

Modell för platsspecifika riktvärden och underlag för spridningsberäkningar

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INLEDNING | 2 |
| 2 | HÄLSORISKBASERADE RIKTVÄRDEN | 2 |
| 2.1 | EXPONERINGSANTAGANDEN | 3 |
| 2.1.1 | <i>Direkt intag av jord</i> | 3 |
| 2.1.2 | <i>Hudkontakt</i> | 3 |
| 2.1.3 | <i>Inandning av damm</i> | 4 |
| 2.1.4 | <i>Inandning av ångor</i> | 5 |
| 2.1.5 | <i>Intag av dricksvatten</i> | 5 |
| 2.1.6 | <i>Intag av växter</i> | 5 |
| 2.1.7 | <i>Intag av fisk</i> | 5 |
| 2.1.8 | <i>Naturliga bakgrundshalter av arsenik i mark</i> | 5 |
| 2.2 | INTEGRERING AV HÄLSORISKBASERADE RIKTVÄRDEN..... | 6 |
| 3 | MILJÖEFFEKTER INOM OMRÅDET | 6 |
| 4 | SPRIDNING TILL YTVATTEN | 7 |
| 4.1 | BERÄKNING AV GRUNDVATTENBILDNING | 8 |
| 4.2 | BERÄKNING AV VATTENUTBYTE MED SALTSJÖN | 9 |
| 4.3 | TOTAL VATTENMÄNGD SOM PASSERAR GENOM FÖRORENADE MASSOR..... | 10 |
| 4.4 | UTLAKNING AV FÖRORENINGAR | 11 |
| 4.4.1 | <i>Utvärdering av Kd-värden från lakförsök</i> | 11 |
| 4.4.2 | <i>Miljöeffekter i ytvatten</i> | 15 |
| 4.4.3 | <i>Utspädning ytvatten</i> | 16 |
| 5 | REFERENSER | 17 |

1 Inledning

Modellen som använts för att ta fram platsspecifika riktvärden baseras på Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1997a och 1997b) samt den modell som Naturvårdsverket och SPI utarbetat för branschspecifika riktvärden för bensinstationer (NV och SPI, 1998). En rad förutsättningar och förhållanden för Beckholmen avviker från de som antagits vid beräkning av de generella och branschspecifika riktvärdena. Därför har modellerna anpassats vad gäller t ex exponering samt föroreningarnas mobilitet och spridning. Nedan ges en detaljerad beskrivning av hur de platsspecifika riktvärdena för Beckholmen har tagits fram. Två typer av markanvändning har beaktats: mark som används för de befintliga bostäderna samt mark som används för varvsverksamhet.

I avsnitt 2 beskrivs antagandena för de olika exponeringsvägarna för beräkning av hälsorisker. I avsnitt 3 beskrivs antagandena för uppskattning av miljörisker på plats. Avsnitt 4 redovisar underlaget för beräkning av spridning av föroreningar till Saltsjön.

Eftersom haltbaserade riktvärden är inte alltid den bästa metoden att uppskatta risker med spridning av föroreningar eftersom utsläppet inte beror enbart på halter utan även på hur stora spridningsriskerna är inom olika delar av området. Därför har en mer detaljerad uppskattning av spridning gjorts, vilken redovisas i huvudtexten i Delrapport rörande riskbedömning. Som komplement görs också en uppskattning av den årliga belastningen från Beckholmen. Denna belastning jämförs med belastningen från andra källor i omgivningen. Det underlag som redovisas i avsnitt 4 används dels för att uppskatta platsspecifika riktvärden för skydd mot spridning samt för de särskilda beräkningar som gjorts av utläckaget från Beckholmen.

2 Hälsoriskbaserade riktvärden

Beräkning av hälsorisker från förorenade områden baserar sig på en uppskattning av den exponering av en förorening en människa som vistas på området utsätts för. I beräkningarna ingår att uppskatta:

- hur föroreningar fördelar sig mellan partiklar, vatten och luft i jorden
- hur föroreningar sprids via luft, vatten och växter så att de kan nå människor
- på vilka sätt och i vilken omfattning människor exponeras
- vilka toxikologiska risker exponeringen leder till
- vilken exponering från andra källor som människor utsätts för

Ett hälsoriskbaserat riktvärde tas fram genom att beräkna den föroreningshalt i jorden som ger en föroreningsexponering som motsvarar det viktbaserade toxikologiska referensvärdet för föroreningen (mg förorening per kg kroppsvikt och dag). Denna halt beräknas för varje enskild exponeringsväg och dessa sammanvägs sedan till ett hälsoriskbaserat riktvärde.

En indelning av platsspecifika riktvärden för föroreningar har skett i djupled (0-1 m, 1-2 m och >2 m). Detta påverkar vissa exponeringsvägar, främst direkt intag av jord, hudkontakt, inandning av damm och inandning av ångor. Generellt har exponeringstiden minskats med ökande djup, men i antagandena ingår att direkt intag och hudkontakt med förorenad jord som ligger djupare kan ske exempelvis vid grävning och schaktning.

2.1 Exponeringsantaganden

2.1.1 Direkt intag av jord

Barn och vuxna som vistas på förorenade markområden kan få i sig förorenad jord via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, att jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering sker både inomhus och utomhus. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos små barn på grund av deras "hand till mun" beteende. Intaget av jord varierar mellan olika årstider, med något högre exponeringstid under sommarmånaderna. I modellen beräknas exponeringen via intag av jord utgående från:

- det genomsnittliga dagliga intaget
- exponeringstidens längd.

Flera olika uppskattningar har gjorts av det genomsnittliga intaget av jord. De mest tillförlitliga bedöms vara de undersökningar där utsöndring av vissa spårämnen undersökts (bl a Calabrese, se Naturvårdsverket, 1997b). Det genomsnittliga dagliga intaget av jord hos barn uppskattas över en längre tidsperiod, med hänsyn till "normala" variationer i exponeringstider, till 150 mg. Hos vuxna är det genomsnittliga dagliga intaget något lägre, 50 mg.

För varvsområdet antas vuxna exponeras för jord med djup mindre än 1 m under 80 dagar per år (snitt 6 h/d under arbetstiden). För barn, som då och då kan tänkas utnyttja området för lek, antas en exponeringstid för ytlig jord på 30 dagar per år. För MKM gäller ca 80 dagar/år för både vuxna och barn. För mark för bostäder har exponeringstiden för jord på djupet 0 – 1 meter satts till värdet motsvarande Känslig Markanvändning (KM).

Jord som ligger djupare kan bli tillgänglig i samband med grävarbeten. Detta kan leda till en exponering vid grävningstillfället, men även till att en omblandning sker av jorden. I detta fall är exponeringstiden väsentligt mindre då denna typ av verksamhet endast kommer att beröra mindre delar av området. För området med varvsverksamhet antas exponeringstiden för jord på ett djup 1-2 m för vuxna vara 6 dagar per år och för barn 3 dagar. För områden för bostäder antas exponeringstiden för jord i skiktet 1- 2 vara 30 dagar per år för både barn och vuxna.

För jord på djup större än 2 m antas exponering på 1 dag per år för barn och vuxna oberoende av markanvändning.

2.1.2 Hudkontakt

Exponering genom hudkontakt förekommer när förorenad jord fastnar på huden och föroreningar tas upp i blodet genom huden. Exponeringen beror på:

- den exponerade hudytan
- mängden jord som fastnar på hudytan
- upptaget av föroreningar genom huden
- exponeringstidens längd.

Bilaga 1

Denna exponeringsväg är främst av betydelse för organiska föroreningar. Den har normalt liten betydelse för de flesta metaller p g a litet upptag genom huden. Visst upptag genom huden kan dock ske av arsenik, kadmium och kvicksilver. Data gällande exponerad hudyta, mängd jord och upptag genom huden har tagits från Naturvårdsverkets generella modell. Upptaget av föroreningar genom huden är ämnesspecifika, absorptionsfaktorer från MDEP (se Naturvårdsverket, 1997b) har använts.

Exponeringstiden för hudkontakt är något kortare jämfört med intag av jord eftersom exponering av stora hudytor (ansikte, ben, händer och armar) sker under den varmare delen av året. Exponeringstiden har anpassats till platsspecifika förhållanden vid de aktuella typerna av markanvändning och satts till 40 dagar per år (vuxna) respektive 15 dagar (barn) per år varvsområdet (ytlig jord). För området med bostäder är exponeringstiden 80 dagar per år för både vuxna och barn. För jord med djup 1-2 m och >2 m antas samma exponeringstid som för intag av jord. Detta eftersom grävning som kan leda till hudkontakt främst sker under den varmare delen av året.

2.1.3 Inandning av damm

Riktvärdet för inandning av damm beräknas i första hand genom att jämföra beräknade halter av föroreningar i luftburet damm med en referenskoncentration (RfC) för de ämnen där en sådan koncentration finns angiven. För ämnen som saknar referenskoncentration i luft beräknas den mängd som andas in med hjälp av andningshastighet och retention i lungan och intaget jämförs med ett toxikologiskt baserat referensvärde (TDI-värdet).

Inandning av förorenat damm är en betydelsefull exponeringsväg för föroreningar som PAH och vissa metaller t ex arsenik och kadmium. I beräkningarna antas att halten damm i luften är 0,055 mg/m³ och att 75% av det luftburna dammet härrör från det förorenade området. Denna siffra har använts både för utomhus- och inomhusvistelse. Detta ger en högre andel av luftburen förorening utomhus än vad som antas i den generella modellen, vilket motiveras av att det berörda området har relativt stor yta varigenom andelen förorenad jord i det luftburna dammet kan vara större.

För bostadsområdet antas en exponeringstid på 365 dagar per år för skiktet 0 – 1 meter och för de djupare marklagren (1 – 2 m och >2 m) samma exponeringstider som för intag av jord 30 dagar/år respektive 1 dag/år.

Exponeringstiden för vuxna på varvsområdet är satt till 80 dagar per år (jfr MKM) för den ytliga jorden. I övrigt antas samma exponering för inandning av damm som för intag av jord och hudkontakt (30 dagar per år för barn på varvsområdet och 60 dagar per år för vuxna och barn vid användning av området för boende). För jord på djup >1 m antas samma exponeringstid som för intag av jord.

De riktvärden som beräknas för varvsområdet bedöms även ge skydd mot hälsoeffekter vid spridning av damm till det område där bostäder finns. Huvuddelen av det damm som genereras på varvsområdet kommer inte att spridas vidare mot bostadsområdet. De beräknade riktvärdena för varvsområdet skyddar mot spridning till bostadsområdet om halten förorenat damm i luft vid bostadsområdet understiger ca 0,005 mg/m³.

2.1.4 Inandning av ångor

Flyktiga och halvflyktiga föreningar kan transporteras upp genom marken till luften (utomhus) eller tränga in i byggnader där de kan förorena inomhusluften. I detaljplaneförslaget kommer byggnader att finnas både inom marken för varvsverksamhet och för boende. Den begränsade transporten av ångor genom marken och in i byggnader tillsammans med utspädningen i byggnaden gör att inomhuskoncentrationen kommer att vara betydligt lägre än koncentrationen i porluften. Beräkning av de platsspecifika riktvärdena utgår från de utspädningsfaktorer som beräknats för normaltäta jordar i modellen för bensinstationer (NV och SPI, 1998), dock har utspädningen för förorening mer än 2 meter under markytan antagits vara något mindre än i modellen för bensinstationer på grund av risken att föroreningar även transporteras i vattenfas. Utspädningsfaktorerna för samtliga områden uppskattas på detta sätt till 1/5 000 för djupet 0 - 1 m och 1/20 000 för djupet 1 - 2 m. På djupet >2 m har utspädningsfaktorn satts till 1/30 000.

Exponeringstiden för inandning av ångor antas vara den samma för samtliga jorddjup och har satts till 365 dagar per år för området med bostäder. För varvsområdet antas exponeringstiden vara 80 dagar per år för vuxna och 30 dagar per år för barn. Ingen minskning av exponeringstiden görs för djupare jordlager. Exponering via inandning av ångor är en viktig exponeringsväg för flyktiga ämnen, t ex vissa alifater, lätta aromater (bla bensen) och kvicksilver.

2.1.5 Intag av dricksvatten

Inget uttag av grundvatten för dricksvattenkonsumtion sker i dagsläget på Beckholmen. Inget grundvattenuttag kan heller förutses eftersom grundvattnet påverkas av Saltsjön och innehåller höga halter klorid och andra salter.

2.1.6 Intag av växter

I det område som används för bostadsändamål förutses att odling av köksväxter, bärbuskar, mm kan förekomma. Framtagna riktvärden för området med bostäder tar hänsyn till exponering via intag av ca 5 kg hemodlade växter per år. Detta är ca 15 – 30% av det intag som används för Känslig Markanvändning. Det lägre intaget motiveras av att den tillgängliga marken för odling är begränsad. Enligt detaljplaneförslaget kommer endast begränsade delar av marken kring de byggnader som används som bostäder vara ”tomtmark” och resterade delar kommer att utgöras av parkmark.

2.1.7 Intag av fisk

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden tas hänsyn till hälsoeffekter vid intag av fisk från Saltsjön. Det kan dock noteras att de halter som kan förekomma i fisk vid Beckholmen beror på påverkan från andra föroreningskällor kring Saltsjön samt sedimenten i Saltsjön.

2.1.8 Naturliga bakgrundshalter av arsenik i mark

Exponeringsmodellen är uppbyggd så att det beräknade riktvärdet ej skall kunna bli lägre än bakgrundshalterna för olika ämnen i området. För de fall då ett platsspecifikt riktvärde är lägre än bakgrundshalten höjs riktvärdet till en halt motsvarande bakgrundshalten. För Naturvårdsverkets generella riktvärden leder detta till att riktvärdet för arsenik vid känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) baseras på 90-percentilen av naturliga bakgrundshalter för arsenik i Sverige. Det hälsoriskbaserade riktvärdet (0,08 mg/kg TS, känslig markanvändning) ligger långt under naturliga bakgrundshalter.

Bilaga 1

Uppskattningar av bakgrundshalten av arsenik har gjorts utgående från data rapporterade i Naturvårdsverkets rapport 4640, Bakgrundshalter i mark (Naturvårdsverket, 1997c). I rapporten redovisas i tabellform percentilindelning av ytliga och djupa prover från sedimentjordarter respektive moräner för samtliga tätorter. Proverna redovisas separat för de prover som analyserats med XRF respektive ICP. I figurer redovisas även resultat för enskilda tätorter. Jämförelsen visar att halterna arsenik i tätort inte nämnvärt avviker från de som uppmätts i den markgeokemiska karteringen av moränprover från landsbygd. Halterna i Stockholm ligger också i ungefärlig nivå med genomsnittshalterna i de övriga studerade 18 tätorterna. Utifrån detta har en bakgrundshalt av arsenik på 15 mg/kg TS använts i beräkningarna. Denna halt motsvarar medianvärdet av samtliga prov som analyserats på Beckholmen och motsvarar ungefär 90-percentilen av alla prover med en halt under 20 mg/kg.

2.2 Integrering av hälsoriskbaserade riktvärden

Ett totalt hälsoriskbaserat riktvärde tas fram med hänsyn till samtliga exponeringsvägar för mänskliga. För metallerna bly, kadmium, kvicksilver och nickel beaktas att exponering även sker från andra källor än det förorenade markområdet. Storleken på denna exponering har tagits från modellen för de generella riktvärdena (Naturvårdsverket, 1997b) och motsvarar för bly 33% av det tolerabla dagliga intaget. Siffrorna för kadmium, kvicksilver och nickel är 25%, 70% respektive 50%. Både bly och kvicksilver är av betydelse för föroreningssituationen på Beckholmen.

3 Miljöeffekter inom området

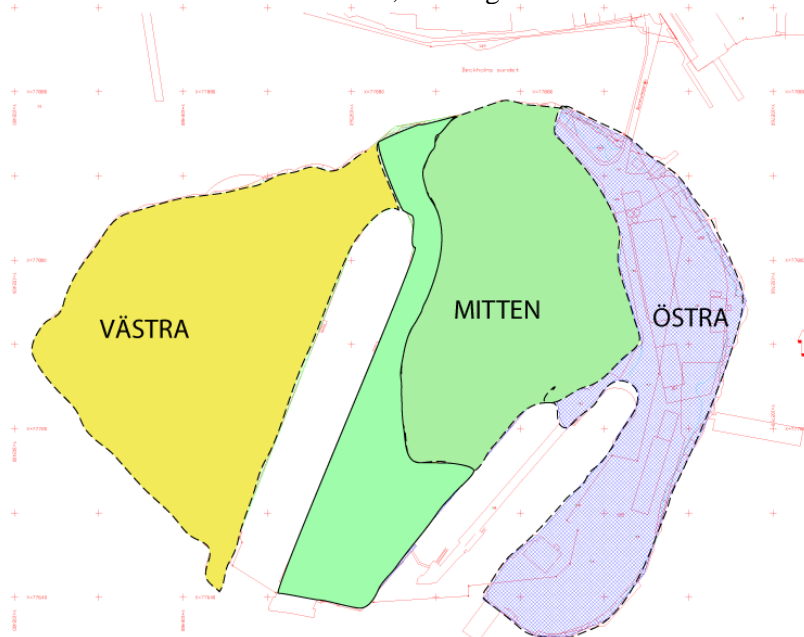
Det finns inga platsspecifika data tillgängliga vad gäller miljöeffekter i den förorenade marken på Beckholmen. Därför har de värden som tillämpas i modellen för de generella riktvärdena använts. I Naturvårdsverkets generella modell utgår de miljöriskbaserade riktvärdena från nederländska ekotoxikologiska riktvärden som är baserade på en omfattande sammanställning och analys av toxikologisk information. De nederländska ekotoxikologiskt baserade C-värdena motsvarar en föroreningshalt över vilken en allvarlig störning av markens funktioner kan befaras. Värdena motsvarar en skyddsnivå för 50% av arterna med en konfidensnivå på 95%. Denna skyddsnivå bedöms vara otillräcklig vid känslig markanvändning (KM), därför ligger riktvärden för KM i den generella modellen på hälften av nederländska ekotoxikologiskt baserade C-värdet. För Mindre Känslig Markanvändning (MKM) är den nivå på markfunktioner som krävs mindre än den för KM, varför det nederländska värdet accepteras i den generella modellen för MKM.

För varvsområdet har miljöskyddet utgått från riktvärdena för MKM. Kravet på skydd av markmiljön har dock sänkts för djupare jordlager. Ett halverat skydd (2 gånger det miljöriskbaserade riktvärdet för MKM) antas mellan 1 och 2 meter och under två meter sänks skyddet ytterligare (4 gånger det miljöriskbaserade riktvärdet för MKM). Motivet till att minska kraven för skydd av markmiljön för djupare liggande jord är att jorden där till stor del består av grövre fyllning med sprängsten. Därför bedöms skyddskravet för markmiljön vara lågt samtidigt som risken för att omblandning av förorenade massor skall ske vid grävarbeten är liten.

För området med bostäder antas samma skydd som för KM ner till 1 meter. Eftersom markdjupet inom den centrala kullen understiger 1 meter kommer detta värde att gälla hela det område som är aktuellt för boende. I vissa randområden finns ett större jorddjup och där används ett värde som beskriver ett skydd i enlighet med MKM på djup större än 1 meter.

4 Spridning till ytvatten

Vatten som kan komma i kontakt med de förorenade massorna är antingen vatten som infiltrerar på området, grundvatten som kommer från infiltrationsområden uppströms eller vatten som trycks ut och in i området på grund av vattenståndsvariationer i Saltsjön. För uppskattningen av vattenflödena har Beckholmen delats in i tre delområden: ”västra”, ”mitten” och ”östra”, se figur 4.1. Delområde ”mitten” består av två delar, den högre centrala delen och delen kring dockorna.



Figur 4.1 *Delområden vid Beckholmen som använts vid uppskattning av vattenflöden genom förorenade massor och transport av föroreningar.*

4.1 Beräkning av grundvattenbildning

Storleken på ön exklusive dockor har uppskattats till ca 50 000 m². Den genomsnittliga årsnederbörden i Stockholm är ca 600 mm, vilket totalt ger ca 30 000 m³/år. En del av nederbörden avdunstar medan återstoden (nettonederbörden) rinner av som ytavrinning eller infiltrerar och bildar grundvatten. Förhållandet mellan avrinning och infiltration beror av markytans genomsläpplighet och lutning samt vilket system som finns för uppsamling av dagvatten.

I den centrala delen av ön finns berg med liten jordtäckning och därmed stor ytavrinning. Övriga delar av mellersta delen av ön samt östra delen består delvis av hårdgjorda ytor eller av byggnader och tak med takavrinning som leds bort via ledning. Baserat på uppskattade ytor och avrinningskoefficienter enligt VAV28 har avrinningen från olika delarna av området beräknats, se tabell 4.1.

Tabell 4.1. Total yta och andel hårdgjorda ytor för de olika delområdena på Beckholmen.

| Område | Yta m ² | Andel hårdgjort |
|-------------------|-----------------------|-----------------|
| Västra | 15 000 | 0% |
| Mitten | 8000 | 80% |
| Mitten grönområde | 12 000 | 0% |
| Östra | 12 000 | 40% |
| Summa | 47 000 | |

Avrinningen från de högre delarna av den centrala ön rinner mot övriga delar av det mittersta området och det östra området. Detta medför ett tillskott av vatten till ytorna inom de andra områdena och som där kan utgöra ytavrinning, infiltrera eller avdunsta.

En uppskattning av avdunstning, avrinning och infiltration har gjorts med följande antaganden:

- Avrinningen från de olika delområdena beräknas utifrån årsmedelnederbörden och avrinningskoefficienter enligt VAV28.
- Avrinningen från mittendelens grönområde rinner mot övriga områden varav ca 50% berör hårdgjorda ytor och 50% ej hårdgjorda ytor. Avrinningen av tillskottet på respektive yta uppskattas med hjälp av avrinningskoefficienter.

Resterande årsmedelnederbörd som inte avrinner fördelar sig enligt följande:

- Avdunstningen uppgår till maximalt 400 mm/år, vilket motsvarar årsavdunstningen i Stockholm. Om tillgänglig mängd vatten är mindre än detta värde minskar avdunstningen.
- Infiltrationen har antagits vara minst 40 mm/år på alla typer av ytor.

Bilaga 1

Baserat på dessa antaganden har en beräkning gjorts av vattenflödet inom området. Resultatet av beräkningen presenteras i tabell 4.2.

Tabell 4.2. Beräkning av avrinning, avdunstning och infiltration i olika delområden på Beckholmen.

| Område | Nederbörd m3/år | Ytavrinning | | Avdunstning | | Infiltration (netto) | |
|---------------------|--------------------|-------------|-------|-------------|--------|----------------------|-------|
| | | mm/år | m3/år | mm/år | m3/år | mm/år | m3/år |
| Västra | 9 000 | 120 | 1 800 | 400 | 6 000 | 80 | 1 200 |
| Mitten hårdgjort | 3 840 | 480 | 3 072 | 80 | 512 | 40 | 256 |
| Mitten ej hårdgjort | 960 | 210 | 336 | 400 | 640 | 440 | 704 |
| Mitten grönområde | 7 200 | 120 | 1 440 | 400 | 4 800 | 80 | 960 |
| Östra hårdgjort | 2 880 | 480 | 2 304 | 80 | 384 | 40 | 192 |
| Östra ej hårdgjort | 4 320 | 140 | 1 008 | 400 | 2 880 | 160 | 1 152 |
| Summa | 28 200 | | 8 520 | | 15 216 | | 4 464 |
| Medel för området | | 181 | | 324 | | 95 | |

Den totala grundvattenbildningen i det undersökta området uppskattas vara ca 4 500 m³/år.

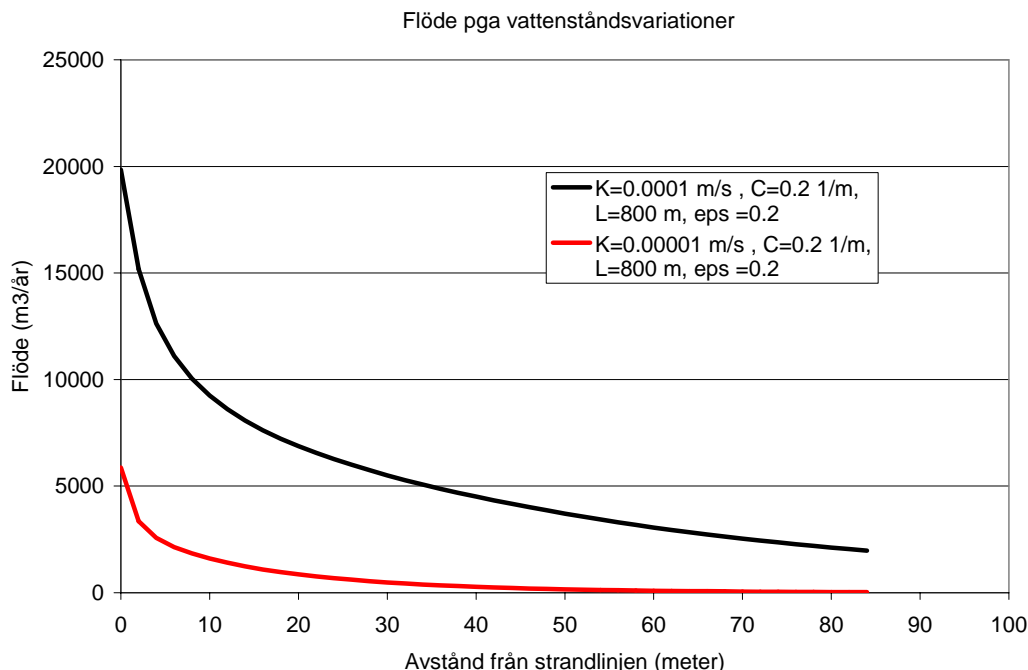
4.2 Beräkning av vattenutbyte med Saltsjön

Mängden vatten som kan tränga in på grund av vattenståndsvariationer beror av amplitud och frekvens på vattennivåvariationerna och markens genomsläpplighet (hydrauliska konduktivitet). Dygnsvariationer påverkar endast vattnet några meter in från strandlinjen, medan variationer på månadsbasis kan påverka vattennivån några tiotal meter från strandlinjen. Ju mer genomsläpplig marken är desto längre in från strandlinjen sker en påverkan.

Vattenutbytet, dvs vilka vattenvolymer som transporteras ut och in från Saltsjön har beräknats med en modell som beskriver hur variationer i vattenståndet sprider sig in i ett strandnära område. En årscykel av variationen i vattenståndet i Saltsjön har simulerats genom att anta dygnsvariationer med en amplitud på 0,05 meter, veckovariationer med en amplitud på 0,1 meter och tvåmånadersvariationer med en amplitud på 0,2 meter samt 8-månadersvariationer med en amplitud på 0,4 m. Detta ger en nivåvariation som ungefärligen motsvarar den som uppmätts i Saltsjön.

Beräkningarna är utförda för två fall med olika hydraulisk konduktivitet i området, 10⁻⁴ respektive 10⁻⁵ m/s. Detta motsvarar de värden som kan förväntas i en grövre fyllning.

Resultatet visar att vattenutbytet är störst i strandnära områden för att sedan avta med avståndet från strandlinjen. Detta beror på att de kortvariga vattenståndsvariationerna dämpas kraftigt och endast de långvariga variationerna tränger in i området.



Figur 4.2 Beräknat vattenutbyte som funktion av avstånd från strandlinjen.

Beräkningarna har gjorts baserat på en strandlinje på 800 meter. Detta motsvarar strandlinjen förutom dockorna. Beräkningarna visar att med en hög hydraulisk konduktivitet i massorna ($K=10^{-4}$ m/s) varierar vattenflödet från ca 20 000 m³/år närmast strandlinjen till ca 4000 m³/år 50 meter från stranden. Om en lägre hydraulisk konduktivitet antas är motsvarande siffror 6000 respektive 160 m³/år. För spridningsberäkningarna har ett medelvärde på flödet inom ett avstånd av 20 meter från strandlinjen använts. Detta medelvärde har beräknats till ca 2000 – 10 000 m³/år, beroende på den hydrauliska konduktiviteten i massorna.

Spridning av föroreningar från mark kan leda till förhöjda halter i grundvatten, sjöar, åar och kustområden. För Beckholmen kan spridning ske till Saltsjön. Vid bestämning av riktvärden för mark beaktas detta genom att uppskatta den halt i jord som p g a utlakning och spridning inte ger upphov till oacceptabelt höga halter i ytvatten. För beräkningarna har den plats specifika modellen ändrats med avseende på förhållanden för utlakning, spridning och utspädning.

4.3 Total vattenmängd som passerar genom förorenade massor

Den totala vattenmängden som har varit i kontakt med de förorenade massorna bedöms vara ca 7 000 – 15 000 m³/år. Vattenmängden bedöms variera kraftigt mellan olika år på grund av nederbördsförhållanden och nivåvariationer i Saltsjön.

4.4 Utlakning av föroreningar

Vid uppskattning av utlakning görs ofta bedömningen att föroreningshalten i lakvattnet är proportionell mot totalhalten av förorening i det lakade provet. Detta görs till exempel i modellen för Naturvårdsverkets riktvärden. Kvoten mellan halt i fastfas och vätskefas brukar betecknas Kd. Kd-värden kan bestämmas experimentellt och är beroende av den kemiska miljön, lakvätskans sammansättning, redox, pH, mm. Ett lågt Kd-värde indikerar en hög lakbarhet. Ett alternativt sätt att bedöma lakbarheten är att relatera grundvattenhalter till halter i jorden.

4.4.1 Utvärdering av Kd-värden från lakförsök

Lakförsök har utförts på två prov av fyllnadsmaterial från Beckholmen vid två förhållanden mellan lakvätska och jord (LS=2 och LS=10) samt med avjoniserat respektive saltvatten. Lakförsöken visar på en låg lakbarhet. De beräknade Kd-värdena är väsentligt högre än de som används för den generella riktvärdesmodellen, se tabell 4.3. Ett undantag är bly där det lägsta uppmätta värdet ligger i nivå med det som använts för att beräkna de generella riktvärdena. Lakbarheten av föroreningar från marken på Beckholmen har även utvärderats genom att jämföra uppmätta halter i grundvattnet med uppmätta halter i jorden ("in-situ" Kd-värden). Kd-värden har tagits fram för både ofiltrerade grundvattenhalter och filtrerade (medelhalter). Även dessa resultat indikerar en låg lakbarhet av olika föroreningar utom för bly (tabell 4.3). De lägsta Kd-värdena är dock framtagna från ofiltrerade grundvattenhalter och är inte direkt jämförbara med övriga Kd-värden. Utöver bly indikerar uppmätta grundvattenhalter inom Beckholmen att även cancerogena PAH-föreningar och bensen har en hög lakbarhet.

För den platsspecifika riktvärdesmodellen har Kd-värden valts från den nedre delen av intervallet för att inte underskatta lakbarheten. Valda värden redovisas i tabell 4.3.

Tabell 4.3. Kd-värden beräknade från lakförsök (l/kg). Jämförelse med data i Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden (Naturvårdsverket, 1997a&b), RVF (2002) och "in-situ" Kd-värden. Värden i fetstil är lägre än de som används för de generella riktvärdena.

| | Kd platsspecifika laktester | | | "In-situ" Kd (jord-grundvatten) | | Kd tidigare undersökningar | | Kd till modell |
|-------------|-----------------------------|---------|--------|---------------------------------|------------|----------------------------|-----------|----------------|
| | min | max | medel | filtrerat | ofiltrerat | NV generella modellen | RVF, 2002 | |
| | l/kg | l/kg | l/kg | l/kg | l/kg | l/kg | l/kg | l/kg |
| Arsenik | 1 200 | 10 300 | 5 200 | 8 300 | 1 862 | 30 | 100 | 1 000 |
| Kadmium | 800 | 15 000 | 5 700 | 600 000 | 140 000 | 30 | 100 | 800 |
| Krom(tot) | 4 750 | 25 600 | 12 900 | 56 000 | 19 500 | 2000 | 2000 | 5 000 |
| Koppar | 1 150 | 48 700 | 21 800 | 28 500 | 2 500 | 500 | 500 | 1 000 |
| Kvicksilver | 19 700 | 113 000 | 52 400 | 345 000 | 7 500 | 200 | 500 | 1 000 |
| Nickel | 2 400 | 242 500 | 74 200 | 15 000 | 7 400 | 100 | 200 | 2 000 |
| Bly | 900 | 209 300 | 69 500 | 60 000 | 85 | 1000 | 1000 | 1 000 |
| Zink | 1 000 | 70 700 | 25 800 | 1 900 | 374 | 100 | 200 | 1 000 |

Sammantaget indikerar resultaten från utförda analyser av grundvatten och laktester att spridningen från Beckholmen av koppar, bly och kvicksilver till stor del sker i partikulärt bunden form.

4.4.1.1 Kd-värden för organiska föreningar

För organiska ämnen beräknas Kd-värdet från ämnets förmåga att fastläggas på organiskt material (*K_{oc}*) och halten organiskt kol i marken.

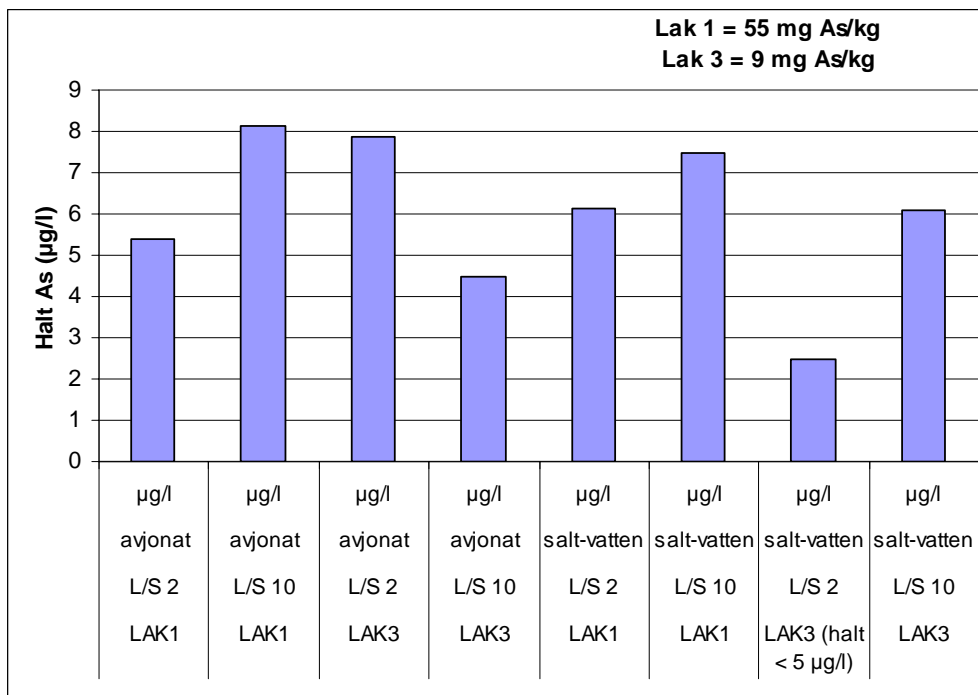
För PAH-grupperna har Kd-värden beräknats utifrån ett medelvärde av ingående föreningars *K_{oc}*-värde. Detta har beräknats till 750 000 l/kg för cancerogena PAH och 5000 l/kg för övriga PAH. Halten organiskt kol i marken har satts till 2%. Analyser av jorden visar på TOC-halter mellan 0,9% och 13% med ett medelvärde på 5,4%. Detta motsvarar en halt av organiskt kol i jorden på ca 2-3 %.

4.4.1.2 Övriga slutsatser från utförda laktester

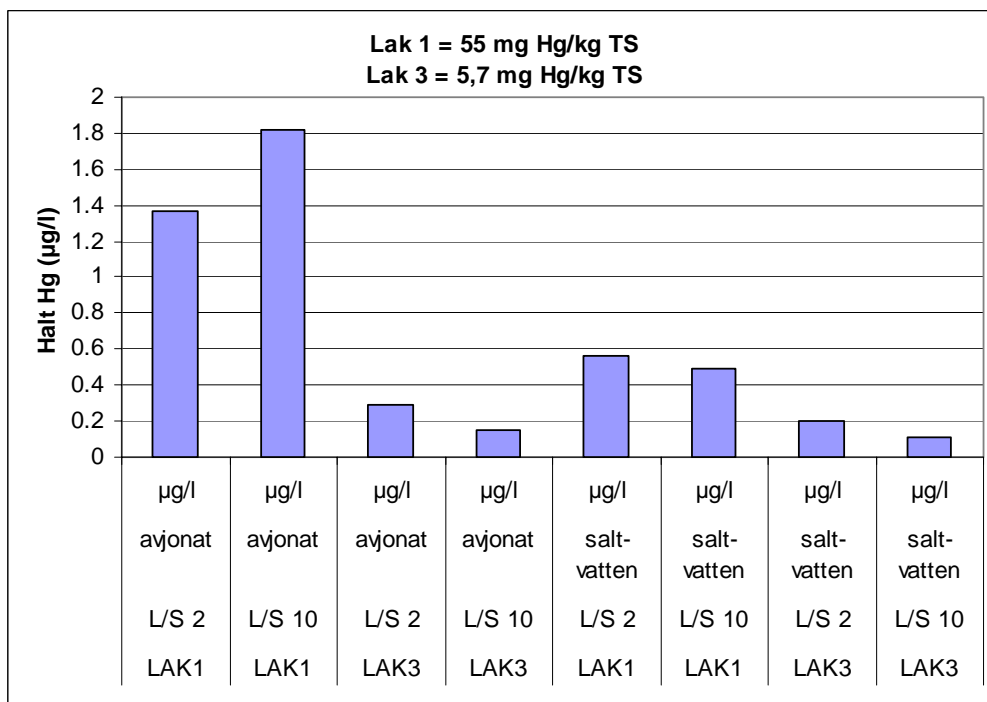
Laktesterna utfördes både med avjoniserat vatten och med havsvatten. Resultaten vid dessa olika kemiska förhållanden och vid olika föroreningshalter i jordprovet indikerar att:

- Det endast är små skillnader mellan utlakningen av föroreningar i de två proven. Ingen tydlig trend kan ses mellan halt i lakvätska och halt i fast prov, bland annat gäller detta för arsenik, se figur 4.3. För kvicksilver är dock halterna i eluaten högre i det högförorenade provet, se figur 4.4. För bly gäller det omvända och utlakningen är högre i det lågförorenade provet.
- Ingen tydlig trend kan ses mellan utlakning från test med avjonat vatten respektive saltvatten utom möjligtvis för kvicksilver och bly där utlakningen är högre i prov med saltvatten, se figur 4.5. Det kan noteras att inga säkra slutsatser kan göras eftersom endast två tester har gjorts med olika lakvätskor.
- En jämförelse av lakbara mängder av olika föroreningar från de två jordproven har gjorts med Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering av avfall, mm (Naturvårdsverket, 2004). Jämförelsen visar att kvicksilver och bly överskrider gränsvärden för deponering på deponi för inert avfall men att gränsvärden för deponier för icke farligt avfall ej överskrids. Totalhalterna i dessa prov är 55 mg Hg/kg TS och 704 mg Pb/kg TS. Utlakade mängder av bly från det högförorenade provet (2 470 mg Pb/kg TS) överskrider inte något gränsvärde för deponering.

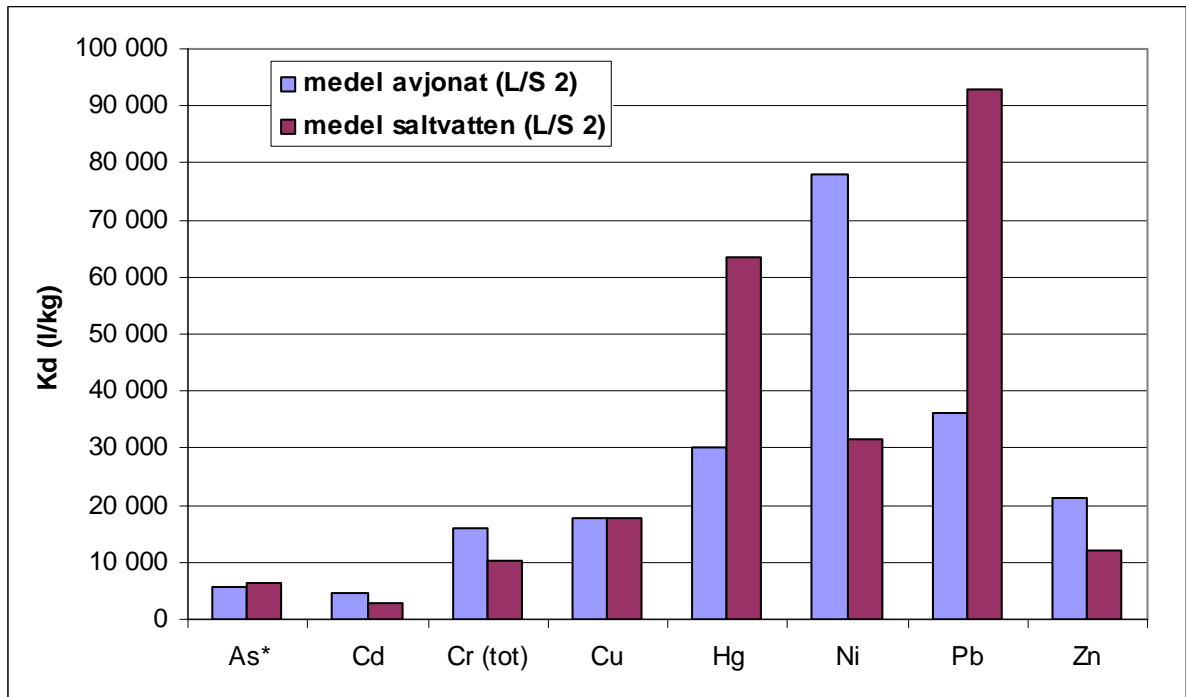
Kd-värden beräknade från resultat av laktester har kunnat användas vid framtagandet av platsspecifika riktvärden.



Figur 4.3 Uppmätta halter av arsenik i eluat vid lakning av två prov med hög respektive låg halt av arsenik.



Figur 4.4 Uppmätta halter av kvicksilver i eluat vid lakning av två prov med hög respektive låg halt av kvicksilver.



Figur 4.5 Jämförelse mellan beräknade Kd-värden från lakteter med avjonat vatten respektive saltvatten på fyllnadsmaterial från Beckholmen.

4.4.2 Miljöeffekter i ytvatten

Vid bestämning av de generella riktvärdena för mark är utgångspunkten att spridningen inte skall ge upphov till miljöeffekter i ytvatten. I modellen för de generella riktvärdena används kanadensiska kriterier för sötvatten för att bedöma kritiska halter i ytvatten (CCME och Ontario). För många ämnen, till exempel metaller, ligger de kritiska halterna långt över de halter som uppmätts i ytvatten idag och för att nå de kritiska nivåerna skulle ett betydande tillskott erfordras. Detta är inte förenligt med de generella principer och miljömål som finns. Därför har istället riktvärdena för spridning relaterats till de halter som uppmätts i Saltsjön. Data har huvudsakligen tagits från ITMs undersökningar (ITM, 2001).

För kvicksilver har ett värde valts som motsvarar bakgrundshalten i större vattendrag i norra Sverige (0,002 µg/l) (Naturvårdsverket, 1999a). För petroleumkolväten har samma ytvattenkriterier använts som i den branschspecifika modellen (NV och SPI, 1998). För cancerogena PAH används ett kriterium från RIVM (2001) på 0,005 µg/l och för övriga PAH används SGUs riktvärde för skydd av ytvatten (nivå 1).

I tabell 4.4 redovisas de kvalitetskriterier för ytvatten som använts för att uppskatta riktvärden i jord med hänsyn till risken för miljöeffekter i de aktuella recipienterna.

Tabell 4.4. Kvalitetskriterier för ytvatten använda i den platspecifika modellen för Beckholmen (µg/l).

| Ämne | Kriterier ytvatten | |
|-------------------|--------------------|-----------------------------|
| | µg/l | Referens |
| arsenik | 1 | ITM, 2003 |
| bly | 1 | ITM, 2003 |
| kadmium | 0,02 | ITM, 2003 |
| koppar | 2 | ITM, 2003 |
| krom(tot) | 1 | ITM, 2003 |
| kvicksilver | 0,002 | Naturvårdsverket, 1999a |
| zink | 5 | ITM, 2003 |
| C5-C8, alifater | 30 | Ekotoxdata ¹ |
| C8-C10, alifater | 50 | Ekotoxdata ¹ |
| C10-C12, alifater | 50 | Ekotoxdata ¹ |
| C12-C16, alifater | 50 | Ekotoxdata ¹ |
| C16-C35, alifater | 100 | Ekotoxdata ¹ |
| Bensen | 10 | Miljöstyrelsen, 1995 |
| Cancerogena PAH | 0,005 | RIVM, 2001 |
| Övriga PAH | 1 | SGU, 2000; riktvärde nivå 1 |

¹baserade på ekotoxikologiska testdata för n-hexan och dekan (CCME, 2000)

4.4.3 Utspädning ytvatten

Utspänningsfaktorn för vatten-ytvatten beräknas som kvoten mellan vattenflödet genom det förorenade området och flödet i mottagande ytvatten. Utspädningen till den studerade ytvattenrecipienten har beräknats med plats specifika data.

Den mängd vatten som strömmar genom de förorenade massorna på Beckholmen har uppskattats till ca 15 000 m³/år. Detta inkluderar infiltrerande nederbörd samt utbyte av vatten med Saltsjön på grund av nivåvariationer.

Volymen av Stockholms ström anges till ca 63 miljoner m³ baserat på en yta av 3,8 miljoner m³ och ett medeldjup på 12 meter. Medeluppehållstiden för hela vattenvolymen i Stockholms ström har uppskattats till ca 101 dagar (Engqvist, 2002). Omsättningstiden i ytan anges till 80 dagar och i djupet till 62 dagar. Maximal omsättningstid anges till 252 dagar. Med den maximala omsättningstiden blir utspänningsfaktorn för det vatten som kommer från Beckholmen ca 1/6 000 (=15 000/(63 000 000*365/252)).

5 Referenser

Engqvist A (2002): Vattenutbytet i Stockholms skärgård, En grafisk översikt, Svealands Kustvattenvårdsförbund, Januari 2002.

ITM (2003): Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001, (Lithner G, Holm K och Ekström C, ITM), Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms Universitet i samarbete med Stockholms Miljöförvaltning och Stockholm Vatten, ITM Report 108.

Miljöstyrelsen (1995): Water quality criteria for selected priority substances, Ministry of Environment and Energy, Danska Miljöstyrelsen, Arbetsrapport 44.

Naturvårdsverket (1997a): Generella riktvärden för förorenad mark - beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. NV rapport 4638, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (1997b): Development of generic guideline values - Models and data used for the development of generic guideline values for contaminated soils in Sweden. NV report 4639, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (1997c): Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering. Rapport nummer 4640.

Naturvårdsverket och SPI (1998): Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet, NV Rapport 4889.

Naturvårdsverket (2004): Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarande för mottagande av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10).

SGU (2000): Statens oljelagers miljöpolicy för miljösäkring. Sveriges Geologiska Undersökning/Statens Oljelager. Appendix: Riktvärdeslista för föroreningshalter i mark, ytsediment, grundvatten och ytvatten.

Styrande exponeringsvägar för platsspecifika riktvärden

Tabell B2.1. Platsspecifika riktvärden varvsverksamhet på Beckholmen för enskilda exponeringsvägar; hälsa samt miljöskydd i mark respektive ytvatten.

| Ämne | Hälsorisker | Miljöeffekter | | Integrerat | Begränsas av |
|--------------------------|----------------------------|-----------------|----------------|-------------|-----------------|
| | Intag jord, hudkontakt, mm | Miljö i området | Miljö Ytvatten | Hälsa+Miljö | |
| Varvsområde 0-1 m | | | | | |
| arsenik | 40 | 40 | 6 000 | 40 | Miljö mark |
| bly | 11 000 | 300 | 6 000 | 300 | Miljö mark |
| kvicksilver | 13 | 10 | 12 | 10 | Miljö mark |
| zink | ej begr, | 700 | 30 000 | 700 | Miljö mark |
| koppar | ej begr, | 200 | 12 000 | 200 | Miljö mark |
| kadmium | 300 | 12 | 100 | 12 | Miljö mark |
| krom(III) | ej begr, | 250 | 30 000 | 250 | Miljö mark |
| Cancerogen PAH | 10 | 40 | 600 | 10 | Hälsorisk Damm |
| Övriga PAH | 19 300 | 40 | 2 400 | 40 | Miljö mark |
| C5-C8, alifat | 2 000 | 200 | 3 500 | 200 | Miljö mark |
| C8-C10, alifat | 500 | 500 | 120 000 | 500 | Hälsorisk Ångor |
| C10-C12, alifat | 1 500 | 500 | ej begr, | 500 | Miljö mark |
| C12-C16, alifat | 5 400 | 500 | ej begr, | 500 | Miljö mark |
| C16-C35, alifat | 430 000 | 1 000 | ej begr, | 1 000 | Miljö mark |
| Bensen SPI | 0,6 | 25 | 100 | 0,6 | Hälsorisk Ångor |
| Varvsområde 1-2 m | | | | | |
| arsenik | 420 | 80 | 6 000 | 80 | Miljö mark |
| bly | 140 000 | 600 | 6 000 | 600 | Miljö mark |
| kvicksilver | 35 | 20 | 12 | 12 | Miljö mark |
| zink | ej begr, | 1 400 | 30 000 | 1 400 | Miljö mark |
| koppar | ej begr, | 400 | 12 000 | 400 | Miljö mark |
| kadmium | 6 000 | 25 | 100 | 25 | Miljö mark |
| krom(III) | ej begr, | 500 | 30 000 | 500 | Miljö mark |
| Cancerogen PAH | 360 | 80 | 600 | 80 | Miljö mark |
| Övriga PAH | 79 000 | 80 | 2 400 | 80 | Miljö mark |
| C5-C8, alifat | 2 500 | 400 | 3 500 | 400 | Miljö mark |
| C8-C10, alifat | 1 000 | 1 000 | 120 000 | 1 000 | Miljö mark |
| C10-C12, alifat | 4 200 | 1 000 | ej begr, | 1 000 | Miljö mark |
| C12-C16, alifat | 18 000 | 1 000 | ej begr, | 1 000 | Miljö mark |
| C16-C35, alifat | ej begr, | 2 000 | ej begr, | 2 000 | Miljö mark |
| Bensen SPI | 1,2 | 50 | 100 | 1,2 | Hälsorisk Ångor |

Tabell B2.1. Fortsättning

| Ämne | Hälsorisker | Miljöeffekter | | Integrerat | Begränsas av |
|----------------------------|----------------------------|-----------------|----------------|-------------|-----------------|
| | Intag jord, hudkontakt, mm | Miljö i området | Miljö Ytvatten | Hälsa+Miljö | |
| Varvsområde >2 m | | | | | |
| arsenik | 1 800 | 160 | 6 000 | 160 | Miljö mark |
| bly | 406 705 | 1 200 | 6 000 | 1 200 | Miljö mark |
| kvicksilver | 45 | 40 | 12 | 12 | Miljö mark |
| zink | ej begr, | 2 800 | 30 000 | 2 800 | Miljö mark |
| koppar | ej begr, | 800 | 12 000 | 800 | Miljö mark |
| kadmium | 18 000 | 50 | 100 | 50 | Miljö mark |
| krom(III) | ej begr, | 1 000 | 30 000 | 1 000 | Miljö mark |
| Cancerogen PAH | 1 500 | 160 | 600 | 160 | Miljö mark |
| Övriga PAH | 130 000 | 160 | 2 400 | 160 | Miljö mark |
| C5-C8, alifat | 3 000 | 800 | 3 500 | 800 | Miljö mark |
| C8-C10, alifat | 1 400 | 2 000 | 120 000 | 1 400 | Hälsorisk Ångor |
| C10-C12, alifat | 6 000 | 2 000 | ej begr, | 2 000 | Miljö mark |
| C12-C16, alifat | 26 000 | 2 000 | ej begr, | 2 000 | Miljö mark |
| C16-C35, alifat | ej begr, | 4 000 | ej begr, | 4 000 | Miljö mark |
| Bensen SPI | 1,6 | 100 | 100 | 1,6 | Hälsorisk Ångor |

Tabell B2.2. Platsspecifika riktvärden för befintligt boende på Beckholmen för enskilda exponeringsvägar; hälsa samt miljöskydd i mark respektive ytvatten.

| Ämne | Hälsorisker | Miljöeffekter | | Integrerat | Begränsas av |
|------------------------------|----------------------------|-----------------|----------------|-------------|-----------------|
| | Intag jord, hudkontakt, mm | Miljö i området | Miljö Ytvatten | Hälsa+Miljö | |
| Aktuellt boende 0-1 m | | | | | |
| arsenik | 2 | 20 | 6 001 | 15 | Bakgrund |
| bly | 190 | 150 | 6 001 | 150 | Miljö mark |
| kvicksilver | 1 | 5 | 12 | 1 | Hälsorisk Ångor |
| zink | 24 000 | 350 | 30 006 | 350 | Miljö mark |
| koppar | 20 000 | 100 | 12 002 | 100 | Miljö mark |
| kadmium | 10 | 6,00 | 96 | 6,00 | Miljö mark |
| krom(III) | 82 300 | 120 | 30 001 | 120 | Miljö mark |
| Cancerogen PAH | 1 | 20 | 612 | 1 | Hälsorisk Damm |
| Övriga PAH | 280 | 20 | 2 401 | 20 | Miljö mark |
| C5-C8, alifat | 400 | 50 | 3 500 | 50 | Miljö mark |
| C8-C10, alifat | 70 | 100 | 114 765 | 66 | Hälsorisk Ångor |
| C10-C12, alifat | 200 | 100 | ej begr, | 100 | Miljö mark |
| C12-C16, alifat | 400 | 100 | ej begr, | 100 | Miljö mark |
| C16-C35, alifat | 14 300 | 100 | ej begr, | 100,0 | Miljö mark |
| Bensen SPI | 0,07 | 12 | 109 | 0,07 | Hälsorisk Ångor |

Tabell B2.2. Fortsättning.

| Ämne | Hälsorisker | Miljöeffekter | | Integrerat | Begränsas av |
|--------------------------------|----------------------------|-----------------|----------------|-------------|-----------------|
| | Intag jord, hudkontakt, mm | Miljö i området | Miljö Ytvatten | Hälsa+Miljö | |
| Aktuellt boende 1-2 m | | | | | |
| arsenik | 33 | 40 | 6 001 | 33 | Hälsorisk Jord |
| bly | 2 699 | 300 | 6 001 | 300 | Miljö mark |
| kvicksilver | 1 | 10 | 12 | 1 | Hälsorisk Ångor |
| zink | ej begr, | 700 | 30 006 | 700 | Miljö mark |
| koppar | 511 033 | 200 | 12 002 | 200 | Miljö mark |
| kadmium | 391 | 12 | 96 | 12 | Miljö mark |
| krom(III) | 881 124 | 250 | 30 001 | 250 | Miljö mark |
| Cancerogen PAH | 25 | 40 | 612 | 25 | Hälsorisk Ångor |
| Övriga PAH | 1 692 | 40 | 2 401 | 40 | Miljö mark |
| C5-C8, alifat | 400 | 200 | 3 500 | 200 | Miljö mark |
| C8-C10, alifat | 73 | 500 | 114 765 | 73 | Hälsorisk Ångor |
| C10-C12, alifat | 184 | 500 | ej begr, | 184 | Hälsorisk Ångor |
| C12-C16, alifat | 499 | 500 | ej begr, | 499 | Hälsorisk Ångor |
| C16-C35, alifat | 17 154 | 1 000 | ej begr, | 1 000 | Miljö mark |
| Bensen SPI | 0,08 | 24 | 109 | 0,08 | Hälsorisk Ångor |
| Aktuellt boende > 2m | | | | | |
| arsenik | 933 | 40 | 6 001 | 40 | Miljö mark |
| bly | 80 968 | 300 | 6 001 | 300 | Miljö mark |
| kvicksilver | 1 | 10 | 12 | 1 | Hälsorisk Ångor |
| zink | ej begr, | 700 | 30 006 | 700 | Miljö mark |
| koppar | ej begr, | 200 | 12 002 | 200 | Miljö mark |
| kadmium | 11 735 | 12 | 96 | 12 | Miljö mark |
| krom(III) | ej begr, | 250 | 30 001 | 250 | Miljö mark |
| Cancerogen PAH | 47 | 40 | 612 | 40 | Miljö mark |
| Övriga PAH | 1 875 | 40 | 2 401 | 40 | Miljö mark |
| C5-C8, alifat | 400 | 200 | 3 500 | 200 | Miljö mark |
| C8-C10, alifat | 73 | 500 | 114 765 | 73 | Hälsorisk Ångor |
| C10-C12, alifat | 185 | 500 | ej begr, | 185 | Hälsorisk Ångor |
| C12-C16, alifat | 505 | 500 | ej begr, | 500 | Miljö mark |
| C16-C35, alifat | 17 501 | 1 000 | ej begr, | 1 000 | Miljö mark |
| Bensen SPI | 0,08 | 24 | 109 | 0,08 | Hälsorisk Ångor |



Bilaga 3

Hg i ytsediment
0-2 cm eller 0-4 cm

- 25 till 38
- ▲ 10 till 25
- ▼ 5 till 10
- ★ 1 till 5
- 0.3 till 1



Uppmätta halter av kvicksilver i ytsedimenten (ca 0-4 cm) utanför Beckholmen vid mätningar av IVL, 1996-1997 samt i föreliggande undersökning (sommaren 2004)

Figur B3.1 Uppmätta halter av kvicksilver i ytsedimenten (ca 0-4 cm) utanför Beckholmen. De tre nedre intervallen motsvarar måttligt höga, höga respektive mycket höga halter (>5 mg/kg TS), Naturvårdsverket 1999a. Låga halter av Hg förekommer inte runt Beckholmen.