proteinet är viktigt vid den inre regleringen av metaller då den kan binda essentiella metaller som Cu och Zn och bilda en icke-toxisk reservoar som kan nyttjas av metalloenzymer. MT kan också binda icke-essentiella metaller och därigenom minska deras potential för att inducera metalltoxicitet. In-vitro varierar affiniteten till MT enligt: $Hg^{2+} > Ag^{+} > Cu^{+} > Cd^{2+} > Zn^{2+}$. (Mason & Jenkins 1995) Syntesen

av MT induceras av höga metallhalter och MT är en mycket specifik biomarkör för metallexponering. MT-halt är dock svårare att mäta än metallhalt i organismer. (Walker 2001) Phytochelatin (PC) är ett liknande cysteinrikt protein som kan syntetiseras av högre växter, grön-, brun-, rödalger och svamp. Proteinet bildar komplex med Cd(II), Zn(II), Pb(II) och Hg(II) och syntesen induceras av t ex Ag, Au, Bi, Cd, Cu, Hg, Pb och Zn. (Mason & Jenkins 1995)

2. INSAMLING AV DATA

Intervjuer med svensk expertis inom området för tungmetallers miljöeffekter utfördes för att belysa kunskapsläget, samt för val av litteratur. En genomgång gjordes av ekotoxikologiska studier av metallers effekter utförda i Stockholmsområdet. Riskbedömningar utförda på EU-nivå och uppmätta halter i Stockholm användes för riskkvantifiering av ekotoxikologiska effekter. Halter uppmätta i Stockholm hämtades från flera befintliga rapporter och presenteras i respektive metallavsnitt.

2.1. Effektstudier i Stockholm

Lithner *et al.* (2001) undersökte halter av metaller samt organiska föreningar i vatten, sediment och de ryggradslösa bentiska organismerna vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*), vattengråsugga (*Asellus aquaticus*) och larver av fjädermygga (*Chironomus plumosus*). Provtagningar utfördes i Östra Mälaren, västligaste Saltsjön, Judarn, Räcksta träsk samt Trekanten. Man studerade skillnader i upptag mellan organismerna, samt i föroreningsgrad mellan de olika provtagningsplatserna. Vandrarmusslor från Stäket, norr om Stockholm, placerades ut i försökskorgar på nio olika provplatser där de fick ligga under sex veckors tid. Övriga organismer inhämtades direkt från respektive provplats. Resultat redovisas i respektive metallavsnitt (Cd, Cu, Pb och Zn).

Sundelin och Eriksson (2001) studerade spårmetallers mobilitet och biotillgänglighet i Stockholms inre skärgård genom att syresätta sedimentkärnor. Sedimenten i området är relativt sulfidrika samt syrgasfattiga och metallerna finns bundna till sulfider vilket medför låg löslighet och biotillgänglighet. Syrgasbristen beror till stor del på eutrofieringen och oro finns för att mobiliteten hos metaller kan öka vid ökad syretillförsel. Försök med homogeniserade sediment där man tillsatt olika metaller har visat att syresättning har ökat rörligheten hos metaller då sulfiderna oxiderat. Detta skulle kunna leda till ökad biotillgänglighet och toxicitet som i första hand skulle drabba bottenfaunan. Sundelin och Eriksson menar dock att experimentella studier oftast illustrerar ett ”värsta fall-scenario”. De har utfört sina försök på intakta sedimentkärnor, med låg störning av ursprungsstrukturen och anser att resultaten kan bedömas gälla för närmast naturliga förhållanden. I ett försök studerades även upptag av metaller och toxicitet i embryonalstadiet hos vitmärkla (*Monoporeia affinis*). Resultat redovisas i respektive metallavsnitt samt under Övriga resultat.

Eriksson och Sundelin (2002) studerade biotillgängligheten av metallerna Cd, Cu, Pb och Zn hos vitmärta i sediment med bl a varierande salthalt. Sedimentprov hämtades från tre platser i Mälaren och två från brackvattenområde i inre skärgården samt ett utanför Askö laboratorium (100 km söder om Stockholm). Resultat redovisas i respektive metallavsnitt.

Åkerblom (2006) undersökte effekten av Cd, Cu, Pb och Zn på mikrobiell respiration i mårlagret i närheten av en tungt trafikerad väg. Studien utfördes på jord som hämtades 15 km norr om Stockholm vid Järvafältet och vid tre olika avstånd från vägen, 20, 200 och 1300 m. Toxiska koncentrationsnivåer för metallerna bestämdes utifrån effektdoser (ED10) som togs fram genom att jordproverna preparerades med olika koncentrationer av metallerna. Kvoten ED10/metallkoncentration av respektive metall (ED10/Me) togs fram som en indikator på metallernas relativa toxicitet inom och mellan de olika provplatserna. Resultat redovisas i respektive metallavsnitt samt under Övriga resultat.

2.2. Övriga studier

Hösten 1995 utförde Stockholm Vatten (Stehn & Dromberg 2000) en bottenfaunaundersökning i östligaste Mälaren. Studien avsåg att ge en bild av livet i Mälarens sediment och resultatet var tänkt att utgöra en referens för kommande undersökningar. Resultat från undersökningen tas upp under Övriga resultat.

Analyser av sedimentens ytskikt i Stockholms vattendrag utfördes 1997 av Östlund *et al.* (1998) (0-2 alt 2-4 cm) och 2002 av Sternbeck *et al.* (2003) (0-2 cm). Tjugo provplatser är gemensamma för båda undersökningarna, varav 13 ligger i sjöar och sju i centrala delar av Stockholm. Uppmätta halter från båda provtagningarna redovisas i respektive metallavsnitt. Båda studierna användes i en studie av Rahmberg *et al.* (2004) som undersökte om det skett förändringar i belastningen av metaller, PAH eller PCB i Stockholms vattendrag. Resultat från den studien redovisas under Övriga resultat.

Under 2004 genomfördes i Stockholms län en inventering av kvicksilverhalt i 1-årig abborre från 26 insjöar (Länsstyrelsen i Stockholm 2006). Av de undersökta sjöarna ligger Trekanten, Bällstaviken i Mälaren och Långsjön i Älvsjö inom Stockholms stad. En principalkomponentanalys (PCA) utfördes för att studera vilka omgivningsfaktorer som påverkar halten Hg i fisk. Resultat redovisas i kvicksilveravsnittet.

Länsstyrelsen i Stockholms län har hösten 2006 undersökt länets ytvatten avseende ramvattendirektivets prioriterade ämnen. Bland föreningarna som ska haltbestämmas finns Hg, Pb och Cd. Av de sex provplatser som valts ut ligger Brunnsviken, Riddarfjärden och Drevviken i Tyresåns sjösystem inom Stockholms stad. De andra är Stora Envättern i Trosaåns sjösystem, Fysingen i Oxundaån samt Landsort utanför kusten. Länsstyrelsen ska samtidigt arbeta med att identifiera möjliga riskområden och källor till miljögifter i länets ytvatten. Resultaten från undersökningen beräknas vara klara vintern 2006/2007.

(Länsstyrelsens i Stockholm hemsida) För provtagningen av metaller används passiva provtagare med DGT-teknik (Diffusive Gradient in Thin films)¹ som hänger fritt i vatten under ca 5 veckor. Länsstyrelsen kommer dock även att analysera ofiltrerat och filtrerat vatten. (Andersson G., muntlig information)

Under 2000 undersöktes park- och naturmark på elva lokaler i Stockholms stad för att ge en bild av föroreningsläget av bl a metaller. Syftet var att provta platser som var synbart opåverkade, dock påträffades fyllnadsmaterial som tegel och byggrester på fem lokaler (Humlegården, Ivar-Lo parken, Kastellholmsparken, Kronobergsparken och Lilla Blecktornsparken). (J&W 2001) Resultat från studien redovisas i respektive metallavsnitt.

SGU (Sveriges geologiska undersökning) har sedan 2004 arbetat med projektet *Östra Mälardalen 1 – markgeokemi, 2004-2006*, för att bl a ta fram data på tungmetallers och andra spårämnen utbredning i morän och sediment på ca 1200 lokaler fördelade på 32 kommuner (SGU in prep). I Stockholm har även ytlig jord (5-15 cm) analyserats vid 117 lokaler. Provtagningslokalerna är avsedda att representera icke synbart påverkad mark. (Andersson M., muntlig information) Halter för Cd, Cu, Pb och Zn i ytlig jord från studien används i denna rapport. Resultat redovisas i respektive metallavsnitt.

2.3. Verktyg för riskbedömning

2.3.1. Riskbedömningar på EU-nivå

Inom EU finns ett program för existerande ämnen. Med existerande ämnen menas sådana som introducerats på den europeiska marknaden före 1 september 1981. Ämnen som introducerats efter 1 september 1981 klassas som nya ämnen. Programmet för existerande ämnen avser att bedöma om ämnena utgör en risk för människa och miljö. Antalet existerande ämnen är ca 100 000 och utgör ca 99% av kemikalievolymen på marknaden. (Europeiska kommissionens hemsida) Förordningen (EEG) nr 793/93 handlar om bedömning och kontroll av risker med existerande ämnen och i förordningen (EG) nr 1488/94 finns principerna för riskbedömningarna. Av de existerande ämnena har 141 ämnen hittills prioriterats och för 66 av dessa är riskbedömningarna klara. Riskbedömningarna utförs av medlemsländernas behöriga myndigheter och på dessa baseras eventuella riskreducerande åtgärder. (Kemikalieinspektionens hemsida^a) Vid sidan av arbetet med att ta fram riskbedömningar för prioriterade ämnen utförs så kallade frivilliga riskbedömningar. Dessa kan tas fram av industrin i samarbete med ett medlemsland som fungerar som rapportörland. Frivilliga riskbedömningar har inte funnits tidigare och inom EU är det ännu inte bestämt hur dessa ska hanteras. Inom myndigheterna finns därför en osäkerhet gällande vilket värde en frivillig

¹ Sk DGT-provtagare marknadsförs som passiva provtagare som tar upp den biotillgängliga fraktionen av metaller. Den uppmätta halten inte är jämförbar med vare sig totala eller lösta metallhalten i vatten (Analytica AB:s hemsida) vilket försvårar tolkning av resultaten då utvärderingskriterier saknas. Det finns även forskning som visar att fraktionen som tas upp av DGT-provtagare inte korrelerar med den biotillgängliga fraktionen som tas upp i vattenmossa (Forsberg 2005).

riskbedömning har. (Parkman, muntlig information) Med införandet av EU:s nya kemikalielagstiftning REACH kommer ansvaret för riskbedömning och kontroll av risker ligga hos industrin (Kemikalieinspektionens hemsida^b).

Cd och Zn finns bland de prioriterade ämnena inom programmet för existerande ämnen. Under hösten 2006 har riskbedömningsrapporter (RAR) för Cd, med Belgien som rapportörland, och Zn, med Nederländerna som rapportörland, godkänts i den tekniska kommittén men de har ännu inte publicerats. Sverige har fått igenom att mjukvattentester för Cd ska utföras då toxiciteten förväntas vara högre i mjuka vatten och detta kommer att tilläggas i Cd-RAR. (Parkman, muntlig information) De utkast som använts i denna rapport är för Cd från juli 2003 och för Zn från maj 2006. Samtliga data från dessa riskbedömningar som nämns i denna rapport ska uppfattas som preliminära.

En frivillig riskbedömning tas för närvarande fram för Pb. Arbetet drivs av en internationell blyförening (Lead Development Association International) i samarbete med Belgien som rapportörland. Utkast från 2006-02-03 har använts i denna rapport och samtliga data från riskbedömningen ska uppfattas som preliminära.

För Cu tas en frivillig riskbedömning för närvarande fram av kopparindustrin i nära samarbete med Italien som rapportörland. Denna riskbedömning har endast gått igenom en diskussionsomgång och har inte granskats fullt ut av medlemsländerna. I Sverige har experter vid institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM) på Stockholms universitet granskat delen som berör ytvatten. Frankrike kommer att utföra en särskild riskbedömning angående Cu i båtbottnfärger och den kan komma att ta över delar av industrins frivilliga RAR. Det har förts mycket diskussioner kring osäkerhetsfaktorer – industrin vill inte ha några bl a beroende på att Cu är en essentiell metall. Helena Parkman vid Kemikalieinspektionen tror att PNEC-värdena som tagits fram i Cu-RAR kommer att bli lägre till den slutgiltiga versionen av riskbedömningen. (Parkman, muntlig information) Utkastet som använts i denna rapport är från 2005-05-15 och samtliga data från riskbedömningen som nämns ska uppfattas som preliminära.

För Hg har ingen riskbedömning utförts inom programmet för existerande ämnen eftersom ämnet inte finns med bland de hittills prioriterade ämnena. UNEP (United Nations Environment Programme) har tagit fram Global Mercury Assessment (GMA 2002) vilken innehåller sporadiska toxicitetsdata för olika organismer på individnivå. Bedömning av effektkoncentrationerna saknas och därmed saknas även kritiska gränsvärden som PNEC.

Den ordning som metallerna tas upp i denna rapport är: 1. Metaller som är prioriterade inom programmet för existerande ämnen (Cd och Zn), 2. Metaller som behandlas i frivilliga riskbedömningar (Cu och Pb), 3. Metaller utan riskbedömning på EU-nivå (Hg).

2.3.1.1. Modeller och databehandling inom EU-riskbedömningar

För att underlätta bedömningen av metallers biotillgänglighet har olika modeller tagits fram. En av dem är AVS-modellen (acid volatile sulfides) och avses användas vid bedömning av metaller i syrefattiga sediment. Om mängden syraflyktiga sulfider (AVS) är större än mängden saltsyraextraherade metaller (SEM – simultaneously extracted metals) anses metallerna inte vara biotillgängliga eftersom de då är starkt bundna i sulfider. (Kendall *et al.* 2001) Sedan 2003 är AVS-modellen godkänd av EU och medlemsstaterna för användning vid legala riskbedömningar för att förutsäga biotillgänglighet (Landner & Reuther 2004). AVS-modellen är dock ifrågasatt från olika håll. Många forskare anser att metallers biotillgänglighet inte kan förutsägas enbart med hjälp av AVS-modellen (Kendall *et al.* 2001). Till svagheter hör att modellen baseras på data från holländska sediment, där översta 20cm blandats innan mätning, trots att det endast är ett par cm i ytskiktet som är relevanta. Dessutom är det så stora skillnader mellan olika sediment att det är svårt att generalisera. Mätningar av AVS i sediment inom Europa är planerade att utföras av industrin. Ca 30 provplatser finns fördelade i Sverige, Finland och Norge. (Parkman, muntlig information) Inför beräkningen av PNEC för sediment i Cu-RAR (2005) exkluderades NOEC-värden från tester med sediment innehållande höga AVS-halter och de kvarvarande NOEC-värdena normaliserades avseende innehåll av organiskt material. Därmed måste uppmätta Cu-halter justeras avseende AVS-halt och organiskt material innan de är jämförbara med PNEC.

I riskbedömningen av Zn används ”added risk approach” därför att Zn är en essentiell metall. Begreppet innebär att hänsyn tas till naturliga bakgrundshalter och att det endast är den antropogent tillförda halten som är relevant vid riskbedömningen. Man bortser från att den naturliga bakgrundshalten kan bidra till effekter. PNEC-värden blir med denna modell lägre än om man hade använt ”total risk approach” i vilken även bakgrundshalten räknas in. För att jämföra uppmätta halter med PNEC för Zn ska man således ta reda på vilken bakgrundshalt man har i området och subtrahera den från den uppmätta halten. I riskbedömningen av Cu har man valt att avstå från att använda ”added risk approach” trots att även Cu är en essentiell metall bl a för att det finns brister i kunskap om bakgrundshalter. I denna rapport har bakgrundshalter för Zn hämtats från Zn-RAR (2006).

I riskbedömningar ska tillgängliga toxicitetsstudier granskas samt klassas efter tillförlitlighet (Reliability Index, RI) enligt en skala. Studier som rankas allra högst är utförda enligt erkända guidelines (riktlinjer för hur effektstudier ska genomföras) och studier som ej anses vara tillförlitliga används inte i riskbedömningen, men kan användas som stödjande information. (TGD 2003) Bland annat måste effektstudierna vara avsedda att studera effekter av endast ett ämne. Därför kan oftast inte studier med naturliga sediment användas då de ofta är förorenade med flera ämnen. I denna rapport är effektkoncentrationer från riskbedömningarna uteslutande från studier som ansetts tillförlitliga om inget annat nämns.

2.3.2. Bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormer

Naturvårdsverket har tagit fram bedömningsgrunder för miljökvalitet som ska underlätta tolkningar av miljödata. Man ska kunna bedöma hur uppmätta värden ligger i förhållande till genomsnittet för landet eller till ursprungliga nivåer. För närvarande sker en uppdatering av bedömningsgrunderna för *Sjöar och vattendrag* samt *Kust och hav* som är från 1998-1999 (Naturvårdsverkets hemsida), men för metaller tas inga nya bedömningsgrunder fram för närvarande.

Det pågår ett omfattande arbete inom EU med att ta fram EQS (Environmental Quality Standards) – miljökvalitetsnormer som ska vara gemensamma för alla medlemsländer. Preliminära EQS har tagits fram för de enligt ramvattendirektivet prioriterade ämnena i vattenfas. Dessa behandlas i ett förslag på dotterdirektiv (EU 2006) till ramvattendirektivet som tagits fram av kommissionen och som började förhandlas i Europarådet under hösten 2006. Beslut om förslaget kommer att tas tidigast sommaren 2007. Önskan finns från Naturvårdsverket att EQS även ska tas fram för sediment och biota, men det arbetet är endast i sin början. Tills vidare blir bedömningsgrunderna för metaller i sediment kvar som ett komplement till EU:s miljökvalitetsnormer som bara kommer att gälla för vattenfasen samt endast de prioriterade ämnena. (Gönczi, muntlig information) Bland de prioriterade ämnena finns Cd, Hg och Pb.

EU:s miljökvalitetsnormer är, till skillnad från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, juridiskt bindande och om inte de kan hållas måste åtgärdsprogram tas fram. Sverige saknar normer för de prioriterade ämnena i vattenfas medan de flesta andra EU-länder redan idag har nationella gränsvärden, vars variation är stor. Egentligen ska alla länder ta fram nationella normer om inte de gemensamma normerna hinner tas i bruk med början i januari 2007. Kommissionen har dock gett Sverige tillåtelse att vänta på att det aktuella förslaget godkänns. (Gönczi, muntlig information)

För sediment finns SQG (Sediment Quality Guidelines) framtagna (MacDonald *et al.* 2000) och kommer att användas i denna rapport för jämförelse med uppmätta Hg-halter.

3. KADMIUM

3.1. Fysikaliska och kemiska egenskaper, miljöegenskaper

Cd är ett metalliskt grundämne med atomnummer 48. Molvikten är 112,41 g/mol. Metallens smältpunkt är 321°C och kokpunkt 765°C. (ChemIDplus^a) Metallen är olöslig i vatten (EHC 135, 1992). Fördelningskoefficienten för jord och vatten, K_d , är 30 l/kg (NV 1997).

Cd är naturligt förekommande i mineraler, jordar och vatten samt i kol och petroleum. Zink-, bly- och kopparmineraler är den största källan av Cd. Oftast hittas metallen i naturen i form av olika oorganiska salter och dess mobilitet i miljön beror till stor del på salternas egenskaper. Cd kan binda till proteiner och andra organiska molekyler och det mesta av Cd i däggdjur, fåglar och fisk är troligtvis bundet till proteiner. Komplexbildning med organiskt material kan både minska och öka metallens biotillgänglighet. Komplexen kan delas in i tre grupper: 1. icke-tillgängliga, vid bindning med t ex EDTA (etylendiamintetraättiksyra), 2. något tillgängliga, vid bindning med t ex fulvosyror i humus, 3. lätt tillgängliga, hydrofoba, vid bindning med t ex xantater. Cd har relativt högt ångtryck och ångan oxideras snabbt till kadmiumoxid i luft. Salter bildas även genom att Cd-ångan reagerar med t ex koldioxid, svaveldioxid och väteklorid. Sulfid-, karbonat- och oxid-salter är mycket svårslösliga i vatten. Dessa salter kan dock bli vattenlösliga efter reaktion med syrgas eller syror. Cd-sulfater, -nitrater och -halogenater är vattenlösliga. Cd transporteras långa sträckor i atmosfären och deponeras till mark via torr- och våtdeposition. Cd som tillförs till ytvatten adsorberas snabbt till partikulärt material. (EHC 135, 1992) Biotillgängligheten av Cd minskar med ökande salthalt eftersom Cd bildar komplex med klorider. Bindningen till jordpartiklar är svagare för Cd än för de flesta andra tungmetaller och jordens pH styr stabiliteten och lösligheten av Cd i den terrestra omgivningen. (KemI 1998)

3.2. Förekomst i Stockholmsmiljön

Data för Cd-halter i Stockholms ytvatten och sediment finns tillgänglig i litteraturen. Halter uppmätta på utvalda provtagningsplatser finns redovisade i tabell 1.

Tabell 1. Koncentration av Cd i ytsediment (0-4cm) (mg/kg TS) och i vattenfas (ng/l) från olika provtagningslokaler i Stockholm. Halterna har hämtats från olika studier, se respektive referens (1-5).

Lokal	Referens	Sediment mg/kg TS				Vatten ng/l (löst halt), total halt=t	
		1	2	3	4	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>							
Essingen		1	1,4	1,11	1,97	<4	
Fjäderholmarna		1	1,8	2,36			
Reimersholme		1	2,3	1,57		8	
Riddarfjärden		2	2,5	1,57	2,21	13	
Strömmen		3	4	3,22	4,22	19	
Ulvsundasjön		2	1,5	2,03		4	
Årstaviken		3	3,7	3,49		5,5	
<i>Sjöar</i>							
Brunnsviken		7	5,4				
Drevviken		1	1,1				
Flaten		1	1,6				<20
Judarn		2	1,6		2,69	<4 t	29
Kyrksjön		1	1,3				26
Laduviken		1	1,4				28
Lillsjön		5	7,2				
Långsjön		2	1,8				37
Magelungen		<1	0,82				
Råcksta träsk		3	3,4		2,47	5 t	47
Sicklasjön		4	4				
Trekanten		4	3,3		3,23	4 t	22
Ältasjön		1	1,5				<20

- 1) Sternbeck *et al* (2003)
 2) Östlund *et al* (1998)
 3) Lindström *et al* (2001)
 4) Lithner *et al* (2001)
 5) Lindström (2000)

Institutionen för miljöanalys vid SLU utför vattenkemiska analyser på vatten insamlat vid Centralbron en gång per månad. Under 2005 var medianhalten av Cd 5 ng/l. (Institutionens för miljöanalys hemsida)

Cd-halterna i parkmark i Stockholm varierade mellan 0,063-0,952 mg/kg TS (djup 0-200 cm) och den högsta halten uppmättes i Kronobergsparken. Medianhalten i ytligaste lagret (djup 0-15 cm) låg strax under 0,4 mg/kg TS. (J&W 2001) Halterna från SGU:s studie Östra Mälardalen 1 varierade inom intervallet 0,05-1,47 mg/kg TS, den högsta halten fanns i en provpunkt i Huddinge. I Riddersvik uppmättes halten 0,93 mg/kg TS. (SGU in prep)

3.3. Ekotoxicitet

3.3.1. Toxicitetsmekanismer

Cd är ett ämne som kan störa hormonsekretion och hormontransport. Cd²⁺ blockerar icke-selektivt Ca²⁺ i kalciumberoende utsöndring i neurosekretoriska neuroner i hypotalamus och i endokrina celler i hypofysen. (Kendall *et al.* 2001)

Hos fisk tas Cd^{2+} upp via kalciumkanaler i gälarnas epitelceller och kan även tas upp i receptorceller i luktorganet och därigenom ändra fiskens beteende (KemI 1998).

Kadmium påverkar njurfunktionen och orsakar hyperexkretion av kalcium- och fosfatjoner vilket leder till benskörhet (AMAP 2002).

3.3.2. Effekter och effektkoncentrationer från Cd-RAR (2003)

Akvatisk omgivning

Bland fisk är lax (*Salmo salar*) känsligast och NOEC-värdet vid 46 dagars exponering är 0,47 $\mu\text{g Cd/l}$ avseende tillväxt. Cd har en hög akut toxicitet mot unga individer av kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*) och regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*). LC_{50} -värden vid 8,3 dagars exponering på 0,9 respektive 1,6 $\mu\text{g Cd/l}$ har rapporterats. *Daphnia magna* är den känsligaste evertibraten och NOEC-värdet vid 21 dagars exponering på 0,16 $\mu\text{g Cd/l}$ avser reproduktion. Försök med primärproducenten *Asterionella formosa* har givit det lägsta NOEC-värdet vid en dags exponering på 0,85 $\mu\text{g Cd/l}$ avseende tillväxthastighet. Hos alger finns de flesta LOEC-värden i intervallet 10-50 $\mu\text{g Cd/l}$. Generellt ökar toxiciteten med minskande näringstillgång, celldensitet samt mängd chelater.

$\text{PNEC}_{\text{vatten}}$ bestämdes till 0,19 $\mu\text{g Cd/l}$ med hjälp av statistisk extrapolering av 44 kroniska NOEC-värden och en osäkerhetsfaktor på 2. De kroniska NOEC-värdena var från 19 fisk/amfibie-, 22 evertibrat- och 8 primärproducentstudier – totalt 28 olika arter. För att normalisera för vattnets hårdhet regionalt föreslås att man använder formeln: $\text{PNEC}_{\text{vatten, regionalt}} = 0,09 (\text{H}/50)^{0,7409}$ (H = vattnets hårdhet i $\text{mg CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$), men den bör inte användas för $\text{H} < 40 \text{ mg CaCO}_3$.

Vad gäller bentiska organismer är mängden relevant data begränsad. Det finns ett flertal studier som är utförda på naturliga sediment, men dessa kan inte användas i riskbedömningen då de är förorenade med fler metaller utöver Cd samt andra föroreningar. Bland de studier som anses tillförlitliga finns ett 14 månaders försök på fjädermygglarver (*Chironomus sp*) som har resulterat i NOEC-värdet 115 $\mu\text{g Cd/g TS}$ avseende abundans. Ett försök avseende mortalitet, som pågick i fyra dagar med kräftdjuret *Hyalella azteca* gav NOEC-värdet 167 $\mu\text{g Cd/g TS}$ (3,2 $\mu\text{g Cd/l}$).

$\text{PNEC}_{\text{sediment}}$ beräknades till 2,3 mg Cd/kg TS , genom dividera det enda kroniska NOEC-värdet, 115 $\mu\text{g Cd/g TS}$ för fjädermygglarver (*Chironomus sp*), med en osäkerhetsfaktor på 50.

Terrester omgivning

Från sammanställningen av tester på mikroflora förefaller kvävefixeringen generellt vara den känsligaste mikrobiella processen i jord. Toxiciteten minskar ofta med ökande innehåll av lera

och organiskt material samt med ökande pH. Lägsta NOEC-värdet vid 84 minuters exponering för naturlig jordflora är 3,6 µg Cd/g jord TS avseende respiration.

Hos jordfauna påverkas reproduktionen i allmänhet vid lägre Cd-halter än vad tillväxt och överlevnad gör. Den känsligaste organismen är åkerdagmasken (*Aporrectodea caliginosa*) och LOEC-värdet vid 42 dagars exponering är 5 µg Cd/g jord TS för tillväxt, vilken också var den lägsta testade koncentrationen. EC₅₀-värdet avseende sexuell utveckling från ett 84 dagars försök med masken *Eisenia andrei* är 27 µg Cd/g jord TS.

Enligt Cd-RAR (2003) råder det en enighet om att enbart Cd sällan orsakar toxiska effekter på högre växter i naturen och att effekterna snarare är förenade med Zn som ofta förekommer tillsammans med Cd. I riskbedömningen används dock bara studier med enbart Cd. Sitkagranen (*Picea sitchensis*) är känsligast och har ett NOEC-värde vid 100 dagars exponering på 1,8 µg Cd/g jord TS avseende rotlängdstillväxt.

PNEC_{jord} bestämdes med hjälp av statistisk extrapolering till intervallet 1,15-2,3 µg Cd g⁻¹ TS, där PNEC ökar med ökande innehåll av lera. I beräkningen användes samtliga 21 tillförlitliga NOEC-värden avseende effekter på mikroflora.

3.3.3. Effektstudier i Stockholm

I studien av Lithner *et al.* (2001) samvarierade vandrarmusslornas halt av Cd med halten av Zn trots att dessa metaller inte visade samvariation i vattnet. Förklaringen kan vara att Zn inducerar bildandet av metallothionein (MT) som även binder Cd. In vitro binder MT Cd starkare än Zn (Mason & Jenkins 1995). I innerstaden var Cd-halten hos mygglarver mycket högre i jämförelse med Judarn (faktor 21).

Sundelin och Eriksson (2001) visade att syresättningen av sediment minskade AVS-halten kraftigt i sedimentytan. Man såg även ökad mobilitet hos Cd genom en minskning av Cd-halten i sedimentytan. Biotillgängligheten hos vitmärsla var dock låg för Cd.

Bioackumuleringsförsöken med vitmärsla (Eriksson & Sundelin 2002) visade att Cd bioackumulerades främst i individer som exponerades för sötvattensediment. Vitmärslornas inre Cd-halt var negativt relaterad till salthalt. Den inre halten korrelerade med Cd-koncentrationen i porvatten samt i sediment.

Halten av Cd var inte signifikant förhöjd i jord från någon av provplatserna i Åkerbloms studie (2006) om effekter på den mikrobiella respirationen. Cd ansågs inte påverka den mikrobiella respirationen på provplatserna.

3.4. Riskkvantifiering

De uppmätta Cd-halterna i ytvatten och sediment i Stockholmsområdet (tabell 1) har dividerats med PNEC-värdena för respektive fas från Cd-RAR (2003). Dessa kvoter utgör en riskkvantifiering och resultatet kan ses i tabell 2. Om den uppmätta halten överstiger PNEC är kvoten >1 och det finns uppenbar risk för negativa effekter.

Tabell 2. Kvoter mellan Cd-halter i ytsediment respektive vatten (från tabell 1) och PNEC-nivåer (Predicted No Effect Concentration) för respektive fas enligt Cd-RAR (2003). $PNEC_{\text{sediment}} = 2,3 \text{ mg Cd/kg TS}$; $PNEC_{\text{vatten}} = 80\text{-}190 \text{ ng Cd/l}$ beroende av hårdhet. Vid $5 \text{ }^\circ\text{dH}$ ($100 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$) är $PNEC_{\text{vatten}} = 150 \text{ ng Cd/l}$. Kvoter >1 är markerade med grått.

Lokal	Referens	Sediment				Vatten	
		1	2	3	4	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>							
Essingen		0,4	0,61	0,48	0,86	<0,027	
Fjäderholmarna		0,4	0,78	1,0			
Reimersholme		0,4	1,0	0,68		0,053	
Riddarfjärden		0,9	1,1	0,68	0,96	0,087	
Strömmen		1,3	1,7	1,4	1,8	0,13	
Ulvsundasjön		0,9	0,65	0,88		0,027	
Årstaviken		1,3	1,6	1,5		0,037	
<i>Sjöar</i>							
Brunnsviken		3,0	2,4				
Drevviken		0,4	0,48				
Flaten		0,4	0,70				<0,13
Judarn		0,9	0,70		1,2	<0,027 t	0,19
Kyrksjön		0,4	0,57				0,17
Laduviken		0,4	0,61				0,19
Lillsjön		2,2	3,1				
Långsjön		0,9	0,78				0,31
Magelungen		<0,4	0,36				
Råcksta träsk		1,3	1,5		1,1	0,033 t	0,31
Sicklasjön		1,7	1,7				
Trekanten		1,7	1,4		1,4	0,027 t	0,15
Ältasjön		0,4	0,65				<0,13

- 1) Sternbeck *et al* (2003)
- 2) Östlund *et al* (1998)
- 3) Lindström *et al* (2001)
- 4) Lithner *et al* (2001)
- 5) Lindström (2000)

Tabell 2 visar att uppmätta Cd-halter i sediment överskrider PNEC vid 11 av 20 provtagningslokaler. PNEC överskrids mest i Brunnsviken (kvot 3,0; 2,4) och Lillsjön (kvot 3,1; 2,2). Samtliga prov även från Strömmen, Trekanten, Sicklasjön, Årstaviken och Råcksta träsk ger en kvot >1. Halterna av Cd i vattenfas överskrider inte PNEC vid någon av provtagningslokalerna.

Jämförelse av uppmätta Cd-halter i jord och $PNEC_{\text{jord}} (1,15\text{-}2,3 \text{ mg/kg TS})$ från Cd-RAR (2003) visar att halterna i de provtagna platserna i Stockholm generellt ligger under de värden där effekter väntas uppstå. Ingen av provtagningsplatserna i park- och naturmarkstudien

(J&W 2001) har halter som överstiger PNEC. PNEC-intervalllets nedre gräns överstigs av den högsta uppmätta halten 1,47 mg/kg TS från SGU:s studie (in prep) (kvot: $1,47/1,15=1,28$).

3.5. Kadmium - sammanfattning av risker

Risikkvantifieringen, gjord med hjälp av uppmätta halter och PNEC från EU-riskbedömningen (Cd-RAR 2003), visar att det finns en risk för negativa effekter på sedimentlevande organismer orsakade av Cd. Störst är risken i Brunnsviken, Lillsjön, Strömmen, Trekanten, Sicklasjön, Årstaviken och Råcksta träsk. För vattenfasen finns ingen risk för ekotoxikologiska effekter enligt risikkvantifieringen då Cd-halten i samtliga prov ligger under PNEC.

Risikkvantifieringen för Cd i jordfas visar att det generellt inte finns risk för negativa effekter hos terrestra organismer i synbart opåverkad mark i Stockholm.

4. ZINK

4.1. Fysikaliska och kemiska egenskaper, miljöegenskaper

Zn är en blåvit metall med atomnummer 30. Molvikten är 65,38 g/mol och densiteten är 7,13g/cm³. (EHC 221, 2001) Smältpunkten för Zn är 419,5°C och kokpunkten 908°C (ChemIDplus^b). Metallen är olöslig i vatten och stabil i torr luft. I fuktig luft bildas en hinna av zinkoxid eller zinkkarbonat. (EHC 221, 2001) Fördelningskoefficienten för jord och vatten, K_d , är 100 l/kg (NV 1997).

Zn är ett spårelement som ingår i flera enzym och är viktig vid proteinsyntes och celledelning (ChemIDplus^b). Många mineraler innehåller stor andel av Zn och sphalerit (ZnS) är den viktigaste malmen för utvinning av Zn. De vanligaste föroreningarna i Zn-malm är järn (1-14%), kadmium (0,1-0,6%) och bly (0,1-2%). Zn-föreningar med oxid, karbonat, fosfat, sulfid och organiska komplex är svårslösliga i vatten. Zn-föreningar med klorid, klorat, sulfat och nitrat är lösliga i vatten. (EHC 221, 2001) Specieringen av Zn i vatten är mycket komplext och beror i hög grad på abiotiska faktorer som pH, mängd organiskt material och redoxpotential. I Sverige uppskattas den generella fördelningen av Zn vara 30% i löst fas och 70% komplexbundet. Fosfater, hydroxider, lermineral och organiskt material är viktiga för adsorptionen av Zn i aeroba vatten. Vid anaeroba förhållanden och i närvaro av sulfidjoner sker fällning av Zn-sulfid vilket minskar rörligheten av Zn. (Zn-RAR 2006)

Biotillgängligheten av Zn i jord styrs av jordens pH och redoxpotential, koncentrationen av Zn-joner och andra konkurrerande joner, koncentrationen av organiska och oorganiska ligander (EHC 221, 2001). Man antar att det främst är fraktionen i porvatten som är mycket biotillgänglig och att fraktionen i jord är mindre biotillgänglig (Zn-RAR 2006). Vanligtvis är den adsorberade andelen Zn mycket större än den lösta fraktionen, en jämvikt som dock

snabbt kan förändras. Jordar med högt innehåll av lera och organiskt material har högre adsorptionskapacitet. Lågt pH ökar mobiliteten av Zn, men under anaeroba förhållanden minskar mobiliteten p g a bindning till sulfid. (EHC 221, 2001)

4.2. Förekomst i Stockholm

Data för Zn-halter i ytvatten och sediment i Stockholm finns tillgänglig i litteraturen. Halter uppmätta på utvalda provtagningsplatser finns redovisade i tabell 3.

Tabell 3. Koncentration av Zn i ytsediment (0-4cm) (mg/kg TS) och i vattenfas (µg/l) från olika provtagningslokaler i Stockholm. Halterna har hämtats från olika studier, se respektive referens (1-5).

Lokal	Referens	Sediment mg/kg TS				Vatten µg/l (löst halt), total halt=t	
		1	2	3	4	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>							
Essingen		320	370	314	408	0,8	
Fjäderholmarna		310	330	465			
Reimersholme		480	650	468		2,5	
Riddarfjärden		520	590	468	571	4,8	
Strömmen		620	740	613	656	3,2	
Ulvsundasjön		570	380	521		2,1	
Årstaviken		900	1100	862		4,1	
<i>Sjöar</i>							
Brunnsviken		890	770				
Drevviken		400	430				
Flaten		710	570				2,04
Judarn		310	320		403	0,5t	2,51
Kyrksjön		280	310				8,89
Laduviken		440	360				2,75
Lillsjön		630	720				
Långsjön		590	630				8,68
Magelungen		320	330				
Räcksta träsk		890	920		870	8,4t	10,82
Sicklasjön		1400	1400				
Trekanten		1800	1800		1610	13,5t	10,42
Ältasjön		360	400				2,36

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lithner *et al* (2001)

5) Lindström (2000)

Institutionen för miljöanalys vid SLU utför vattenkemiska analyser på vatten insamlat vid Centralbron en gång per månad. Under 2005 var medianhalten av Zn 2,65 µg/l. (Institutionens för miljöanalys hemsida)

Halterna av Zn i park- och naturmark i Stockholm varierade mellan 35,3 och 726 mg/kg TS (djup 0-200 cm) och högst halt uppmättes i Rålambshovsparken. Medianhalten för det översta lagret (djup 0-15 cm) var ca 140 mg/kg TS. (J&W 2001) Zn-halterna varierade inom intervallet 6,2-1 384,6 mg/kg TS enligt SGU:s studie Östra Mälardalen 1 (SGU in prep).

Högst halt, 1 384,6 mg/kg TS, fanns i en provpunkt i Huddinge och näst högsta halt, 378,1 mg/kg TS, i Riddersvik.

4.3. Ekotoxicitet

4.3.1. Toxicitetsmekanismer

Inga toxicitetsmekanismer har hittats.

4.3.2. Effekter och effektkoncentrationer från Zn-RAR (2006)

Akvatisk omgivning

För sötvattenlevande organismer finns mycket toxicitetsdata tillgängliga. Algen *Pseudokirchneriella subcapitata* är känsligast och NOEC-värdet vid tre dagars exponering är 4,9 µg/l avseende tillväxt. Algen har även lägst ”artmedel”-NOEC på 17µg/l jämfört med andra sötvattenorganismer. Medelvärdet baseras på 25 NOEC-värden från olika studier avseende tillväxt. Bland evertebrater är *Ceriodapnia dubia* känsligast och NOEC-värdet vid fyra dagars exponering är 14 µg/l avseende reproduktion. Regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) är den känsligaste fiskarten och NOEC-värdet vid 25 dagars exponering är 25 µg/l avseende överlevnad.

PNEC_{add, ytvatten} beräknades till 7,8 µg Zn/l för ytvatten med hårdhet >24 mg CaCO₃ och 3,1 µg Zn/l för mjukare vatten. Vid beräkningen användes värden för ”artmedel”-NOEC från kroniska försök utförda på totalt 18 arter från åtta olika taxonomiska grupper.

Tillförlitliga toxicitetsdata för sedimentlevande organismer är begränsade. Den känsligaste crustacean är *Hyaella azteca* och NOEC-värdet vid sex veckors exponering är 510 mg/kg TS (488 mg/kg TS utan bakgrundshalt) avseende överlevnad. Ett tre veckor långt försök med mygglarven *Chironomus tentans* har resulterat i NOEC-värdet 639 mg/kg TS (609 mg/kg TS utan bakgrundshalt) avseende tillväxt.

PNEC_{add, sediment} beräknades till 49 mg Zn/kg TS och togs fram genom att dividera NOEC-värdet, 488 mg/kg TS, för den känsligaste bentiska arten, *Hyaella azteca*, med osäkerhetsfaktorn 10.

Terrester omgivning

Många toxicitetsstudier finns gjorda på mikroorganismer i jord. Respirationen i mark påverkas vid lägst koncentration och 45 dagars exponering har resulterat i NOEC-värdet 17 mg/kg TS. Försök med insekten *Folsomia candida* har vid 28 dagars exponering gett NOEC-värdet 40 mg/kg TS (32 mg/kg TS utan bakgrundshalt) avseende reproduktion. För masken *Eisenia fetida* är NOEC-värdet avseende reproduktion vid 21 dagars exponering 85 mg/kg TS. Bland växter är frön av rödklöver (*Trifolium pratense*) känsligast och ett 25 dagar långt försök har gett NOEC-värdet 32 mg/kg TS avseende tillväxt.

För Zn beräknades $PNEC_{add, jord}$ till 26 mg Zn/kg TS och baserades på NOEC-värden från försök på evertebrater och växter.

4.3.3. Effektstudier i Stockholm

Lithner *et al.* (2001) visade att vandrarmusslans Zn-halt efter sexveckors exponering var direkt proportionell med vattnets och organismen saknar uppenbarligen förmåga att reglera Zn. Enligt Lithner *et al.* (2001) finns även andra studier som stödjer att effektiv reglering av Zn saknas hos organismerna, t ex studier utförda i R. Moselle i Frankrike samt Great Lakes i Nordamerika. Zn-halten i Stockholms musslor är dock betydligt högre än halten i musslor från de andra studierna. Även nettoupptaget är snabbare i Stockholms musslor, trots att inte Zn-halten i vatten är speciellt hög i Mälaren. Däremot är halterna i seston mycket höga (300-700 $\mu\text{g/g}$ TS) vilket kan leda till stort upptag via födan.

Sundelin och Erikssons (2001) studie med syresättning av sediment visade att AVS-halten minskade kraftigt i sedimentytan efter syresättning. Halten av Zn minskade också i sedimentytan efter syresättning. Biotillgängligheten för Zn hos vitmärta var dock låg.

Bioackumuleringen av Zn i vitmärta visade sig vara låg trots höga Zn-halter i sediment och porvatten (Eriksson & Sundelin 2002). För vitmärslans inre halt av Zn var halten i sediment viktigare än halten i porvatten. Zn, som bildar en av de lösaste sulfiderna, var den enda av metallerna som frigjordes nämnvärt från syresatta sedimentkärnor.

Halten av Zn var svagt förhöjd i jord närmast vägen i Åkerbloms studie (2006) om effekter på mikrobiell respiration. Zn ansågs inte påverka den mikrobiella respirationen. Enligt framtagna indikatorkvoter, ED10/Me, utgjorde dock Zn störst potentiell risk av de undersökta metallerna.

4.4. Riskkvantifiering

Zinkhalter uppmätta i Stockholms ytvatten och sediment (från tabell 3) har dividerats med PNEC-värdena för respektive fas från Zn-RAR (2006). För att kunna göra jämförelsen har bakgrundshalter adderats till $PNEC_{add, vatten}$ och $PNEC_{add, sediment}$ som är uträknade för den antropogent tillförda andelen Zn. Dessa kvoter utgör en riskkvantifiering och resultatet kan ses i tabell 4. Om den uppmätta halten överstiger PNEC är kvoten >1 och risken för negativa effekter är uppenbar.

Tabell 4. Kvoter mellan Zn-halter i ytsediment respektive vatten (från tabell 3) och PNEC-nivåer (Predicted No Effect Concentration) för respektive fas enligt Zn RAR (2006). $PNEC_{add, sediment} = 49 \text{ mg Zn/kg TS}$; $PNEC_{add, vatten} = 7,8 \text{ } \mu\text{g Zn/l}$; bakgrundshalter i Sverige: ca 100 mg Zn/kg TS i sötvattensediment, 1-3 $\mu\text{g/l}$ i sötvatten (Zn-RAR 2006). Vid uträkning av kvoter användes $PNEC_{sediment} = 150 \text{ mg Zn/kg TS}$ och $PNEC_{vatten} = 9,8 \text{ } \mu\text{g Zn/l}$. Kvoter >1 är markerade med ljusgrått, >4 med mörkgrått.

Lokal	Sediment				Vatten	
	Referens	1	2	3	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>						
Essingen		2,1	2,5	2,1	2,7	0,08
Fjäderholmarna		2,1	2,2	3,1		
Reimersholme		3,2	4,3	3,1		0,26
Riddarfjärden		3,5	3,9	3,1	3,8	0,49
Strömmen		4,1	4,9	4,1	4,4	0,33
Ulvsundasjön		3,8	2,5	3,5		0,21
Årstaviken		6,0	7,3	5,7		0,42
<i>Sjöar</i>						
Brunnsviken		5,7	5,1			
Drevviken		2,7	2,9			
Flaten		4,7	3,8			0,21
Judarn		2,1	2,1		2,7	0,05t
Kyrksjön		1,9	2,1			0,91
Laduviken		2,9	2,4			0,28
Lillsjön		4,2	4,8			
Långsjön		3,9	4,2			0,89
Magelungen		2,1	2,2			
Räcksta träsk		5,9	6,1		5,8	0,86t
Sicklasjön		9,3	9,3			1,1
Trekanten		12	12		11	1,4t
Ältasjön		2,4	2,7			0,24

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lithner *et al* (2001)

5) Lindström (2000)

Från tabell 4 kan utläsas att uppmätta Zn-halter i ytsediment överskrider PNEC-nivån från Zn-RAR (2006) vid samtliga 20 provtagningsplatser i Stockholm. Kvoten mellan Zn-halt och PNEC är >4 i samtliga prov från Trekanten (11-12), Sicklasjön (9,3; 9,3), Räcksta träsk (5,8-6,1), Brunnsviken (5,1; 5,7) och Lillsjön (4,2; 4,8) samt i de centrala delarna från Årstaviken (5,7-7,3) och Strömmen (4,1-4,9). Halten av Zn i vattenfas överskrider PNEC i Trekanten och Räcksta träsk samt ligger strax under i Kyrksjön och Långsjön.

Jämförelse av uppmätta Zn-halter i jord och $PNEC_{jord}$ (26 mg/kg TS + bakgrund 55 mg/kg TS = 81 mg/kg TS) från Zn-RAR (2006) visar att halterna på flera platser i Stockholm överskrider PNEC. Medianhalten vid djup 0-15 cm från park- och naturmarkstudien är 140 mg/kg TS och högre än PNEC (kvot: $140/81=1,7$). Högsta uppmätta halt vid djup 0-200 cm är 726 mg/kg TS och ligger mycket över PNEC (kvot: $726/81=9,0$). (J&W 2001) PNEC överskrids vid fem provplatser från studien Östra Mälardalen 1 (SGU in prep) och som mest i ett prov från Huddinge (kvot: $1\ 384,6/81=17$) och Riddersvik (kvot: $378,1/81=4,7$).

4.5. Zink - sammanfattning av risker

Risikkvantifieringen av Zn-halt i sediment visar att det finns en tydlig risk för negativa effekter orsakade av Zn för bottenlevande organismer vid alla provtagningslokaler. Risken anses vara störst i sjöarna Trekanten, Sicklasjön, Råcksta träsk, Brunnsviken samt Lillsjön. I de centrala delarna är risken för ekotoxikologiska effekter störst i Årstaviken och Strömmen. Dessutom finns det i Trekanten och Råcksta träsk, enligt risikkvantifieringen av Zn-halt i ytvatten, en risk för negativa effekter även hos övriga vattenlevande organismer.

Risikkvantifieringen för Zn i jordfas visar att det finns en viss risk för negativa effekter hos terrestra organismer i synbart opåverkad mark i Stockholm.

5. BLY

5.1. Fysikaliska och kemiska egenskaper, miljöegenskaper

Pb är en gråfärgad mjuk tungmetall med atomnummer 82. Molvikten är 207,19 g/mol. Metallen har smältpunkten 327,5°C (ChemIDplus^c) och kokpunkten är 1740°C vid atmosfäriskt tryck (EHC 85, 1989). Fördelningskoefficienten för jord och vatten, K_d , är 1000 l/kg (NV 1997).

Den vanligaste formen i naturen är Pb^{2+} . Pb finns i organiska föreningar och dessa är generellt svårösliga i vatten, med undantag av Pb-nitrat och -klorat, samt i viss mån -klorid. (EHC 85, 1989) Pb-acetat är fettlösligt (Crosby 1998). Tetraetyl- och tetrametylbly är två organiska föreningar där Pb är direkt bunden till en kolatom. Dessa föreningar är färg- och luktlösa vätskor som förr användes som tillsats i bensin. Metallens biotillgänglighet minskar med ökande halt av organiskt material, sedimentpartiklar eller mineralpartiklar som lera. För vissa organismgrupper är det oklart om Pb tas upp av organismen eller endast adsorberas till organismen. Det mesta av Pb i ett förorenat vattensystem är oftast starkt bundet till sedimentfasen och endast en liten andel finns löst i vattenfas. Upptag och ackumulering hos vattenlevande organismer bestäms till stor del av temperatur, salthalt, pH och mängd humussyror. I fisk ansamlas Pb i gälar, lever, njurar och skelett. I skaldjur är Pb-halten högst i det kalciumrika skalet. (EHC 85, 1989)

5.2. Förekomst i Stockholmsmiljön

Pb-halter uppmätta i Stockholms ytvatten och sediment finns tillgänglig i litteraturen. Halter från utvalda provtagningsplatser finns redovisade i tabell 5.

Tabell 5. Koncentration av Pb i ytsediment (0-4cm) (mg/kg TS) och i vattenfas ($\mu\text{g/l}$) från olika provtagningslokaler i Stockholm. Halterna har hämtats från olika studier, se respektive referens (1-5).

Lokal	Referens	Sediment mg/kg TS				Vatten $\mu\text{g/l}$ (löst halt), total halt=t	
		1	2	3	4	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>							
Essingen		98	120	96,8	130	<0,02	
Fjäderholmarna		160	140	207			
Reimersholme		190	270	233		0,021	
Riddarfjärden		270	350	233	298	0,033	
Strömmen		300	390	332	415	0,031	
Ulvsundasjön		170	170	179		<0,020	
Årstaviken		250	270	294		0,022	
<i>Sjöar</i>							
Brunnsviken		220	240				
Drevviken		78	91				
Flaten		44	100		1,91		
Judarn		160	170	237		0,108t	0,55
Kyrksjön		72	110		1,16		
Laduviken		100	140		0,85		
Lillsjön		200	230				
Långsjön		110	190		1,07		
Magelungen		67	81				
Råcksta träsk		260	360	264		0,418t	0,80
Sicklasjön		310	320				
Trekanten		430	480	390		0,712t	0,68
Åltasjön		69	87		0,48		

- 1) Sternbeck *et al* (2003)
- 2) Östlund *et al* (1998)
- 3) Lindström *et al* (2001)
- 4) Lithner *et al* (2001)
- 5) Lindström (2000)

Institutionen för miljöanalys vid SLU utför vattenkemisk analys på vatten insamlat vid Centralbron en gång per månad. Under 2005 var medianhalten av Pb 0,22 $\mu\text{g/l}$. (Institutionens för miljöanalys hemsida)

Halterna av Pb i parkmark i Stockholm varierade mellan 9,9 och 960 mg/kg TS (djup 0-200 cm) och högst halt uppmättes i Ivar-Lo Parken. Medianhalten i ytligaste lagret (djup 0-15 cm) låg kring 100 mg/kg TS. (J&W 2001) Halterna varierade inom intervallet 5,3-658,1 mg/kg TS enligt SGU:s studie Östra Mälardalen 1 (SGU in prep). Högst halter fanns i en provpunkt i Huddinge, 658,1 mg/kg TS, och i Riddersvik, 173,5 mg/kg TS.

5.3. Ekotoxicitet

5.3.1. Toxicitetsmekanismer

Pb blockerar specifikt flera steg i hem-biosyntesen. T ex inhiberas enzymet ALAD (δ -aminolevulinsyradehydratas) som katalyserar porfyrinbildningen vilket kan leda till anemi och förorsaka kardiovaskulära symptom (Crosby 1998). Inhiberingen av ALAD orsakas av att Pb substituerar Zn vid ett sulfhydrylmedierat bindningsställe i enzymet. Denna bindning är

reversibel om det uppstår ett överskott av Zn eller av glutathion. (Mason & Jenkins 1995) Pb stör Ca-metabolismen vilket leder till försämrade skelett- och tandutveckling. Pb^{2+} kan även ersätta Ca^{2+} i nervfunktioner vilket orsakar blyencefalopati. Sänkta nivåer av cytochrom P450-enzymerna kan uppkomma på grund av Pb vilket påverkar avgiftningseffekten och hjärnans neurotransmittorfunktion. (Crosby 1998)

5.3.2. Effekter och effektkoncentrationer från Pb-RAR (2006)

Akvatisk omgivning

Regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) är känsligast bland fiskar. Vid exponering under 570 dagar är EC10-värdet $9\mu\text{g/l}$ avseende abnormaliteter hos gulesäcksyngel och $10\mu\text{g/l}$ avseende abnormaliteter i ägg. Bland evertebrater har ett 120 dagars långt försök på snäckan *Lymnea palustris* resulterat i NOEC-värdet $12\mu\text{g/l}$ avseende överlevnad hos befruktade ägg. Vid 21 dagars exponering är NOEC-värdet avseende reproduktion $15\mu\text{g/l}$ för kräftdjuret *Daphnia magna*. Grönalgen *Scenedesmus obtusiusculus* är den känsligaste algen med NOEC-värdet $500\mu\text{g/l}$ vid sju dagars exponering avseende tillväxt.

$PNEC_{\text{sötvatten}}$ beräknades till $14,5\mu\text{g Pb/l}$ med hjälp av statistiska metoder. Vid beräkningen användes "artmedel"-NOEC-värden för 18 arter.

Data för kronisk toxicitet på den bentiska faunan är mycket begränsad. Sedimentlevande fåborstmasken *Tubifex tubifex* är känsligast och vid 28 dagars exponering är NOEC-värdet 534 mg/kg TS avseende reproduktion.

$PNEC_{\text{sediment}}$ beräknades till $53,4\text{ mg/kg TS}$ genom att dividera det lägsta NOEC-värdet, 534 mg/kg TS för fåborstmasken *Tubifex tubifex*, med osäkerhetsfaktor 10.

Terrester omgivning

Bland terrestra högre växter är korn (*Hordeum vulgare*) känsligast och NOEC-värdet vid 45 dagars exponering är 65 mg/kg TS avseende skottbildning. Försök med rädisa (*Raphanus sativum* L) har resulterat i NOEC-värdet 100 mg/kg TS avseende klorofyll vid 30 dagars exponering. Masken *Dendrobaena rubida* är den känsligaste evertebraten och NOEC-värdet vid 24 veckors exponering är 130 mg/kg TS avseende äggens kläckbarhet. Ett 28 dagar långt försök på mikroorganismers respiration i mark har resulterat i NOEC-värdet 100 mg/kg TS .

Vid beräkningen av $PNEC_{\text{jord}}$ användes 40 NOEC-värden för mikrobiota, evertebrater samt högre växter. $PNEC_{\text{jord}}$ bestämdes till $317,6\text{ mg Pb/kg TS}$.

5.3.3. Effektstudier i Stockholm

I innerstadens biota var Pb bland de metaller som visade störst haltökning jämfört med biota från referensområden i studien av Lithner *et al.* (2001). Pb uppvisade en direkt proportionalitet mellan djurens halt och totalhalten i vatten. Starkast korrelation fanns hos vandrarmusslan trots att blyet till 90-95 % är partikelbundet och därigenom inte tillgängligt för upptag via gälarna hos vandrarmusslan. Upptaget måste ske helt eller delvis via föda eller direkt ur vattnet som fria joner.

Sundelin och Erikssons (2001) studie med syresättning av sediment visade att Pb släppte från sedimentytan i låg omfattning trots att en kraftig minskning av AVS-halten skedde i sedimentytan. Pb bioackumulerades i vitmärta fastän frisläppandet från sedimentytan var litet.

I studien av Eriksson och Sundelin (2002) var det endast Pb som i betydande grad bioackumulerades i vitmärta. Halten i sediment, men inte i porvatten, korrelerade med vitmärlornas halt.

I Åkerbloms studie (2006) visade Pb en negativ korrelation med den mikrobiella respirationen vid de två provplatserna närmast vägen. Pb-halten var signifikant högre på alla provtagna avstånd från vägen jämfört med regional bakgrundshalt. Närmast vägen var medelhalten av Pb 293 mg/kg, d v s 28 gånger högre än referenshalten 36,3 mg/kg. Halten sjönk kraftigt med ökande avstånd och vid 200m var Pb-halten knappt 3 gånger förhöjd.

5.4. Riskkvantifiering

Uppmätta Pb-halter i Stockholms ytvatten och sediment (från tabell 5) har dividerats med PNEC-värdena för respektive fas från Pb-RAR (2006). Dessa kvoter utgör en riskkvantifiering och resultatet kan ses i tabell 6. Om den uppmätta halten överstiger PNEC är kvoten >1 och det finns en uppenbar risk för negativa effekter.

Tabell 6. Kvoter mellan Pb-halter i ytsediment respektive vatten (från tabell 5) och PNEC-nivåer (Predicted No Effect Concentration) för respektive fas enligt Pb RAR (2006). $PNEC_{\text{sediment}} = 53,4 \text{ mg Pb/kg TS}$; $PNEC_{\text{sötvatten}} = 14,5 \text{ } \mu\text{g Pb/l}$. Kvoter >1 är markerade med ljusgrått, >4 med mörkgrått.

Lokal	Sediment				Vatten	
	Referens	1	2	3	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>						
Essingen		1,8	2,2	1,8	2,4	<0,01
Fjäderholmarna		3,0	2,6	3,9		
Reimersholme		3,6	5,1	4,4		<0,01
Riddarfjärden		5,1	6,6	4,4	5,6	<0,01
Strömmen		5,6	7,3	6,2	7,8	<0,01
Ulvsundasjön		3,2	3,2	3,4		<0,01
Årstaviken		4,7	5,1	5,5		<0,01
<i>Sjöar</i>						
Brunnsviken		4,1	4,5			
Drevviken		1,5	1,7			
Flaten		0,82	1,9			0,13
Judarn		3,0	3,2		4,4	<0,01
Kyrksjön		1,3	2,1			0,08
Laduviken		1,9	2,6			0,06
Lillsjön		3,7	4,3			
Långsjön		2,1	3,6			0,07
Magelungen		1,3	1,5			
Räcksta träsk		4,9	6,7		4,9	0,03t
Sicklasjön		5,8	6,0			
Trekanten		8,1	9,0		7,3	0,05t
Ältasjön		1,3	1,6			0,03

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lithner *et al* (2001)

5) Lindström (2000)

Den uppmätta Pb-halten i sediment överskrider PNEC på samtliga 20 provtagningslokaler i Stockholm enligt tabell 6. Halterna i de centrala delarna är mest förhöjda vid Strömmen, Riddarfjärden och Årstaviken där samtliga prov överstiger PNEC med minst kvoten 4 (4,4-7,8). Vid de övriga centrala provtagningsplatserna varierar kvoten av uppmätt Pb-halt och PNEC mellan 1,8 och 5,1. Bland sjöarna överstigs PNEC i sediment mest i Trekanten (7,3-9,0), Sicklasjön (5,8-6,0), Räcksta träsk (4,9-6,7) samt Brunnsviken (4,1-4,5). Det är enbart i Flaten som ett av proven understiger PNEC (0,82). De uppmätta Pb-halterna i vatten ligger mycket under PNEC för vattenfas vid samtliga provtagna lokaler.

Jämförelse av uppmätta Pb-halter i jord och $PNEC_{\text{jord}} (317,6 \text{ mg/kg TS})$ från Pb-RAR (2006) visar att halterna i de undersökta platserna i Stockholm generellt ligger under PNEC.

Medianhalten vid djup 0-15 cm från park- och naturmarkstudien (J&W 2001) ligger mycket under PNEC. Högsta uppmätta halt vid djup 0-200 cm från samma studie, 960 mg/kg TS, ligger dock mycket över (kvot: $960/317,6=3,02$). PNEC överskrids i en provpunkt i Huddinge enligt studien Östra Mälardalen 1 (SGU in prep) (kvot: $658,1/317,6=2,07$).

5.5. Bly - sammanfattning av risker

Risikkvantifieringen som gjorts med uppmätta Pb-halter i sediment från Stockholm och PNEC från Pb-RAR (2006) visar att det finns risk för ekotoxikologiska effekter på samtliga lokaler. Vid hälften av provtagningsplatserna är kvoten mellan uppmätt Pb-halt och PNEC som lägst 4 för minst ett av proven. Risken bedöms vara störst för bentiska organismer vid Strömmen, Riddarfjärden och Årstaviken samt Trekanten, Sicklasjön, Råcksta träsk och Brunnsviken. Enligt risikkvantifieringen finns det ingen risk för att negativa effekter orsakas av halten Pb i vattenfas.

Risikkvantifieringen för jord visar att Pb-halterna generellt inte ger en risk för negativa effekter i synbart opåverkade områden.

6. KOPPAR

6.1. Fysikaliska och kemiska egenskaper, miljöegenskaper

Cu är en rödbrun, formbar metall med atomnummer 29 (EHC 200, 1998). Molvikten är 63 g/mol. Metallens smältpunkt är 1083°C och kokpunkten är 2595°C. (ChemIDplus^d) Metallen är svårslöslig i vatten, samt salta och svagt sura lösningar. Den kan lösas i starka syror och basiska lösningar med ammonium (EHC 200, 1998). Fördelningskoefficienten för jord och vatten, K_d , är 500 l/kg (NV 1997).

Cu finns naturligt i flera mineralsalter och organiska föreningar, men också i metallisk form. Många Cu-föreningar som t ex CuCl_2 och $\text{Cu}(\text{OH})_2$ samt Cu-komplex är vattenlösliga och har en karaktäristisk blågrön färg. Metallen är mycket stabil i torr luft och vid låg temperatur. I fuktig luft bildar metallen hydroxykarbonat eller hydroxysulfat som ger en gröngrå amorf hinna på metallens yta. Den vanligaste förekomstformen i naturen är Cu^{2+} , som är bunden till oorganiska ligander som H_2O , OH^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} eller till organiska ligander via fenol- och karboxylgrupper. (EHC 200, 1998) Den lösta fasen av Cu består av fria joner samt komplexbindningar med oorganiska ämnen respektive organiska molekyler. Enligt beräkningar med elektrokemiska metoder består den lösta fasen till >99,5 % av organiska metallkomplex. Förhållandet mellan fri Cu^{2+} och organiskt bunden Cu beror på koncentrationen av de ämnen som binder Cu samt på stabiliteten av komplexen som bildas. I havsvatten binds merparten av Cu av en mycket stark ligand som benämns L1. Denna ligand, som har okänt ursprung, finns i ungefär samma halter som totalhalten Cu. Därför räcker måttliga ökning av totalhalten Cu för att liganderna ska mättas (ligandmättnadseffekt) och bindning sker då till svagare ligander (L2 och L3) vilket medför att aktiviteten av fri Cu^{2+} ökar. Enligt detta jämviktsystem är det felaktigt att tolka att Cu inte är biotillgängligt för att den till största delen är bunden till organiska komplex. (Sternbeck 2000) I sediment och jord är det mesta av Cu i eller på partiklar och bildning av kopparsulfid kan ske i anoxiska sediment (EHC 200, 1998).

6.2. Förekomst i Stockholm

Cu-halter uppmätta i Stockholms ytvatten och sediment finns tillgänglig i litteraturen. För att möjliggöra jämförelse med $PNEC_{\text{sediment}}$ från Cu-RAR (2005) har halterna i sedimentfas normaliserats till ett innehåll av organiskt kol (OC) på 5 % och justerats avseende AVS-halt. Kolinnehållet antogs utgöra 35 % av glödförlusten (LOI) som finns analyserad för respektive prov. Justering av AVS-halten gjordes schablonmässigt enligt förfarande i Cu-RAR (2005) d v s 48,9 mg Cu/kg TS substraherades från de OC-normaliserade uppmätta halterna. Normaliserade och justerade Cu-halter för utvalda provtagningsplatser finns redovisade i tabell 7.

Tabell 7. Koncentration av Cu i ytsediment (0-4cm) (mg/kg TS) och i vattenfas ($\mu\text{g/l}$) från olika provtagningslokaler i Stockholm. Halterna har hämtats från olika studier, se respektive referens (1-5). Halter i sediment har normaliserats till ett innehåll av organiskt kol (OC) på 5% samt justerats avseende schablonmässig AVS-halt (48,9 mg Cu/kg TS har substraherats från de OC-normaliserade uppmätta halterna) för att möjliggöra jämförelse med $PNEC_{\text{sediment, biotillgängligt, OC (5\%)}}$ från Cu RAR (2003). Kolinnehållet antogs utgöra 35% av glödförlusten (LOI) som också hämtats från respektive referens (1-4).

Lokal	Sediment mg/kg TS				Vatten $\mu\text{g/l}$ (löst halt), total halt=t	
	Referens	1	2	3	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>						
Essingen		73,1	96,1	60,1	119	1,66
Fjäderholmarna		69,1	46,3	95,1		
Reimersholme		114	150	123		1,97
Riddarfjärden		155	178	123	1348	2,63
Strömmen		155	197	165	308	2,09
Ulvsundasjön		175	210	180		2,28
Årstaviken		247	303	217		2,33
<i>Sjöar</i>						
Brunnsviken		82,1	86,1			
Drevviken		4,1	-			
Flaten		-	-			1,07
Judarn		-	-		-	0,21t
Kyrksjön		-	-			3,09
Laduviken		5,1	3,4			2,24
Lillsjön		63,1	73,1			
Långsjön		64,1	112			2,79
Magelungen		7,1	11			
Räcksta träsk		380	446		529	4,08t
Sicklasjön		74,1	78			
Trekanten		237	255		216	2,7t
Ältasjön		-	-			0,68

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lithner *et al* (2001)

5) Lindström (2000)

- = halt understiger 0 efter OC-normalisering och AVS-justering

Institutionen för miljöanalys vid SLU utför vattenkemiska analyser på vatten insamlat vid Centralbron en gång per månad. Under 2005 var medianhalten av Cu 2,75 $\mu\text{g/l}$. (Institutionens för miljöanalys hemsida)

Halterna av Cu i park- och naturmark i Stockholm varierade mellan 13,7 och 640 mg/kg TS (djup 0-200 cm), högst halt fanns i Kronobergsparken. Medianhalten i ytligaste lagret (0-15 cm) låg kring 59 mg/kg TS. (J&W 2001) Halterna från SGU:s studie Östra Mälardalen 1 (in prep) varierade inom intervallet 1,0-148,2 mg/kg TS och den högsta halten fanns i Riddersvik. Näst högsta halt fanns i Råsunda, 69,8 mg/kg TS.

6.3. Ekotoxicitet

6.3.1. Toxicitetsmekanismer

De flesta phytoplankton är extremt känsliga för Cu^{2+} som både är ett essentiellt mikronäringsämne och starkt phytotoxin. Hos phytoplankton verkar toxiciteten hos Cu främst bero på konkurrens med Mn^{2+} vilken är viktig vid oxidation av H_2O till O_2 i fotosyntesen. Cu inhiberar ackumulering av Mn vilket resulterar i reduktion av celltillväxt. (Mason & Jenkins 1995)

Cu har använts i pesticider mot bakterier, svamp, alger, akvatiska evertebrater och fisk. En generell toxisk verkan uppkommer av att Cu binder till SH-grupper i dihydrolipoyltransferas och hämmar respirationen. Cu binder starkt till humussyror och uppvisar högre akuttoxicitet mot sötvattenorganismer än mot marina organismer. (Crosby 1998)

6.3.2. Effekter och effektkoncentrationer från Cu-RAR (2005)

Akvatisk omgivning

För Cu finns många toxicitetsstudier genomförda för den akvatiska omgivningen och ett stort antal anses ha hög tillförlitlighet. Fisk är känsligast och NOEC-värdet avseende tillväxt är 2,2 $\mu\text{g/l}$ hos regnbågsöglarver (*Oncorhynchus mykiss*) vid 60 dagars exponering. Hos evertebrater har ett 42 dagar långt försök med *Daphnia pulex* gett NOEC-värdet 4 $\mu\text{g/l}$ avseende överlevnad. Även försök med *Ceriodaphnia dubia* har resulterat i NOEC-värdet 4 $\mu\text{g/l}$ vid sju dagars exponering avseende reproduktion respektive överlevnad. Bland alger och högre växter är grönalgen *Raphidocelis subcapitata* känsligast och NOEC-värdet vid tre dagars exponering är 15,7 $\mu\text{g/l}$ avseende tillväxt.

Eftersom mycket toxicitetsdata finns tillgänglig har medelvärden för olika arter räknats fram och jämförelse av olika taxonomiska grupper känslighet visar att alger och högre växter är mindre känsliga än övriga organismer. Beräkning av PNEC utfördes enligt statistisk extrapolering av 22 ”artmedel”-NOEC som normaliserats avseende pH, vattnets hårdhet och mängden löst organiskt kol. $\text{PNEC}_{\text{sötvatten}}$ bestämdes till 30,3 μg löst Cu/l för typiskt scenario och 8,2 μg löst Cu/l för värsta tänkbara scenario.

Bland de sedimentlevande organismerna i sötvatten är fåborstmasken *Tubifex tubifex* känsligast och vid 28 dagars exponering är NOEC-värdet 18,3 mg/kg TS avseende reproduktion och tillväxt.

Inför beräkning av PNEC exkluderades NOEC-värden från tester med höga AVS-halter och de kvarvarande normaliserades avseende innehåll av organiskt material. PNEC_{sediment} bestämdes till 98 mg/kg TS.

Terrester omgivning

I den terrestra omgivningen är daggmasken *Eisenia andrei* känsligast och NOEC-värdet vid 28 dagars exponering är 8,4 mg/kg TS avseende reproduktion. Korn (*Hordeum vulgare*) är känsligast bland högre växter med EC10-värdet 18 mg/kg TS avseende rotlängd. För mikrobiologiska processer ligger NOEC-värdet på 30 mg/kg TS för glukosrespiration och på 31 mg/kg TS för nitrifikation, båda vid 25 dagars exponering.

Förslaget till PNEC_{jord} är 110,9 mg/kg för det typiska scenariot samt 79,5 mg/kg för värsta tänkbara scenario.

6.3.3. Effektstudier i Stockholm

Enligt Lithner *et al.* (2001) saknar vattengråsugga förmåga att reglera Cu, vilket visades av att organismernas halt samvarierade med vattnets halt. Dessutom har vattengråsuggan en hög basnivå av Cu (50 µg/g TS) för att dess blodpigment, hemocyanin, är kopparhaltigt. För att inte andelen fria kopparjoner ska uppgå till toxiska nivåer bildas svavelhaltiga föreningar som binder överskottet av koppar. Dessa företeelser gör att vattengråsuggan visar en hög BAF för Cu (10⁵). Mygglarvernas halt av Cu visade på samvariation med både vattnets och sedimentets Cu-halt.

I studien av Eriksson och Sundelin (2002) var bioackumuleringen av Cu låg i vitmärkla trots att metallen fanns i höga halter i sediment och porvatten.

I Åkerbloms studie (2006) visade Cu viss negativ korrelation med den mikrobiella respirationen i mark. Cu-halten var högst närmast vägen, 23 mg/kg, och minskade med ökande avstånd till 14 mg/kg vid de två övriga provplatserna. Referensvärdet var 7,7 mg/kg.

6.4. Riskkvantifiering

Normaliserade Cu-halter från ytvatten och sediment i Stockholm (från tabell 7) har dividerats med PNEC-värdena för respektive fas från Cu-RAR (2005). Dessa kvoter utgör en riskkvantifiering och resultatet kan ses i tabell 8. Om den uppmätta halten överstiger PNEC är kvoten >1 och det finns uppenbar risk för negativa effekter.

Tabell 8. Kvoter mellan Cu-halter i ytsediment respektive vatten (från tabell 7) och PNEC-nivåer (Predicted No Effect Concentration) för respektive fas enligt Cu RAR (2003). $PNEC_{\text{sediment, biotillgängligt, OC (5\%)}} = 98 \text{ mg Cu/kg TS}$; $PNEC_{\text{vatten, värsta fall}} = 8,2 \text{ } \mu\text{g Cu/l}$; $PNEC_{\text{vatten, typiskt fall}} = 30,3 \text{ } \mu\text{g Cu/l}$. Till kvoterna för vattenfas användes $PNEC_{\text{vatten, värsta fall}}$. Kvoter >1 är markerade med ljusgrått, >4 med mörkgrått.

Lokal	Sediment				Vatten	
	Referens	1	2	3	4	5
<i>Centrala Stockholm</i>						
Essingen		0,75	0,98	0,61	1,2	0,20
Fjäderholmarna		0,71	0,47	0,97		
Reimersholme		1,2	1,5	1,3		0,24
Riddarfjärden		1,6	1,8	1,3	13,8	0,32
Strömmen		1,6	2,0	1,7	3,1	0,25
Ulvsundasjön		1,8	2,1	1,8		0,28
Årstaviken		2,5	3,1	2,2		0,28
<i>Sjöar</i>						
Brunnsviken		0,84	0,88			
Drevviken		0,04	-			
Flaten		-	-			0,13
Judarn		-	-		-	0,03t
Kyrksjön		-	-			0,38
Laduviken		0,05	0,03			0,27
Lillsjön		0,61	0,75			
Långsjön		0,65	1,1			0,34
Magelungen		0,07	0,11			
Råcksta träsk		3,9	4,6		5,4	0,50t
Sicklasjön		0,76	0,80			
Trekanten		2,4	2,6		2,2	0,33t
Åltasjön		-	-			0,08

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lithner *et al* (2001)

5) Lindström (2000)

- = halt understiger 0 efter OC-normalisering och AVS-justering

Från tabell 8 kan utläsas att PNEC för Cu i sediment överskrids vid 9 av 20 provtagningslokaler i Stockholm. Bland sjöarna är kvoten mellan Cu-halt i sediment och PNEC högst i Råcksta träsk och Trekanten (3,9-5,4 respektive 2,2-2,6). I de centrala delarna överskrids PNEC i samtliga prov från Årstaviken, Ulvsundasjön, Strömmen, Riddarfjärden och Reimersholme. För Riddarfjärden finns ett avvikande mycket högt värde (kvot 13,8) vilket speglar förekomsten av punktförorenade områden. Halten av Cu i vattenfas är inte högre än PNEC vid någon av provtagningslokalerna. Högst kvot (0,76) hittas i Råcksta träsk.

Jämförelse av uppmätta Cu-halter i jord och $PNEC_{\text{jord}}$ (värsta fall: 79,5; typiskt: 110,9 mg/kg TS) från Cu-RAR (2005) visar att halterna i Stockholm generellt ligger under de värden där effekter väntas uppstå. Medianhalten vid djup 0-15 cm från park- och naturmarkstudien ligger under PNEC men högsta uppmätta halt vid djup 0-200 cm i studien, 640 mg/kg TS, ligger

dock mycket över (kvot: $640/79,5=8,05$) (J&W 2001). PNEC överskrids vid en provplats, Riddersvik (kvot: $148,2/79,5=2,07$), från studien Östra Mälardalen 1 (SGU in prep).

6.5. Koppar - sammanfattning av risker

Risikkvantifieringen av Cu-halt i sediment visar att det finns risk för ekotoxikologiska effekter för sedimentlevande organismer i Stockholm. Risken är generellt störst i de centrala delarna: Årstaviken, Ulvsundasjön, Strömmen, Riddarfjärden och Reimersholme. Men även vid Essingen överskrider Cu-halten PNEC i ett av proven och vid Fjäderholmarna är halten i närheten av PNEC. Risk för negativa effekter i småsjöar finns i Räcksta träsk och Trekanten. Däremot är Cu-halterna i sediment mycket låga i flera andra sjöar. Enligt risikkvantifieringen finns ingen risk för att ekotoxikologiska effekter ska orsakas av Cu i vattenfasen.

Risikkvantifieringen för Cu i jord visar att det generellt sett inte finns risk för negativa effekter i synbart opåverkad mark i Stockholm.

7. KVICKSILVER

7.1. Fysikaliska och kemiska egenskaper, miljöegenskaper

Hg är en silverfärgad tungmetall med atomnummer 80. Molekylvikten är 200,59 g/mol. I rumstemperatur är ämnet i flytande form och smältpunkten är $-38,8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Kokpunkten för Hg är $356,6\text{ }^{\circ}\text{C}$. (ChemIDplus[®]) Metallen förångas till viss del i rumstemperatur (GMA 2002). Fördelningskoefficienten för jord och vatten, K_d , är 200 l/kg (NV 1997).

Hg förekommer i många olika former och huvudgrupperna är metallisk, oorganisk och organisk form. Exempel på oorganiska salter är Hg-sulfid, -oxid och -klorid. Den vanligast förekommande organiska föreningen i naturen är metyl-Hg, men dimetyl-, etyl- och fenyl-Hg kan också bildas. Metyl-Hg bildas främst genom mikrobiell metabolism men kan även bildas av kemiska processer. När Hg kommit ut i biosfären är det mycket mobilt och cirkulerar mellan jordytan och atmosfären. Metallisk Hg-ång transporterats atmosfäriskt över mycket långa avstånd. Hg som är adsorberat till partiklar eller finns i salter deponeras däremot i närheten av utsläppskällan. I mark har Hg en lång uppehållstid på grund av stark bindningsförmåga till organiskt material. (GMA 2002) Metyl-Hg adsorberar mindre starkt än Hg^{2+} , detta gäller speciellt i reducerande miljöer. I sediment förekommer uppskattningsvis 0,1-1% av Hg i formen metyl-Hg och i den bentiska faunan är fraktionen 70%. (Sternbeck *et al.* 2005) I fisk är 90-100% av Hg i formen av metyl-Hg och finns kovalent bundet till sulfhydrylgrupper i muskelvävnaden (GMA 2002).

7.2. Förekomst i Stockholmsmiljön

Data för Hg-halter i Stockholms ytvatten och sediment finns tillgänglig i litteraturen. Halter uppmätta vid utvalda provtagningsplatser finns redovisade i tabell 9.

Tabell 9. Koncentration av Hg i ytsediment (0-4cm) (mg/kg TS) och i vattenfas (ng/l) från olika provtagningslokaler i Stockholm. Halterna har hämtats från olika studier, se respektive referens (1-4).

Lokal	Sediment mg/kg TS			Vatten ng/l (löst halt)	
	Referens	1	2	3	4
<i>Centrala Stockholm</i>					
Essingen		0,55	0,48	0,45	
Fjäderholmarna		1,6	2,2	2,27	
Reimersholme		1,2	0,12	1,04	
Riddarfjärden		1,4	1,9	1,04	
Strömmen		3,2	4,5	2,87	
Ulvsundasjön		1,1	0,74	0,94	
Årstaviken		2,5	3,0	3,02	
<i>Sjöar</i>					
Brunnsviken		1,9	2,4		
Drevviken		0,23	0,24		
Flaten		0,15	0,20		0,5
Judarn		0,28	0,24		0,4
Kyrksjön		0,25	0,28		0,4
Laduviken		0,27	0,27		0,2
Lillsjön		0,36	0,40		
Långsjön		0,31	0,35		0,3
Magelungen		0,15	0,17		
Råcksta träsk		0,23	0,28		0,6
Sicklasjön		1,4	1,5		
Trekanten		2,0	2,1		0,3
Ältasjön		0,25	0,28		0,4

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lindström (2000) (löst halt modellerad från total halt)

Institutionen för miljöanalys vid SLU utför vattenkemisk analys på vatten insamlat vid Centralbron en gång per månad. Under 2005 var medianhalten av Hg 1,1 ng/l. (Institutionens för miljöanalys hemsida)

Hg-halter i mark i Stockholm varierade stort enligt park- och naturmarksstudien (J&W 2001). Uppmätta halter låg mellan 0,042 och 16,1 mg/kg TS (djup 0-200 cm) och den högsta halten hittades i Ivar-Lo Parken. Medianhalten för yttlig jord (djup 0-15 cm) låg kring 1 mg/kg TS.

7.3. Ekotoxicitet

7.3.1. Toxicitetsmekanismer

Kvicksilver kan blockera essentiella biologiskt funktionella grupper och inhibera enzymaktivitet genom att binda till sulfhydrylgrupper i katalytiska cysteingroupper. En annan mekanism är att biomolekyleras aktiva konformation modifieras genom att Hg reagerar med disulfidbindningar ($-S-S- \rightarrow -S-Hg-S-$). (Mason & Jenkins 1995)

Metylkviksilver är en lipofil förening som absorberas effektivt från mag-tarmkanalen och binder till svavelhaltiga molekyler som transporteras vidare till olika organ och vävnader. Dessa komplex kan passera moderkakan samt blod-hjärnbarriären och neurotoxiska effekter kan uppkomma både under embryonalutvecklingen samt hos vuxna individer. (EPA 1997) Föreningen kan binda till cysteiner på acetylkolin-receptorer i nerver vilket leder till neurologisk dysfunktion. Degenerering och nekros av sensoriska nerver i hjärnbarken kan ske vilket påverkar syn, hörsel, tal, rörelse, känsel, intelligens och mental förmåga. Hos unga individer påverkas hjärnans storlek och utveckling. (Crosby 1998)

Hg skiljer sig från andra metaller då dess förmåga att bioackumuleras och biomagnifieras är stor, speciellt på den organiska förekomstformen metyl-Hg. Bioackumulering ger snarare kroniska effekter än akuta och biomagnifiering ger effekter i högre trofnivåer. (Sternbeck *et al.* 2005)

7.3.2. Effekter och effektkoncentrationer

Akvatisk omgivning

Enligt Global Mercury Assessment (GMA 2002) anses generellt att fiskar inte påverkas negativt vid halter som förekommer i naturen, med undantag av starkt förorenade områden. Men forskning visar att fiskar tros vara känsligare i tidiga livsstadier där negativa effekter kan ses vid en hundradel av effektnivåerna som gäller vuxna individer. Exempelvis dör embryon vid 0,07-0,10 µg/g v (våtvikt) och vuxna vid 10-30 µg/g v. Akuttoxicitet uppvisas hos sötvattenfisk vid Hg-halter kring 33-400 µg/l. Saltvattenfiskar är mindre känsliga än sötvattenfiskar.

Akvatiska evertebraters känslighet för Hg varierar. I larvstadier ligger LC₅₀-värdet ofta kring 10 µg/l och 100 gånger högre i vuxenstadier. (GMA 2002)

Akvatiska växter påverkas negativt vid halter kring 1 mg/l oorganiskt Hg, men effekter uppstår vid mycket lägre halter med organiskt Hg. Groningen hos makroalger reduceras vid höga halter oorganiskt Hg. (GMA 2002)

Terrester omgivning

Studier med utter (*Lutra canadensis*) och mink (*Mustela vison*) har visat på effekter av metyl-Hg via fisk som föda vid följande halter: 0,18 mg/kg kroppsvikt per dag eller 1,1 mg/kg metyl-Hg som daglig dos i föda. Letala effekter hos olika däggdjur kan uppkomma vid 0,1-0,5 mg/kg kroppsvikt per dag eller 1,0-5,0 mg/kg i föda. Små djur är generellt mindre känsliga än stora djur. (GMA 2002)

Födostudier med utter där djuren exponerades för 2 µg/g (Me-Hg) i föda under sex månader resulterade i effekter som anorexi och ataxi (motorisk störning). Försök med mink har gett

LOAEL-värdet 180 µg/kg kroppsvikt per dag, NOAEL-värdet 55 µg/kg kroppsvikt per dag, avseende histopatologiska skador på nervvävnaden. (EPA 1997)

En studie med gräsand (*Anas platyrhynchos*) som sträckte sig över tre generationer resulterade i LOAEL-värdet 78 µg Hg/kg kroppsvikt per dag avseende reproduktion och beteende. I föda var LOAEL-värdet 0,5 µg/g. (EPA 1997)

US EPA har tagit fram ”wildlife criteria” för att skydda vilda djur. För metyl-Hg i vatten varifrån föda inhämtas är gränsvärdet 57 pg/l avseende mink och 42 pg/l avseende utter. (GMA 2002)

Vid koncentrationer som överstiger 25-60 mg/kg vv i lever och njure hos både akvatiska och terrestra däggdjur uppkommer skadliga samt letala effekter. (GMA 2002)

Hg är toxiskt för mikroorganismer. Oorganiskt Hg har gett negativa effekter på mikroorganismkulturer vid koncentrationen 5µg Hg/l. Organiska Hg-föreningar är än mer toxiska och ger effekter redan vid tio gånger lägre koncentration. Mikroorganismer i mark påverkas negativt och kritisk belastning för Hg i mark kan ligga så lågt som 0,07-0,3 mg/kg. (GMA 2002)

Terrestra växter är tämligen okänsliga för Hg, men ackumulering sker i högre växter, framförallt i perenner. Effekterna är oftast lokaliserade i rotspetsen. (GMA 2002)

7.3.3. Effektstudie i Stockholm

I studien av Sundelin och Eriksson (2001) skedde en kraftig minskning av AVS-halten vid syresättningen av sediment. Dock var frisläppandet av Hg från sedimentytan låg. Trots den låga frisättningsgraden bioackumulerades Hg i vitmärkla.

7.3.4. Hg i fisk

Enligt Länsstyrelsens studie av Hg i fisk uppgick de normerade halterna (10 g abborre) i muskel till 0,049 mg Hg/kg vv i Ballstaviken, 0,042 mg Hg/kg vv i Trekanten och 0,005 mg Hg/kg vv i Långsjön som var lägst i länet. Halterna kan jämföras med länets medel- samt maxhalt, 0,077 respektive 0,26 mg Hg/kg vv. (Länsstyrelsen i Stockholm 2006).

Livsmedelsverkets gränsvärde i abborre är 0,5 mg Hg/kg fiskkött vv och i gädda 1,0 mg Hg/kg fiskkött vv (Livsmedelsverkets hemsida). Principalkomponentanalysen (PCA) tydde på en svag korrelation mellan Hg-halt i sediment och fisk. Högst halter i fisk tenderade att finnas i högt belägna skogssjöar med lågt pH och färgat vatten. Fisk från Årsjön i Tyrestaområdet hade den högsta halten. Vattnet där är näringsfattigt, humusrikt och har lågt pH. Långsjön i Älvsjö däremot är en näringsrik sjö och har högt pH. Höga halter i sediment påträffades i sjöar där en stor del av avrinningsområdet är bebyggd, exempelvis Trekanten.

7.4. Riskkvantifiering

För Hg finns ingen riskbedömning utförd på EU-nivå och framtagna PNEC saknas. De uppmätta Hg-halterna i Stockholms sediment (tabell 9) har i stället jämförts med ett PEC-värde (Probable Effect Concentration) för Hg i sediment. Vid PEC-nivån är skadliga effekter väntade till skillnad från PNEC (Predicted No Effect Concentration). Uppmätta kvicksilverhalter i vattenfas (tabell 9) har jämförts med EQS, en preliminär miljö kvalitetsnorm för Hg i vatten. Dessa jämförelser utgör en riskkvantifiering och resultatet kan ses i tabell 10. Om den uppmätta halten överstiger PEC alternativt EQS är kvoten >1 och det finns uppenbar risk för ekotoxikologiska effekter.

Tabell 10. Uppmätta Hg-halter i sediment jämförs mot PEC (Probable Effect Concentration) 1,06 mg Hg/kg TS (MacDonald *et al.* 2000). Uppmätta halter av Hg i ytvatten jämförs mot preliminär EQS (Environmental Quality Standards) för Hg i vattenfas framtaget av EU-kommisionen, 50 ng Hg/l (EU 2006). Jämförelserna visas som kvoten mellan uppmätt halt och respektive gränsvärde. Kvoter >1 är markerade med ljusgrått, >4 med mörkgrått. Denna riskkvantifiering är inte direkt jämförbar med övriga riskkvantifieringar i denna rapport.

Lokal	Sediment			Vatten	
	Referens	1	2	3	4
<i>Centrala Stockholm</i>					
Essingen		0,52	0,45	0,42	
Fjäderholmarna		1,5	2,1	2,14	
Reimersholme		1,1	0,11	0,98	
Riddarfjärden		1,3	1,8	0,98	
Strömmen		2,9	4,2	2,71	
Ulvsundasjön		1,0	0,70	0,89	
Årstaviken		2,4	2,8	2,85	
<i>Sjöar</i>					
Brunnsviken		1,8	2,3		
Drevviken		0,22	0,23		
Flaten		0,14	0,19		0,01
Judarn		0,26	0,23		0,008
Kyrksjön		0,24	0,26		0,008
Laduviken		0,25	0,25		0,004
Lillsjön		0,34	0,38		
Långsjön		0,29	0,33		0,006
Magelungen		0,14	0,16		
Räcksta träsk		0,22	0,26		0,012
Sicklasjön		1,3	1,4		
Trekanten		1,9	2,0		0,006
Åltasjön		0,24	0,26		0,008

1) Sternbeck *et al* (2003)

2) Östlund *et al* (1998)

3) Lindström *et al* (2001)

4) Lindström (2000) (löst halt modellerad från total halt)

Från tabell 10 kan utläsas att uppmätta Hg-halter i sediment överskrider PEC vid 9 av 20 provtagningslokaler. PEC-värdet överskrids mest i Strömmen (kvot 2,71-4,2), Årstaviken (2,4-2,85) och Fjäderholmarna (1,5-2,14). Bland sjöar överskrider PEC i Brunnsviken (1,8; 2,3), Trekanten (1,9; 2,0) och Sicklasjön (1,3; 1,4). Halterna av Hg i vattenfas överskrider inte EQS vid någon av provtagningslokalerna.

PNEC för Hg i jord saknas. I jämförelse med de koncentrationer av Hg som påverkar mikroorganismer negativt (se avsnitt om effekter) finns det uppmätta halter av Hg i mark som är högre.

7.5. Kvicksilver - sammanfattning av risker

Risikkvantifieringen, gjord med hjälp av uppmätta halter och PEC respektive EQS, visar att det finns en risk för negativa effekter på sedimentlevande organismer orsakade av Hg. Störst risk finns i Strömmen, Årstaviken, Fjäderholmarna, Brunnsviken, Trekanten och Sicklasjön. För vattenfasen finns ingen risk för ekotoxikologiska effekter enligt risikkvantifieringen då Hg-halten i samtliga prov ligger mycket under det preliminära gränsvärdet.

Kvoterna i risikkvantifieringen av Hg i sedimentfas hade varit större om ett PNEC-värde hade använts i stället för PEC (Probable Effect Concentration).

Det finns en risk för negativa effekter hos mikroorganismer i mark i Stockholm.

8. ÖVRIGA RESULTAT

I studien av Sundelin och Eriksson (2001) var andelen missbildade vitmärta-embryon något förhöjd i sediment från provtagningsplatser i Stockholms inre skärgård jämfört med referensområden i egentliga Östersjön. I ett av sedimenten som hämtats i närheten av Slussen var frekvensen av döda vitmärta-ägg hög.

I studien av Åkerblom (2006) var mikroorganismernas basrespiration i mark positivt korrelerad med avståndet från den starkt trafikerade vägen (20m: 58 ± 18 , 200m: 64 ± 21 , 1300m: 71 ± 22 $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{h}^{-1}$). Halten av framförallt Pb och i viss mån Cu var negativt korrelerad med avståndet från vägen.

Bottenfaunaundersökningen från 1995 visade att bottenfaunan i sublittoralen och profundalen var normal för Mälaren i och nära Stockholms innerstad. Generellt var det gott om djur, dock var artrikedomen jämförelsevis liten på vissa av bottenarna – särskilt i Barnhusviken och västra Årstaviken. I de flesta bassänger var antal representerade taxa omkring 20; i Barnhusviken fanns 5 taxa och i västra Årstaviken 10. I Barnhusviken var även biomassan låg. I studien dras slutsatsen att syreförhållandena i sediment och vatten verkar ha haft störst betydelse för mängden djur och antal arter samt att metaller och andra miljögifter haft mindre betydelse för faunans fördelning och sammansättning. (Stehn & Dromberg 2000)

Enligt Rahmberg *et al.* (2004) har halterna av Pb och Hg sjunkit signifikant i provtagna sjöar med i genomsnitt 17 respektive 11 % under perioden 1997-2002. Minskningarna tros bero på att båda metallernas användning begränsats samt på effektivare reningsteknik. I centrala

Stockholm visade Cd en signifikant minskning med i genomsnitt 25 %. Ingen metall hade samtidigt minskat signifikant i både sjöar och i centralt belägna provtagningsplatser.

9. DISKUSSION

9.1. Effektstudier i Stockholm

Studien av Lithner *et al.* (2001) visade att halterna av essentiella metaller som Cu och Zn kan öka kraftigt hos organismer som saknar regleringsförmåga. Dels kan detta leda till negativa effekter hos organismerna själva och dels till att exponeringen ökar för högre trofinivåer. Intressant ur biotillgänglighetssynpunkt var även att totalhalten av metaller i vatten korrelerade med organismernas halt i högre grad än den dialyserbara fraktionen (~löst halt). Enligt Lithner *et al.* ger metallhalten i organismer ett bättre mått på exponering än vad de omgivande metallhalterna gör.

Sundelin och Eriksson (2001) visade att syresättningen av sediment gav en kraftig minskning av AVS-halt i sedimentytan och även en minskning av halterna av Cd och Zn. Biotillgängligheten var dock låg för Cd, Zn och Cu vilket kan bero på att metallerna binder till organiskt kol eller till oxihydroxidkomplex som bildats efter oxidering av järnsulfid, FeS. För Cd kan den låga biotillgängligheten till viss del förklaras av metallens förmåga att binda till klorid och att testvattnets salthalt var 7 ‰. För Cu och Zn gäller att vissa amphipoder har förmåga att reglera metaller. Däremot skedde bioackumulering av Pb och Hg trots att frisläppande från sedimenten var lågt för dessa metaller. Sulfider med Hg är mindre lösliga än sulfider med Cd och Zn. Oxidationen kan ha frigjort Hg bundet till pyrit, FeS₂, i större utsträckning än sulfider. Missbildade vitmärta-embryon är en känslig biomarkör för toxicitet och den något förhöjda andelen missbildade embryon i de provtagna lokalerna, jämfört med referensområden i egentliga Östersjön, tyder på att sedimenten har viss toxicitet. Den höga frekvensen av döda vitmärta-ägg i sediment hämtad i närheten av Slussen tros bero på upplösta sulfider.

Resultaten från Eriksson och Sundelins (2002) studie visade att halterna av svavel och AVS minskade väsentligt i översta lagret av reducerade sediment. Men metallernas rörlighet var generellt fortsatt låg efter syresättning av sedimentproven och det var endast Pb som i betydande grad bioackumulerades i vitmärta. Vid en av provtagningsplatserna i inre skärgården var Pb-halten i vitmärta så hög att Pb kan vara ett potentiellt problem i det området. Att Cd främst bioackumulerades i vitmärta i sötvattensediment och inte i brackvattensediment kan delvis bero på att ökande salthalt ökar Cd:s bindning till klorid. Bioackumuleringen av Cu och Zn var låg trots höga halter i sediment, vilket kan bero på organismens regleringsförmåga av dessa essentiella metaller. Vitmärta har kopparhaltigt hemocyanin som blodpigment och ändå låg inre halt av Cu – jämför med vattengråsugga som också har hemocyanin men hög basnivå och hög bioackumulering av Cu (Lithner *et al.* 2001). För vitmärta halt av Cd, Pb och Zn var metallhalten i sediment viktigare än halten i porvatten, vilket indikerar att föda är en viktig upptagsväg för metaller hos vitmärta. I studien

dras slutsatsen att risken är liten för att förbättrade syreförhållanden ska leda till toxiska effekter hos vitmärta. Bioackumuleringen av Pb i vitmärta behöver inte vara kopplad till syresättningen av sediment, men ses som ett hot för amphipoder.

Studien visade även att teorin med syralösliga sulfider (SEM/AVS) hade liten eller ingen relevans för biotillgängligheten av Pb, Zn och Cu hos amphipoder. Det är heller inte en lämplig modell för att förutsäga biotillgänglighet av Hg och Cu då saltsyra inte är en tillräckligt stark syra för att lösa sulfider med dessa metaller. Annan forskning har visat att även metaller som är komplexbundna till t ex sulfider kan vara biotillgängliga för bottenorganismer. En förklaring till detta är att komplexen kan lösas upp i tarmen på grund av lågt pH och enzymer. (Sundelin, muntlig information)

Studien av Åkerblom (2006) visade att Pb och eventuellt även Cu kunde misstänkas leda till negativa effekter på den mikrobiella respirationen i jord. Halten av Pb och Cu var som mest förhöjd 28 respektive 3 gånger. Negativa effekter på den mikrobiella aktiviteten har i tidigare studier visats vid metallhalter som är tre gånger högre än bakgrunds-nivån. En källa till oro är att Cu, till skillnad från Pb, även fortsättningsvis kommer att spridas från biltrafiken i stora mängder. Resultaten av indikatorkvot ED10/Me ansågs motsägelsefulla då Zn enligt den metoden utgjorde störst potentiell risk, något som dock inte kunde bekräftas av studien i övrigt.

9.2. Övriga studier

Cu och Zn är vanligt förekommande i t ex byggmaterial och finns i betydligt högre halter i sediment i centrala Stockholm än längre ut vid kusten. Även halterna av Hg, Pb och Cd är högre i centrala Stockholm. För Hg gäller dessutom att föroreningsgraden i sediment är tydligt högre i de centralt belägna provplatserna i Stockholm jämfört med sjöarna. Generellt sett är det stor spridning i metallkoncentration mellan sjöarnas sediment vilket visar på betydelsen av lokala faktorer. Sjöarna skiljer sig från varandra vad gäller t ex omsättningstid och avrinningsområdets storlek och karaktär. (Sternbeck *et al.* 2003)

Enligt Sternbeck *et al.* (2003) är det svårt att förutsäga toxiska effekter i vattenbiotkan grundat på exponeringskoncentrationer och det krävs en annan forskningsstrategi för att värdera om det är troligt att metallhalterna orsakar biologiska effekter. Det finns studier som t ex visar på att bioackumuleringen minskar när exponeringen ökar, vilket speglar vissa organismers förmåga att reglera den inre koncentrationen. Att vattenkemin är komplex och dynamisk påverkar metallers biotillgänglighet och därmed effekter. Vad gäller sediment är sambandet mellan koncentration och toxicitet ännu svagare. Koncentrationsskillnader i olika sediment mellan olika ämnen kan inte tolkas som skillnader i utsläpp utan att ta hänsyn till de fysikaliska och kemiska variablerna som råder i respektive sediment.

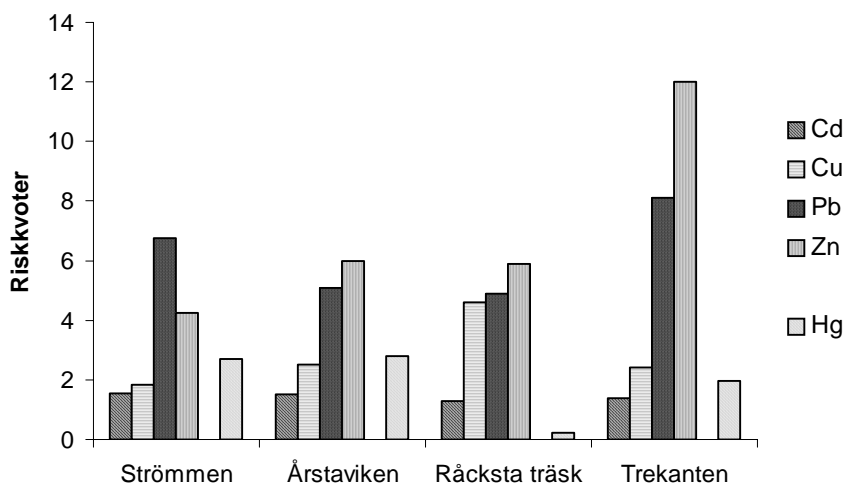
Enligt bottenfaunaundersökningen 1995 i östra Mälaren (Stehn & Dromberg 2000) var bottenfaunan negativt påverkad främst i Barnhusviken och västra Årstaviken. Under hösten 2006 har bottenfaunaprover hämtats från Årstaviken och proverna ska analyseras under våren 2007 (Stehn, muntlig information).

Fisk i Stockholms län har i allmänhet lägre halter Hg än fisk i andra delar av landet (Länsstyrelsen i Stockholm 2006). Halterna i 1-årig abborre från sjöar i Stockholms stad var mycket lägre än Livsmedelsverkets gränsvärde för Hg i fisk och ur Hg-synpunkt slås det fast att fisken i länet är ätlig. Eftersom Hg bioackumuleras kan dock äldre och större fiskar uppvisa högre halter.

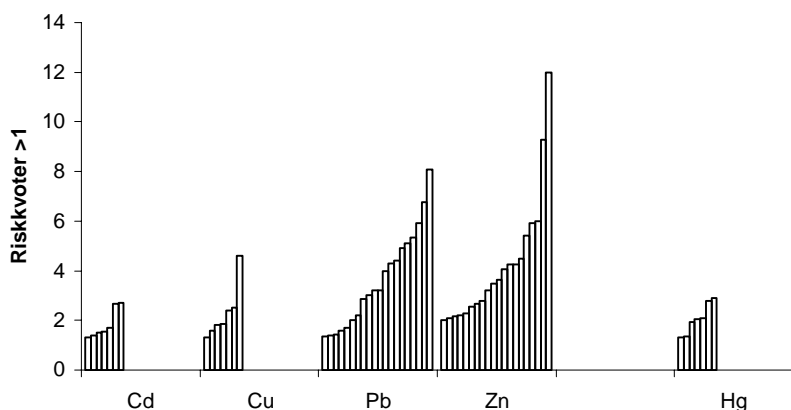
9.3. Riskkvantifiering och sammanfattning av risker

Riskkvantifieringarna för de olika metallerna beskriver risken för ekotoxikologiska effekter orsakade av respektive metall. Sedimenten i Stockholmsområdet innehåller en rad olika metaller och andra föroreningar. Risken för ekotoxikologiska effekter ökar med fler föroreningar och andra stressfaktorer som syrebrist eller lågt pH. Mot denna bakgrund är risken för negativa effekter störst i områden där riskkvantifieringen ledde till höga riskkvoter för flera av metallerna. I figur 1 visas de områden där riskkvoterna är >1 för Pb, Cd, Cu och Zn. Områdena är Strömmen, Årstaviken, Räcksta träsk och Trekanten och därmed uppskattas den ekotoxikologiska risken vara störst i dessa lokaler. Från figur 2 kan utläsas att föroreningsläget i sedimenten i Stockholm generellt är mest besvärligt med avseende på Zn och Pb. För dessa metaller är riskkvoterna >1 vid samtliga undersökta lokaler. Zn-halten i sediment kan väntas fortsätta öka då det ingår i en rad produkter som används i stor omfattning. Däck och galvaniserade varor, men även fekalier och biltvättar, ger stora utsläpp av Zn till Stockholms recipienter (Jonsson 2000). Användningen av Pb är däremot starkt reglerad.

I avsaknad av en EU-riskbedömning för Hg, samt PNEC, användes till riskkvantifiering för Hg i sediment i stället ett gränsvärde där effekter är väntade (PEC). Risken för effekter är därmed underskattad och dessa kvoter ska inte jämföras med kvoterna från de övriga riskkvantifieringarna (fig 1 och 2). Riskkvantifieringen för Hg förstärker dock bilden av att risken för ekotoxikologiska effekter är störst i Strömmen, Årstaviken och Trekanten.



Figur 1. Provtagningsplatser i Stockholm med risk för ekotoxikologiska effekter i sediment av Cd, Cu, Pb samt Zn. Staplarna representerar medianriskkvoten av uppmätt metallhalt/PNEC (Predicted No Effect Concentration), för Hg gäller uppmätt halt/PEC (Probable Effect Concentration) och kvoterna för Hg ska därför ej jämföras med de övriga metallernas kvoter. Riskkvoter > 1 innebär att det föreligger risk för ekotoxikologiska effekter.



Figur 2. Samlad risk för ekotoxikologiska effekter i sediment uppdelad på respektive metall. Varje stapel representerar medianriskkvoten för en provtagningsplats där kvot av uppmätt metallhalt/PNEC (Predicted No Effect Concentration) är > 1, för Hg gäller uppmätt halt/PEC (Probable Effect Concentration) och dessa kvoter ska därför ej jämföras med de övriga metallernas kvoter. Riskkvoter > 1 innebär att det föreligger risk för ekotoxikologiska effekter. Cd (n=7), Cu (n=7), Pb (n=20), Zn (n=20) och Hg (n=7).

Risikvantifieringen av metaller i vattenfas ger en mycket ljusare bild av läget i Stockholms vatten. Generellt var halterna av metaller långt under de nivåer där man kan förvänta sig ekotoxikologiska effekter. Det var endast i Råcksta träsk och Trekanten som uppmätta halter av Zn översteg PNEC från Zn-RAR (2006). Detta ökar risken ytterligare för organismer i Råcksta träsk och Trekanten. Om man jämför metallhalter uppmätta vid den månatliga analysen vid Centralbron med respektive PNEC, samt EQS för Hg, överskrids gränsvärdena inte av medianhalterna som uppmätts under 2005.

Risikvantifieringen av metaller i jord visar att uppmätta halter, från de två studier som använts i detta arbete, generellt ligger under de halter där risk finns för ekotoxikologiska effekter. Det är endast för Zn som medianhalten i yttlig jord från park- och naturmarksstudien

(J&W 2001) överstiger PNEC. I studien Östra Mälardalen 1 (SGU in prep) överskrids PNEC för Zn vid fem provtagningsplatser av totalt 117. För de övriga metallerna gäller att PNEC överskrids vid en provplats per metall. Båda studierna avsåg att provta områden som var synbart opåverkade. Detta kan betyda att större risk för negativa effekter finns i synbart påverkade områden.

9.4. Bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormer

Ett införande av EQS ger tydliga krav och kan förenkla arbetet med de prioriterade ämnena. Enligt Göran Andersson på länsstyrelsen i Stockholm är det angeläget att EQS tas i bruk. I dagsläget vet man inte riktigt hur man ska förhålla sig till gifthalter i vatten, vilket kommer att avhjälpas med införande av miljökvalitetsnormer med juridisk status. Man hoppas att resultaten från undersökningarna hösten 2006 kommer visa att flera av de prioriterade ämnena inte finns i halter som överstiger miljökvalitetsnormerna. I de eventuella fall där normen överskrids är följden given – ett åtgärdsprogram måste tas fram och blir bindande för t ex kommuner. (Andersson G., muntlig information)

Bedömningsgrunderna med sina klassindelningar är dock fortsatt viktiga för bedömningen av våra vatten anser Göran Andersson. Arbetet med de nationella miljömålen löper för nuvarande parallellt med ramvattendirektivet och målen bör harmoniseras. Miljömålen består av svepande formuleringar som saknar juridisk status. Kraftigt modifierade eller konstgjorda vatten är en definition inom ramvattendirektivet som sänker kraven på dessa vattentypers kvalitet. Definitionen är inte klarlagd än. (Andersson G., muntlig information) Vatten med kraftverk brukar tas som exempel på modifierat vatten, men i Stockholm kan andra typer av modifieringar vara aktuella. Vattnets karaktär ska ha ändrats till följd av fysiska förändringar, som åstadkommit av människan, och inte av kemiska faktorer. Detta innebär att lägre krav kan ställas på att växt- och djurliv ska vara opåverkat – god ekologisk potential ska uppnås i stället för maximal ekologisk potential. (NV 2003)

Även John Sternbeck vid WSP Environmental anser att det i Sverige hittills har saknats tydliga riktlinjer för hur uppmätta föroreningshalter ska tolkas. Han anser att det finns begränsningar med de gällande bedömningsgrunderna för metaller i sediment i *Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverkets hemsida) då klassificeringen av halter gjorts i förhållande till det nuvarande tillståndet i Sverige. Ämnen som ger storskalig påverkan och finns i förhöjda halter i hela landet ges större acceptans jämfört med ämnen som har mer regional samt mindre påverkan. (Sternbeck 2000^b) EU:s gemensamma miljökvalitetsnormer ska vara framtagna med hjälp av ett stort underlag från effektbaserade studier och Sternbeck hoppas att EQS tas fram även för andra matriser som sediment och biota (Sternbeck, muntlig information).

Kjell Johansson vid Naturvårdsverket och Institutionen för miljöanalys vid SLU anser att det finns vissa brister i EU:s föreslagna EQS. Exempelvis kan kritik ställas mot att mäta Hg-halten i vattenfas fastän det mesta av Hg finns i biota och sediment. Enligt förslaget till

dotterdirektiv får den årliga medelhalten, AA-EQS (annual average), för Hg inte överskrida 0,05 µg/l (EU 2006). I de mest Hg-förorenade sjöarna i Sverige ligger halterna av Hg i vattenfas mellan 0,002 och 0,01 µg/l (Johansson, muntlig information). Dessa halter ligger långt under den föreslagna miljökvalitetsnormen trots att fiskar i dessa sjöar innehåller mycket höga halter metyl-Hg och klassas som oätliga. Dock finns det i dotterdirektivets förslag även med ett gränsvärde för Hg i biota, som i motsats till Hg i vattenfas ligger lågt, 20 µg metyl-Hg /kg vv. Detta gränsvärde ligger t ex under Livsmedelsverkets rekommendation på 500 µg/kg vv och risken finns att gränsvärdet i stället överskrids i fisk från de flesta sjöar. Vid en jämförelse av resultaten från fiskinventeringen i Stockholms län (Länsstyrelsen i Stockholm 2006) framgår att detta gränsvärde överskrids i alla provtagna sjöar med ett enda undantag, Långsjön i Älvsjö (5µg/kg vv). Gränsvärdet uttrycks i metyl-Hg och inventeringens halter i Hg – men andelen metyl-Hg av den totala Hg-halten i fisk är ca 90-100 %. Göran Lithner från ITM vid Stockholms universitet menar att de EU-gemensamma miljökvalitetsnormerna har en effektorienterad framtoning men att bakgrundsmaterialet har en ojämn vetenskaplig kvalitet (Lithner, muntlig information).

9.5. Övrigt

Vid miljöövervakning analyseras halten av Hg i fisk. Halten i fisk är också mest betydelsefull för människan. Fiskarna tros inte påverkas negativt vid de halter som Livsmedelsverket lagt som gränsvärde för att fisken ska vara lämplig som människoföda. Däremot spekuleras det om negativa effekter visar sig hos fiskgjuse, lom och andra fiskätande predatorer. Enligt bakgrundsmaterial till UNEPs Hg-bedömning (GMA 2002) finns det stöd för att fiskätande fåglar kan påverkas negativt vid halter under 1 mg/kg. Kontrollerade födestudier med svartnäbbad islom (*Gavia immer*) har visat att koncentrationen 0,5 mg/kg vv i fåglarnas föda har påverkat reproduktion och beteende. Resultat från fältstudier indikerar på negativa effekter vid koncentrationen 0,2-0,4 mg/kg vv i fisk. (UNEP:s hemsida) I Stockholms län var maxvärdet 0,26 mg/kg vv och medelvärdet 0,077 mg/kg vv hos 10-grams abborre (Länsstyrelsen i Stockholm 2006) varför effekter inte är väntade hos fiskätande predatorer. Större och äldre fiskar har dock i regel högre halter.

I Stockholmsområdet är ytvattnen så eutrofierade att det råder dåliga syrgasförhållanden i sedimenten. Syrebristen kan dölja eventuella gifteffekter som skulle uppenbara sig vid lägre näringshalter och högre syrgashalter. (Johansson, muntlig information) Sundelin och Erikssons forskning med syresättning av sediment visar att förbättrade syreförhållanden inte är en risk för organismen de studerat, vitmärta (Eriksson & Sundelin 2002).

Enligt Johansson är risken större för att metallhalter i mark kommer att öka mer jämfört med metallhalter i sediment. Om tillförseln till sediment är jämn kommer det översta sedimentlagrets halt hålla sig konstant, däremot ökar halten i mark vid alla tillförselhastigheter. Kvicksilver är det största problemet med ökande halt i märlagret enligt Johansson. Hälften av kvicksilvret som deponeras via atmosfärisk transport i Sverige har sitt

ursprung utanför Europa. Nedfallet kan inte räknas minska den närmaste tiden då kolförbrukningen ökar stort i Asien i samband med den industriella utvecklingen i Indien och Kina. Lokalt verkar det också fortfarande finnas okända källor; vissa lokala halter i skärgården överskrider bakgrundshalter och andel som tillförs via atmosfärisk deposition. Kvicksilverhalterna i Stockholm är höga i mark och grundvatten och lokala variationer är stora. Inom Luftkonventionen (LRTAP), som är en FN-konvention, har värden för kritisk belastning avseende atmosfärisk deposition tagits fram för Hg i fisk och mårklager. Gränsvärdet för fisk ligger vid 0,5 mg/kg v.v. Senare undersökningar har dock pekat mot halter nedåt 0,3 mg/kg v.v. Gränsvärdet i mårklagret ligger vid 0,5 mg/kg TS. I tio europeiska länder har undersökningar enligt en beräkningsmodell utförts och stora överskridanden av den kritiska belastningen hittades. För att nå gränsvärdet krävs en nedgång av lufttransporten på ca 80%. Nästa protokoll för tungmetaller inom Luftkonventionen kommer troligtvis 2009 eller 2012. (Johansson, muntlig information)

10. SLUTSATSER

De kraftigt förhöjda halterna av flertalet metaller i sediment i Strömmen och Årstaviken utgör en potentiell risk för ekotoxikologiska effekter på den bentiska faunan. Det samma gäller Råcksta träsk och Trekanten. PNEC-nivåerna från riskbedömningarna avser risken för negativa effekter av endast en metall och här måste risken anses stor för additiva effekter av flertalet metaller men även av andra föroreningar. Framförallt är risken stor om sedimenten av någon anledning kommer att omblandas och metallerna frigörs till vattenfasen. Halterna av Hg stödjer slutsatsen att risken är särskilt hög vid Strömmen, Årstaviken och Trekanten.

Årstavikens bottenfauna är utarmad och risken för negativa effekter i området anses därför vara speciellt stor.

Förbättrade syrgasförhållanden i sedimenten kan komma att synliggöra effekter som orsakas av de höga metallhalterna i sedimenten.

Halterna av metaller i vatten är inte så höga att man kan förvänta sig negativa effekter. Undantag finns dock för Zn i Råcksta träsk och Trekanten.

Risken är liten för att Hg i fisk från Stockholms vatten ska orsaka negativa effekter på fiskätande predatorer, som t ex sjöfåglar.

Risken för negativa effekter på marklevande organismer i synbart opåverkade områden i Stockholm är liten. Risken är störst avseende Zn enligt riskkvantifieringen. I denna studie dras inga närmare slutsatser om vilka områden som kan vara berörda.

För Hg gäller att halterna i mark kommer att fortsätta stiga på grund av långväga lufttransporter och gör att risken bedöms öka för ekotoxikologiska effekter hos mikroorganismer i mark avseende Hg. Tillförseln av Pb och Cd till mark kan väntas minska då användningen är starkt reglerad genom lagstiftning. Däremot kan halten av Cu och Zn i mark väntas öka genom spridning från t ex bilarnas bromsbelägg och byggmaterial.

11. ÅTGÄRDER OCH ANSVAR

Det finns svårigheter med att förutsäga toxiska effekter i miljön genom att använda sig av omgivningshalter då det är många faktorer som påverkar biotillgängligheten av metaller. Halten av metaller i organismer ger ett bättre mått på exponering än omgivningshalt i sediment eller vatten. Det vore därmed intressant att även övervaka metallhalter i organismer. Det bör även utredas om det är möjligt att övervaka halten av metallothionein i någon eller några arter. Visserligen är det lättare att mäta halten av metaller men metallothioneinhalten torde ge en bättre indikation på vilken stress metallerna åsamkar organismer.

Förändringar i kemiska och fysikaliska variabler i miljön är viktiga att följa då dessa snabbt kan ändra metallernas förekomstform och mobilitet och därmed ändra biotillgängligheten. Trots att det finns studier utförda i Stockholm som visar på att ökad syresättning av sediment generellt inte korrelerar med ökad rörlighet och biotillgänglighet av metaller, bör man även ha uppsikt över syrgasförändringar i sedimenten. Man kan inte vara säker på hur biotillgängligheten av metaller påverkas hos andra organismer än vitmärta eller hur metallers mobilitet ändras i helt naturlig miljö.

I komplext förorenade områden som Stockholm är det svårt att identifiera eventuella effekters bakomliggande orsaker. Det krävs därmed att man dels studerar vilka effekter respektive förorening kan ge samt dels om effekterna förekommer i miljön. Ett sätt att detektera konsekvenser av t ex försämrad reproduktion och tillväxt är att utföra inventeringar av fauna och flora.

Det vore därmed av intresse att följa upp Stockholm Vattens undersökning av bottenfaunan i östra Mälaren från 1995 för att se om några förändringar har skett. Stockholm Vatten har hämtat bottenfaunaprover från Årstaviken under hösten och resultat väntas under våren 2007. Liknande inventeringar skulle även kunna utföras på fler platser i Stockholm och då i första hand i områden där föroreningshalterna är kraftigt förhöjda. Dessa inventeringar borde kombineras med studier av metallhalt i sediment, vatten och biota samt av kemiska och fysikaliska variabler. Undersökningarna kunde vara intressanta även för uppföljning av andra ämnen än metaller.

Om användandet av så kallade passiva provtagare med DGT-teknik ska kunna användas i övervakning måste särskilda gränsvärden tas fram eftersom metallhalter uppmätta med denna

teknik inte är jämförbara med vare sig total eller löst halt och är därmed svårtolkade eftersom utvärderingskriterier saknas.

Ansvar för miljöövervakning ligger på olika nivåer, lokalt, regionalt och nationellt. Miljöförvaltningen ska stå för miljöövervakningsåtgärder inom Stockholms stad, men samarbete kan sökas även med Länsstyrelsen och Naturvårdsverket, samt Stockholm Vatten.

De EU-gemensamma miljökvalitetsnormerna (EQS) för vattenfas kommer att föra med sig tydligare riktlinjer för åtgärder om normerna överskrids. Dessa eventuella åtgärder utfärdas av vattenmyndigheterna och blir bindande för t ex kommuner. Det finns även ett behov av att effektbaserade miljökvalitetsnormer tas fram för sediment och biota samt för fler ämnen som t ex koppar och zink. Ansvar vid framtagande av nationella miljökvalitetsnormer ligger hos Naturvårdsverket.

För att minska risken för negativa effekter på djur- och växtliv måste omrörning av förorenade sediment förhindras. Risk för omrörning kan uppstå vid t ex byggnadsarbeten och vattenverksamheter som muddring. Enligt gällande lagstiftning är tillsynsmyndighet och utförare i dessa fall ansvariga för att förhindra spridning av föroreningar från sediment.

Halterna av bly, kadmium och kvicksilver i sedimentens ytskikt kommer troligen att minska på sikt till följd av regleringar. Vad gäller koppar och zink måste man fortsätta arbetet med identifiering och minskning av de användningsområden som leder till stora utsläpp. En hel del inom området görs redan idag i Miljöförvaltningens och Stockholm Vattens regi med arbete i t ex miljöprogram, vattenprogram, dagvattenstrategi, program för ekologiskt byggande och substansflödesanalyser.

Riskbedömningarna för bly och koppar är inte godkända än och gränsvärden som använts för riskkvantifiering i denna rapport bör ses som preliminära. Riskbedömningarna för kadmium och zink är ännu inte publicerade varför även dessa gränsvärden ska ses som preliminära. Det pågående arbetet med riskbedömningarna bör följas då gränsvärdena kan komma att ändras. Kemikalieinspektionen är ansvarig myndighet för riskbedömningar och Miljöförvaltningen kan genom denna myndighet hålla sig underrättad om förändringar i riskbedömningsrapporterna.

12. REFERENSER

Litteratur

AMAP Assessment (2002) Arctic Monitoring and Assessment Programme. Heavy Metals in the Arctic - Chapter 6 - Biological Effects.

<http://amap.no/documents/search.cfm?category=2&submit=Go> 2006-10-06

Bergbäck, B., Johansson, K., Mohlander, U. (2001) Urban Metal Flows – A Case Study of Stockholm. Water, Air and Soil Pollution: Focus 1: 3-24.

Crosby, D.G. (1998) Environmental Toxicology and Chemistry. Oxford University Press, Inc. New York.

EHC 135 (1992) Environmental Health Criteria. Cadmium – environmental aspects.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc135.htm> 2006-11-15

EHC 85 (1989) Environmental Health Criteria. Lead – environmental aspects.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc85.htm> 2006-09-04

EHC 200 (1998) Environmental Health Criteria. Copper.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm> 2006-09-04

EHC 221 (2001) Environmental Health Criteria. Zinc.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm> 2006-10-03

EPA (1997) U.S. Environmental Protection Agency. Mercury Study Report to Congress.

<http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t3/reports/volume6.pdf> 2006-10-06

Eriksson Wiklund, AK., Sundelin, B. (2002) Bioavailability of metals to the amphipod *Monoporeia affinis*: interactions with authigenic sulfides in urban brackish water and freshwater sediments. Environ. Toxicol. Chem. Vol 21, No 6, pp 1219-1228.

EU (2006) Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG. KOM(2006)397 slutlig.

http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/sv/com/2006/com2006_0397sv01.pdf 2006-10-10

Forsberg, J. (2005) Trace Metal Speciation in Fresh and Brackish Waters Using Ultrafiltration, DGT and Transplanted Aquatic Moss. Licentiate Thesis, Luleå Tekniska Universitet, 2005:77.

GMA (2002) Global Mercury Assessment. United Nations Environment Programme – Chemicals.

<http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/Final%20report/final-assessment-report-25nov02.pdf> 2006-11-24

Jonsson, A. (2000) The trace of metals – use, emissions and sediment load of urban heavy metals. Avhandlingsserie: Linköping Studies in Arts and Science, 221. Department of Water and Environmental Studies, Linköping University.

J&W (2001) Undersökning av föroreningar i park- och naturmark i Stockholm. På uppdrag av Stockholms stad, Miljöförvaltningen.

Kemi (1998) Cadmium Exposure in the Swedish environment. Report 1/98. Part I. Cadmium in Sweden – environmental risks.

Kendall, R.J., Anderson, T.A., Baker, R.J., Bens, C.M., Carr, J.A., Chiodo, L.A., Cobb III, G.P., Dickerson, R.L., Dixon, K.R., Frame, L.T., Hooper, M.J., Martin, C.F., McMurry, S.T., Patino, R., Smith, E.E., Theodorakis, C.W. (2001) Ecotoxicology, i Klaassen, C.D. (ed) Casarett & Doull's Toxicology – The Basic Science of Poisons, 6th edition, McGraw-Hill Publishing Co.

Landner, L. & Reuther, R. (2004) Metals in Society and in the Environment. Environmental pollution, volume 8. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Lindström, M. (2000) Predictive Modelling of Heavy Metals in Urban Lakes. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology, 584. Uppsala University.

Lindström, M., Jonsson, A., Brolin, A., Håkansson, L. (2001) Heavy metal sediment load from the city of Stockholm. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1(3-4), 103-118.

Lithner, G., Holm, K., Ekström, C. (2001) Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001.

Länsstyrelsen i Stockholm (2006) Kvicksilver i fisk. Resultat från en inventering i Stockholms län 2004. Rapport 2006:07.
http://www.ab.lst.se/upload/dokument/publikationer/M/Rapportserien/2006/R2006_07_Kvicksilver_i_fisk_webb.pdf 2006-10-06

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A. (2000) Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. Environ. Contam. Toxicol. 39, 20-31.

Mason, A.Z. & Jenkins, K.D. (1995) Metal detoxification in aquatic organisms. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems, ed Tessier, A. & Turner, D.R.

NV (1997). Development of generic guideline values, appendix 3. Rapport 4639.

NV (2003) En basbok om Ramdirektivet för vatten. Rapport 5307.

Rahmberg, M., Junestedt, C., Sternbeck, J. (2004) Har belastningen av metaller, PAH eller PCB i Stockholms vattendrag förändrats under perioden 1997-2002? IVL Rapport B 1582.

Rozman, K.K. & Klaassen, C.D. (2001) Absorption, Distribution, and Excretion of Toxicants, i Klaassen, C.D. (ed) Casarett & Doull's Toxicology – The Basic Science of Poisons, 6th edition, McGraw-Hill Publishing Co.

SGU (in prep) Östra Mälardalen 1 – markgeokemi, 2004-2006.

Stehn, A. & Dromberg, P. (2000) Levande bottnar i Stockholm. Bottenfaunan i östligaste Mälaren hösten 1995. Stockholm Vatten AB.

Sternbeck, J. & Östlund, P. (1999) Nya metaller och metalloider i samhället. IVL Rapport B 1332.

Sternbeck, J. (2000) Uppträdande och effekter av koppar i vatten och mark. IVL Rapport B1349.

Sternbeck, J. (2000^b) Sediment som mått på belastning av metaller, PAH och PCB i Stockholm. IVL rapport A20110.

Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E., Cato, I. (2003) WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the svealand coastal region. IVL Rapport B1538.

Sternbeck, J., Munthe, J., Viktor, T. (2005) Risk assessment of sedimentary mercury at Snäckviken, Södertälje channel. IVL Rapport B 1630.

Sundelin, B. & Eriksson, AK. (2001) Mobility and bioavailability of trace metals in sulfidic coastal sediments. Environ. Toxicol. Chem. Vol 20, No 4, pp 748-756.

TGD (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment, part II.

http://ecb.jrc.it/Documents/TECHNICAL_GUIDANCE_DOCUMENT/EDITION_2/tgdpart2_2ed.pdf

Walker C.H. et al. (2001) Principles of Ecotoxicology. 2nd ed. Taylor & Francis Inc. New York.

Åkerblom, S. (2006) Anthropogenic Heavy Metals in Organic Forest Soils – Distribution, Microbial Risk Assessment and Hg Mobility. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, 2006: 67. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences Department of Environmental Assessment. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Riskbedömningar

Cd-RAR (2003). Final Draft Risk Assessment Report, Cadmium metal/Cadmium oxide: Sections 0 to 3. July 2003. Rapporteur Belgium. <http://ecb.jrc.it/esis/index.php?PGM=ora> 2006-12-06

Cu-RAR (2005). EU Risk Assessment -[Copper, Copper II Sulphate Pentahydrate, Copper(II)oxide, Dicopper Chloride Trihydroxide]. Voluntary Risk Assessment, European Copper Institute. Draft of 15 May 2005. Rapporteur Italy.

Pb-RAR (2006). EU Risk Assessment – Lead Metal and Lead Compounds. Voluntary Risk Assessment, Lead Development Association International. Draft 3 February 2006. Review country The Netherlands.

Zn-RAR (2006). Risk Assessment, Zinc Metal. Part I The Environment. Final Draft of May 2006. Rapporteur The Netherlands.

Internetkällor

Analytica AB:s hemsida.

http://www.analytica.se/hem2005/sv/miljo/passiv_metal.asp 2006-10-10

ChemIDplus databas.

^a <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp> Sökord **CADMIUM** 2006-11-13

^b <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp> Sökord **ZINC** 2006-11-13

^c <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp> Sökord **LEAD** 2006-11-13

^d <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp> Sökord **COPPER** 2006-11-13

^e <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp> Sökord **MERCURY** 2006-11-13

Europeiska kommissionens hemsida.

http://ec.europa.eu/environment/chemicals/exist_subst/index.htm 2006-12-20

Institutionens för miljöanalys hemsida.

[http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Station?ID=Intro&S=1447](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Station?ID=Intro&S=1447) 2006-12-20

Kemikalieinspektionens hemsida^a.

<http://www.kemi.se/templates/Page.aspx?id=3983> 2006-12-20

Kemikalieinspektionens hemsida^b.

http://www.kemi.se/templates/Page_3064.aspx 2007-01-30

Livsmedelsverkets hemsida.

http://www.slv.se/upload/dokument/Lagstiftning/2005-2006/f%C3%B6rordning%2078_2005.pdf 2006-12-07

Länsstyrelsens i Stockholm hemsida. http://www.ab.lst.se/templates/News_9247.asp
2006-09-18

Naturvårdsverkets hemsida. <http://www.naturvardsverket.se> Sökord **bedömningsgrunder för miljökvalitet**. 2006-10-24

UNEP:s hemsida. <http://www.chem.unep.ch/MERCURY/2001-gov-sub/sub42govatt1.pdf#search=%22sub42govatt1%20canadian%20submission%22>
2006-10-09

Muntlig information

Andersson, Göran. Miljö- och planeringsavdelningen vid Länsstyrelsen i Stockholms län.

Andersson, Madelen. SGU. Projektledare för *Östra Mälardalen 1 – markgeokemi 2004-2006*.

Gönczi, Mikaela. Miljöeffektenheten vid Naturvårdsverket.

Johansson, Kjell. Naturvårdsverket och Institutionen för miljöanalys, SLU Ultuna.

Lithner, Göran. Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet.

Parkman, Helena. Avdelningen för Riskbedömning vid Kemikalieinspektionen.

Sundelin, Britta. Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet.

Stehn, Anders. Avdelningen för Kontroll och Vattenvård vid Stockholm Vatten AB.

Sternbeck, John. WSP Environmental, Stockholm.