



Kontaktperson exploateringskontoret
Annika Ljungqvist Kärneryd
Miljö och teknik
Telefon: 08-508 261 06
annika.ljungqvistkarneryd@expl.stockholm.se

Ulf Lindahl
Miljö och teknik
Telefon: 08-508 260 24
ulf.lindahl@expl.stockholm.se

Kontaktperson trafikkontoret
Hans Söderström
Stab
Telefon: 08-508 261 23
hans.soderstrom@expl.stockholm.se

Granskning av Naturvårdsverkets vägledningsmaterial om förorenade områden.

Naturvårdsverket har utarbetat 3 rapporter och ett beräkningsverktyg som är utlagt på remiss på Naturvårdsverkets hemsida. Rapporterna är ett vägledande material om åtgärds mål, riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering samt modellbeskrivning och vägledning kring beräkningsmodell för riktvärden för förorenad mark inklusive beräknade generella riktvärden (ej fastställda) och ett beräkningsverktyg för riktvärden för mark.

I nedanstående kommentarer används följande beteckningar för respektive vägledningsmaterial:

- Rapport A: Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.
- Rapport B: Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och Vägledning. Inkluderar 4 bilagor
- Rapport C: Att välja efterbehandlingsåtgärd – En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål.
- Rapport D: Beräkningsverktyg för riktvärden för förorenad mark (Excelprogram).

Materialet är väldigt omfattande och remisstiden är kort varför enbart övergripande kommentarer kan ges. Dessutom bygger de vägledande rapporterna på varandra varför vi har valt att föra ihop några av de gemensamma delarna från rapporterna och kommentera dessa i ett sammanhang. Vår bedömning är att de vägledande rapporter som nu skickas ut på remiss kommer att påverka kostnaderna för stadens byggande av bostäder. Vi vill påvisa de osäkerheter som bland annat finns vid val av exponeringsförhållanden och som utgör underlag vid beräkning av de generella riktvärdena samt peka på de samhällsekonomiska och miljömässiga konsekvenser dessa får om de fastställs.

I Definition av förorenad mark och dess konsekvenser

I rapport A ger Naturvårdsverket en definition på vad som menas med förorenad mark. Man anger att ”ett område är förorenat om halterna överskrider summan av naturlig bakgrund och antropogent diffust tillskott, t ex genom nedfall av luftburna föroreningar.”

Enligt kontorets bedömning är ett område troligen påverkat om halterna inom ett avgränsat område överstiger bakgrundshalterna. I Sverige finns det stora variationer av naturliga bakgrundshalter vilket måste beaktas vid bedömningen. Det är viktigt att särskilja att ”påverkad mark” inte är detsamma som ”förorenad mark” enligt miljöbalken. Enligt miljöbalkens definition avses med förorenad mark en förorening i ett markområde som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Bara för att halterna i marken överskrider bakgrundshalterna innebär inte det med automatik att de medför skada eller olägenhet för människor eller miljön.

Naturvårdsverket har i sin rapport 4640 visat att bakgrundshalten av cancerogena PAH:er (summan av 8 stycken PAH:er) i jordprover i tätorter är max 9,8 mg/kg TS och med en 90-percentil på 2,54 mg/kg TS. Det nya generella riktvärdet för PAH H (motsvarar cancerogena PAH:er men omfattar nu 9 st) föreslås nu att fastställas till 1 mg/kg TS. Detta föreslagna riktvärde är således lägre än bakgrundshalten i tätorter. Innebär detta med automatik att marken skall bedömas som förorenad enligt Naturvårdsverkets definition eller gäller miljöbalkens definition?

Om vi skulle använda Naturvårdsverkets definition av ”förorenat område” så innebär det, för Stockholms del, att så gott som all mark bedöms vara förorenad. Detta innebär i sin tur att en vanlig grundläggningsschakt betraktas som en avhjälpandeåtgärd (tidigare benämnd efterbehandling) med den ökade

administrativa hantering det medför i form av underrättelser och anmälan om avhjälpandeåtgärd enligt miljöbalken. Dessutom innebär det att så gott som all mark måste schaktas bort och transporteras till deponi, med stora samhällsekonomiska och miljömässiga konsekvenser som följd.

Kontorens bedömning är att den definition av förorenad mark som Naturvårdsverket nu föreslår inte tar hänsyn till miljöbalkens intentioner med lagens definition av föroreningskada.

2 Valt scenario för beräkning av generella riktvärden

Modellen för beräkning av generella riktvärden bygger på vissa förutsättningar som vi vill kommentarer närmare.

2.1 Tidsperspektiv

I rapport A anges att risker som kan uppstå på grund av förorenade områden alltid bör bedömas i ett långt tidsperspektiv (100-tals till 1000-tals år).

I rapport C anges ”det är rimligt att ställa kravet att varje åtgärdsalternativ är beständigt under minst lika lång tid som andra viktiga byggnads- och anläggningsobjekt i samhället (50-100 år)”.

I de olika rapporterna anges således olika tidsperspektiv. Kontoren anser att det blir förvirrande om risker skall bedömas i ett 1000-års perspektiv och åtgärder i ett 100-årsperspektiv.

Kontoren anser att det i en storstad varken är rimligt att bedöma risker utifrån ett långtidsperspektiv på 50-100 år eller 100-tals till 1000-tals år. En storstad förnyas och utvecklas ständigt. I en stad regleras markanvändningen genom plan- och bygglagen. Genom denna lagstiftning prövas om marken är lämplig för sitt ändamål och på vilket sätt marken skall utnyttjas. En långsiktigt hållbar stadsmiljö säkerställs genom arbetena med områdes- och detaljplaner. Några ytterligare riktlinjer erfordras inte i en storstad.

2.2 Scenario

I rapport A anger Naturvårdsverket att generella riktvärden för mark avser lokalt begränsade områden, t ex en industrifastighet, som har belastats med föroreningar från en punktkälla. Föroreningen sprids sedan i en plym över området. I beräkningsmodellen har man vid val av parametrar valt ett område på 2.500 m². Riskbedömningen baseras sedan på olika slag av markanvändning; dels känslig markanvändning (KM) som avser bostäder, daghem, odlingsmark, öppna ytor som

parker mm, dels mindre känslig markanvändning (MKM) som avser affärsområden, industrier, större gator mm.

I fallet med KM förutsätter modellen att människor bosätter sig på det förorenade området. Man bygger hus (villa såväl som lägenhet) som har en kontaktyta med mark på 100 m². Huset byggs på en singelbädd på 35 cm. Här vistas man från födseln och fram till döden. Beräknad livslängd är 80 år. Man vistas på området 365 dagar per år, har daglig jordkontakt via förtäring av jord, hudkontakt, inandning av damm, inandning av ånga samt att man odlar 10 % av sitt årliga intag av rot- och grönsaker inom området etc.

Genom dessa intagsvägar summeras sedan belastningen och från detta tänkta scenario beräknas de föroreningshalter som kan förekomma i marken utan att dessa medför skada på människor eller miljön.

Kontoren anser att Naturvårdsverkets modell, som bygger på en punktvis föroreningskälla, inte är den ”normala” situationen i tätorter. I tätorter är marken påverkad av en diffus spridning av ämnen p.g.a. mänskliga aktiviteter samt att marken under århundraden använts för olika typer av bebyggelse. I olika tidsepoker har områden bebyggts för att sedan rivas för att ge plats för annan bebyggelse. Marken innehåller även diverse konstruktioner som t ex rörledningar. Vissa områden har blivit utfyllda med fyllnadsmassor från tidigare bebyggelser dvs tegel, betong förekommer i massorna blandat med grus/sand/lera mm för att få nya ytor för verksamheter. Eventuella främmande material är oftast slumpvis fördelade i fyllnadsmassorna.

Vid exploatering i städer är marken inte tillgänglig på det sätt som modellen beskriver. Enligt anläggnings-AMA bearbetas alltid marken och vanligen påförs minst 30 cm jord vid anläggning av gräsmattor, rabatter mm. En stor andel av ytan i en stad är även hårdgjord. Beräkningsmodellens förutsättningar är således inte tillämplig i storstäder. En konsekvens, som Naturvårdsverkets riskvärderingsmodell medför, är att vid exploatering i storstäder alltid platsspecifika riktvärden måste utarbetas med en kostnadsfördyring för byggprojekten som följd.

3 Bedömning av mätdata

I rapport A anges att vid den förenklade riskbedömningen bör man utgå ifrån den högst uppmätta koncentrationen för att inte underskatta föroreningshalterna. Vid större underlag anges att det näst högsta värdet eller 90-percentilen av uppmätta halter representerar föroreningssituationen i området. Naturvårdsverket anger

även ”att förenklad undersökning baseras i regel på resultat från riktade undersökningar, med syfte att hitta föroreningar. Det betyder att man snarare överskattar än underskattar föroreningssituationen.”

I den fördjupade riskbedömningen anges att om underlaget är omfattande bör medelvärde användas, eventuellt kombinerat med övre 95% konfidensgränsen för medelvärdet. Om dataunderlaget är mindre används lämpligen 90-percentilen eller det maximalt uppmätta värdet.

Kontoren anser att om man har ett litet dataunderlag att utgå ifrån vid bedömning av området, bygger man självklart bedömningen på ett mycket osäkert underlag. Har man däremot gjort en ordentlig undersökning med flertal borrhål/provgropar och ett stort antal analyser så borde det statistiska resonemanget vara lika oavsett om det är en förenklad eller fördjupad riskbedömning. Det är också viktigt att framhålla att vid en statistisk bedömning av ett område är de låga halterna lika viktiga som de höga. I remisserna används genomgående resonemanget att man bara skall utgå från maximalt uppmätta halter eller 90-95-percentiler mm, dvs att man målar upp en ”worst case” – situation. Att bygga bedömningar på worst case situationer kan möjligen vara lämpligt på en industrifastighet där man har en punktkälla med speciellt farligt ämne. I en storstad måste en rimlig avvägning göras av allt underlag tillsammans med den eventuella risk den nya markanvändningen kan innebära. I storstadsmiljöer där marken oftast består av fyllnadsmassor, som kan innehålla ställvis förhöjda halter, är det inte rimligt att alltid utgå från det högsta funna värdet vid bedömning av området.

Naturvårdsverkets rapporter ger en detaljerad beskrivning av beräkningsmodellen men man anger inte hur de generella riktvärdena, som modellen resulterar i, skall tolkas. Bygger det generella riktvärdet för ett ämne på att halten i marken inte får överskridas i ett enda jordkorn eller kan en viss andel av jordmassan ha ett högre värde? I rapporterna berörs kortfattat osäkerhet i provtagning men man berör inte alls osäkerhet i analyser. Om man med ett generellt riktvärde avser att ingen andel av jordmassan får överskrida riktvärdet så måste man samtidigt ange med vilken sannolikhet detta skall uppfyllas. Detta pga att det alltid finns en osäkerhet i analyser och provtagning. För att få en rimlig provomfattning samtidigt som att övre konfidensgränsen för medelvärdet inte ska bli för hög, bör konfidensnivåer på 70-80% användas istället för nu angivna 95%. Det harmonierar bättre med osäkerheten som finns i det generella riktvärdet. Percentilvärden, som Naturvårdsverket hänvisar till, uttrycker i sig ingen statistisk säkerhet i dataunderlaget.

Kontoren anser att det är nödvändigt att Naturvårdsverket vid utarbetande av generella riktvärden anger hur dessa skall tolkas. Hur skall mätvärden och riktvärden jämföras och med vilken konfidens?

4 Människors hälsa

I rapport A anger Naturvårdsverket att de generella riktvärdena är utarbetade för att skydda människor med normalt levnadssätt och normal känslighet. Samtidigt anges att ”de generella riktvärdena är satta med säkerhetsmarginal för att inte underskatta miljö- och hälsoriskerna. De hälsobaserade nivåerna ska därmed skydda den grupp av människor som bedöms få den högsta exponeringen (den sk kritiska gruppen).”

Kontoren anser att det blir något förvirrat om man först anger att generella riktvärden är avsedd att skydda människor med normalt levnadssätt och normal känslighet och samtidigt anger att den hälsobaserade nivån är satt för att skydda kritiska grupper. Vad gäller?

I rapport A anges att när man bedömer acceptabla hälsorisker, bör man utgå ifrån att exponeringen från det förorenade området för en enskild individ inte får teckna in hela det tolerabla intaget. ”Som tumregel för de humantoxikologiskt baserade risknivåerna som ska användas, bör exponeringen inte överskrida 50% av det tolerabla intaget för var och en av de förekommande ämnena”. Resonemanget går att förstå men inte på vilken grund just 50% antagits. Varför har inte 75% eller 25% eller annan procentsats valts? Det tolerabla dagliga intaget (TDI-värdet) är satt med stora säkerhetsmarginaler som uppgår till olika 10-potenser beroende på ämne och risk, så varför skall ytterligare säkerhetsmarginaler tillämpas? Denna tumregel, att enbart tillåta 50% av TDI-värdet kommer igen i samtliga beräkningar av humantoxikologiska data. Man har inte angivet eller redovisat vilka konsekvenser detta får på de generella riktvärdena. Vad hade riktvärdet blivit om man gjort annat antagande? Om man på detta sätt grundar generella riktvärden, som kommer att bli vägledande för hela landet och som kommer att ligga som grund för bedömning av åtgärder, är det rimligt att man motiverar valet av siffra. Resonemanget vid val av parametrar skall vara transparent.

I rapport B anges att man infört ”en biotillgänglighetsfaktor för flera exponeringsvägar. Denna anger hur stor andel av föroreningarna som är biologiskt tillgänglig i förhållande till vad som antagits vid bestämning av det tolerabla dagliga intaget (TDI). Vid bestämning av TDI är ofta inte all förorening biologiskt tillgänglig. Biotillgängligheten för ett ämne kan vara olika om exponering sker genom olika intag; via mun, hud eller inandning.” Trots detta har

Naturvårdsverket för de generella riktvärdena antagit att biotillgängligheten är 1, dvs att 100% kan upptas i kroppen.

Kontorens bedömning är att sammantaget medför dessa säkerhetsfaktorer tillsammans med den antagna exponeringssituationen att slutresultatet blir orimligt försiktig.

4.1 Intag av jord via förtäring respektive via huden

I beräkningsmodellen för intag av jord via förtäring antas både barn och vuxna ha en vistelsetid på 365 dagar/år i områden som räknas som KM. Vid MKM anges vistelsetiden till 60 dagar för barn och 200 för vuxna. I Rapport B anges att intaget är åldersberoende och antas vara störst hos små barn på grund av deras ”hand till mun” beteende. I beräkningarna av livstidsexponering räknas barn mellan ålder 0-6 år. Vidare antas att all jord man får i sig upptas med 100 % av kroppen. I bilaga 1 anges att man räknar på ett intag av 100 mg/dag och enstaka avsiktliga intag på 5 g jord per gång vid 10 tillfällen under perioden 0-6 år. Som framgår av bilaga 1 bedöms det antagna intaget av jord vara högt men motiveras av osäkerhet i dataunderlaget.

Vid beräkning av upptag av föroreningar via huden antas barn, enbart iförda shorts, ha jordkontakt 120 dagar/år vid KM. Samma exponering antas även för vuxna även om de förutsätts ha lite mer kläder på sig. För MKM antas barn, iförd shorts, skor och kortärmad tröja, komma i direkt hudkontakt med jord 60 dagar/år och vuxna 90 dagar/år. När det gäller biotillgänglighet uppges motstridande värden. I rapport B anges biotillgänglighet till 1, medan det i bilaga 1 anges att man har beräknat ämnesspecifika absorptionsfaktorer. Den antagna jordexponeringen bygger på studier av trädgårdsarbetande vuxna och uppges även motsvara värden som angetts för lekande barn.

Enligt kontorens bedömning förekommer ”hand till mun” beteende normalt enbart hos väldigt små barn. De växer ifrån det beteendet och barn stoppar inte avsiktligt jord/sten direkt i munnen vid 5-6 årsåldern. Även om barn leker ute och rullar runt i jord så hamnar inte all jord barn får på händerna eller på kroppen i munnen. Likaså upptas inte all jord som hamnar på kroppen genom huden. De flesta föräldrar tvättar av barnen när de kommer in. Dessutom bör man beakta att huden, genom sin speciella uppbyggnad, är ett väldigt effektivt skydd mot upptag av kemiska ämnen från omgivningen.

I de allra flesta områden i Sverige är inte jorden tillgänglig för varken förtäring eller hudkontakt under hela året. Dels är Sverige till stor del snötäckt under vinterhalvåret dels förekommer tjäle. Detta gör att marken inte är åtkomlig. I

Sverige har vi inte ett sådant klimat att varken barn eller vuxna går ute 4 månader per år enbart iförda shorts. På industri-/affärsområden/ arbetsplatser (MKM) anges att vuxna vistas 200 dagar/år. Dessa områden är oftast asfalterade eller på annat sätt hårdgjorda varför jorden sällan är åtkomlig. Det är heller inte, av samma anledning, realistiskt att barn skulle äta/leka i jord från affärs-/industriområden 60 dagar/år. Bland vuxna är troligen den enda kategorin, som i 4 månader per år har daglig kontakt med jord; jordbruksarbetare, trädgårdsarbetare eller fritidsodlare. Dessa grupper odlar inte sina grödor i förorenad mark eftersom de är beroende av att grödorna växer bra och därför fortlöpande tillför näringsämnen och ny jord. Det är således inte relevant att utgå ifrån dessa gruppers exponering av jord vid beräkning av generella riktvärden för en normal befolkningsgrupp, barn och vuxna, som enligt förutsättningarna för generella riktvärden skall ha ett normalt levnadssätt och en normal känslighet.

I en stadsmiljö, oavsett om det är industri- eller bostadsområden, är marken inte tillgänglig på det sätt som beskrivs i modellen. Marken är till stor del hårdgjord genom att den är asfalterad, försedd med gatsten eller grusad. På öppna ytor anläggs oftast gräsmattor och som framgått tidigare tillförs ofta ny jord i rabatter. I praktiken är således inte jorden i någon större omfattning tillgänglig för varken förtäring eller upptag via huden.

Sammantaget blir, med ett för högt uppskattat värde på intag av jord, med antagande av en 100% biotillgänglighet och att enbart 50% av tolerabla intaget tillåts komma från jord, risken för effekter vid dessa exponeringsvägar kraftigt överdrivna. Generella riktvärden som bygger på orealistiska antaganden kan, enligt kontorens mening, få stora samhällsekonomiska konsekvenser när åtgärder vidtas baserade på orimliga antaganden.

4.2 Inandning av damm

En av de exponeringsvägar som har stor betydelse i modellen är inandning av partiklar vilka sägs härröra från den förorenade jord som skall riskbedömas. I rapport B och bilaga 1 anges att kunskapen om förekommande halter av partiklar i utomhusluften är väl känd från ett stort antal undersökningar. Naturvårdsverket uppger att partikelhalter i urbana bakgrundsmiljöer är ca $14-20\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enligt undersökningar från Stockholms och Uppsala Läns luftvårdsförbund är halterna i direkt gatumiljö $15-40\mu\text{g}/\text{m}^3$. Naturvårdsverket har ett resonemang som bygger på att andelen partiklar som kan ha ett ursprung från förorenad jord kan uppgå till hälften av PM 10-halten. Genom detta resonemang kommer man fram till att $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ härrör från förorenad jord. Genom att införa en faktor fem (5) kommer man fram till att den verkliga halten i luften från förorenad jord är, $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ i uteluften och $37,5\mu\text{g}/\text{m}^3$ i inomhusluften och detta som ett årsmedelvärde som den

exponerade utsätts för under sin livstid. Detta är värden som modellen bygger sin riskbedömning på.

Kontoren konstaterar att de angivna värdena som modellen bygger på överhuvudtaget inte har uppmätts i Stockholm stad eller inom det område som Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, i ett flertal kartläggningar under flera år, har undersökt. Detta trots att det stora flertalet mätningar har utförts i tätortsmiljö. Halterna ligger normalt sett väsentligt lägre.

Ett flertal undersökningar och utredningar har utförts av partiklar i tätortsmiljö de senaste åren som en följd av att miljö kvalitetsnormen för PM 10 infördes 2005. Bland annat har ett flertal studier utförts för att kartlägga vilka emissionsfaktorer som är av betydelse. Detta som ett led i att utforma åtgärdsprogram för att minska partikelhalterna i luften. Kontoren konstaterar att partiklar från förorenad jord över huvud taget inte finns med som en påvisad emissionsfaktor i dessa utredningar. Det är i stället slitagepartiklar från vägtrafik, avgasutsläpp från fordonstrafik, utsläpp från industri, energianläggningar och småskalig vedeldning. Dessa uppgår sammantaget till 90 - 99 % av källorna och resterande, med varierande andel beroende på vilket område man befinner sig på, kommer från produktionsanläggningar i andra länder dvs långdistanstransporter.

Enligt Naturvårdsverkets beräkningsmodell är det i stället så att förorenad jord bidrar med en högre partikelhalt inomhus än vad som kan uppmätas utomhus i en storstadsmiljö. Detta är givetvis inte trovärdigt. I verkligheten finns inte något tillskott som kan tillmätas någon betydelse om man skall utföra en seriös riskbedömning.

4.3 Inandning av ånga

Man utgår i modellen från att alla flyktiga föroreningar i marken kan avgå till omgivningsluften och tränga in i byggnader. Man utgår från att både barn och vuxna vistas 365 dagar/år inomhus för KM och 60 resp 200 dagar för MKM (barn resp vuxna).

Man tar inte hänsyn, i denna exponeringssituation, till olika typer av grundläggning, om man har radonsäker grundläggning, om det finns garage eller källare under husen etc. Alla förutsätts bo i hus med en markkontakt på 100m². I tätort är det i dagens exploateringar med radhus/kedjehus vanligare med mindre ytor mot mark, normalt 60-80 m². För flerbostadshus förekommer ofta allmänna utrymmen, garage eller butikslokaler i bottenvåningen. Eventuella ångor från förorenad mark måste därmed passera genom två betonglager innan de når bostadsdelen.

Kontoren anser att beräkningsmodellen för inandning av ånga inte är anpassad till dagens exploateringsförutsättningar. Vi känner inte heller till något exempel på att förorenad mark skulle bidra och utgöra ett problem.

4.4 Intag av grundvatten

MKM GV och MKM i tidigare version har slagits ihop vilket innebär att exponeringsvägen att man dricker förorenat dricksvatten från brunn är borttaget. Dock kvarstår att man skyddat brunnar 200m bort från det förorenade området. Man förutsätter i modellen att man använder grundvatten från brunn till dricksvatten och matlagning.

I storstäder förekommer inte intag av vatten via brunn utan alla bostäder är anslutna till kommunalt dricksvatten. Stockholms dricksvatten kommer från Mälaren. I innerstaden är grundvattnet en teknisk resurs.

4.5 Intag av växter

I modellen utgår man ifrån att 10% av konsumtionen av rot- och grönsaker kommer från egen odling på det förorenade området. Man anger att biotillgängligheten är 1. För upptag av föroreningar från jord till växter har man för rotdelar studerat potatis och för skottdelar studerat bladgrönsaker.

Som påpekats tidigare påförs minst 30cm jord vid alla exploateringar. Likaså måste även odlare tillföra jord och gödsel för att bibehålla en god tillväxt. Inga rotsaker eller grönsaker som vi äter har ett 100% upptag, en stor andel passerar bara igenom kroppen. Dessutom måste beaktas att rotsaker skalas och bladgrönsaker sköljs innan förtäring.

En fråga är hur stor markyta som krävs för att en 2-barnsfamilj skall kunna odla 10 % av sitt årliga rot-/grönsaksintag samt hur stora lagringsutrymmen som krävs för att rot-/grönsakerna skall hålla sig under hela vinterhalvåret när skörd inte är möjlig. I tätorter är tillgänglig tomtyta liten och någon större egen odling är inte möjlig. Om odling sker görs detta på tillförd odlingsjord.

5 Skydd av mark

I rapport A anger Naturvårdsverket att de generella riktvärdena för KM och MKM ger ett skydd för ca 75 respektive 50% av arterna inom det förorenade området. Man anger att kraven som ställs på skydd av mark kan göras platsspecifika. ”I tydligt belastade områden som t ex tätorter, bör kraven på skydd av markmiljö vara hög vid känslig markanvändningar. Vid mindre känslig markanvändningar är

markmiljön ofta redan påverkad av olika verksamheter varför lika höga skyddskrav inte alltid är motiverad." Naturvårdsverket anger vidare: "Eftersom hela jordprofilen utgör ett ekologiskt system är utgångspunkten att samma skyddsnivå gäller oberoende av djup. I grundfallet bör man därför inte göra någon djupindelning. Markekosystemet avgränsas inte av olika användningsområden på markytan utan samverkan sker mellan olika delområden. Ställ därför samma krav på skydd på markmiljön inom delområden med begränsad storlek, exempelvis planmässigt sammanhängande områden. Det vill säga att om ett bostadsområde etableras bör kravet på markmiljön vara lika under såväl bostadshus som småvägarna inom området, liksom under lekparken och grönytor."

Vi uppfattar det som att Naturvårdsverkets mening är att KM-riktvärdena skall tillämpas vid skydd av mark i alla bostadsområden i tätorter. I en tätort med i huvudsak asfalterade gator, hårdgjorda öppna platser, tätt med hus etc är det helt orimligt att inte beakta att förutsättningarna för markorganismerna varierar kraftigt beroende på markanvändning.

I rapporten framhålls att eftersom hela jordprofilen utgör ett ekologiskt system skall samma skyddsnivå gälla oberoende av djup. Detta är naturligtvis alldeles orimligt. En jordprofil kan vara mycket mäktig, 20-30 meter eller mera. Det rimliga måste, enligt kontoren, vara att som utgångspunkt arbeta med jordmånen och dess horisonter och inte med hela jordprofilen. Det är i jordmånshorisonterna som den största biologiska aktiviteten finns och det är här växterna har sina rötter. Endast i speciella fall där grundvattenströmmar kan ställa till problem borde man behöva gå ned med åtgärder i C-horisonten dvs i ursprungsmaterialet eller grunden. Överhuvudtaget så bör en platsspecifik bedömning göras från fall till fall där riskerna och rimligheten koordineras.

Vidare föreslås i rapporten att samma skydds krav skall ställas oavsett markanvändning. Den här formen av miljöoptimering har ingen förankring i verkligheten. Huruvida marken under ett planerat hus måste schaktas bort eller inte måste rimligen bedömas från fall till fall. Handlar det om att anlägga ett grönsaksland eller en lekplats torde det vara självklart att jordmånen inte får vara hälsofarlig.

Man anger i rapport B att miljöriktvärdena motsvarar den bästa bedömning som kan göras med det befintliga underlaget, men att de inte är beräknade på samma vetenskapliga grund som de hälsobaserade riktvärdena. Med tanke på de kunskapsbrister som finns inom området måste, enligt kontorens åsikt, självklart anpassningar göras beroende på val av markanvändning. Kontoren anser att det

inte är rimligt att vi i våra vägar, under asfalterade parkeringsytor, under hus etc ska skydda 50-75% av de marklevande organismerna 10-20 meter ner i backen?

För att anvisningar och riktlinjer inte ska skapa uppgivenhet och ifrågasättande krävs att de uppfattas som rimliga. Liksom i alla andra "farlighetsituationer" måste säkerhetsmässiga rimlighetsbedömningar göras i varje enskilt fall.

6 Hur har beräkningarna gjorts?

I rapport B anges att vid beskrivning av exponeringsförutsättningarna antar man att koncentrationen i mark är konstant med tiden, det vill säga ingen nedbrytning eller borttransport från platsen sker. Fördelningen av föroreningar mellan fasta jordpartiklar, porvattenlösning, löst organiskt kol i porvattnet och porluft antas vara i jämvikt osv. Samtidigt har så gott som genomgående de försiktigaste parametrarna valts. Som beskrivits ovan har även vid val av exponeringsförhållanden antagits sådana förutsättningar som täcker in enstaka extremt hårt exponerade individer.

Detta innebär att det scenario som beräkningsmodellen räknar på är att alla föroreningar finns kvar inom området, dvs ingen nedbrytning eller utlakning sker, samtidigt som man utgår ifrån att föroreningarna sprids till grundvatten och ytvatten och förorenar andra områden!

Vidare anges att vid beräkning av de generella riktvärdena väljs det lägsta av följande tre riktvärden:

- det hälsoriskbaserade riktvärdet
- riktvärdet för skydda av mark och
- riktvärdet för skydd mot spridning.

Det värde man då kommer fram till justeras ytterligare för att ta hänsyn till att människor även utsätts för exponering från andra källor än förorenad mark. Detta trots att det redan är invägt i det hälsobaserade värdet genom att enbart 50% av TDI får komma från jord! Justering sker även för att enstaka intag av jord inte skall medföra risk för akuta hälsoeffekter samt att riktvärdet inte underskrider bakgrundshalterna av föroreningar (valt 90-percentilen av uppmätta halter i Sverige).

Ovanstående resonemang leder till att alla de säkerhetsfaktorer som byggts in vid val av parametrar och i beräkningarna förstärker varandra i slutberäkningarna av riktvärdet. Med ett sådant förfarande riskerar man att inte ha grepp om hur stora säkerhetsmarginalerna egentligen är när resultatet presenteras.

I rapport C uttrycks hantering av osäkerheter enligt nedan:

”Ett sätt att hantera osäkerhet är att alltid vara försiktig. Det bäddar för att beslutet alltid landar på den ”säkra” sidan, men om flera försiktiga antaganden läggs på varandra kan resultatet till slut bli orimligt.”

”Ett annat sätt att hantera osäkerheter är att alltid ta den gyllene medelvägen. I detta fall kan den motsatta situationen uppstå, det vill säga att åtgärdsmålen inte garanterar önskad effekt i tillräckligt stor utsträckning.”

”Det bästa resultatet uppnås förmodligen av en blandning av ovanstående förhållningssätt. Parametrar som är tämligen osäkra bedöms något försiktigt, medan medel-, median eller andra representativa värden används för mer välkända parametrar.”

Kontoren anser att det hade varit önskvärt om ovanstående förhållningssätt mer genomsyrat valet av parametrar vid beräkning av generella riktvärden. Som det nu är har så gott som genomgående worst case scenarier beskrivits och tillsammans med alla de säkerhetsfaktorer som använts vid beräkningarna riskerar detta att leda till en slutbedömning som blir orealistisk.

7 Konsekvenser av Naturvårdsverkets modell

Om Naturvårdsverkets modell skall tillämpas medför det i praktiken, vid en vanlig bostadsexploatering, ökade konsultinsatser för markundersökningar och beräkning av platsspecifika riktvärden. För varje byggnation krävs en schaktning för grundläggning. I en storstadsmiljö hittas så gott som alltid halter av PAH:er vid provtagning i marken. Enligt rapporten skall maxhalten av uppmätta värden väljas. Då det generella riktvärdet är lägre än bakgrundshalten i tätorter medför detta med stor sannolikhet att området bedöms som förorenat. En normala grundläggningsschakt riskerar då att bli betraktad som en avhjälpandeåtgärd i och med att man gräver i förorenad mark och massorna inte kan hanteras som ”rena” massor. Detta innebär ökad administration genom att tillsynsmyndigheten skall underrättas och anmälan om avhjälpandeåtgärd skall inlämnas senast 6 veckor innan schakt påbörjas. Möjlighet att lagra eller rena schaktmassor är oftast små eller till och med obefintliga i en storstadsmiljö. Massorna kan inte heller återanvändas inom projektet då markmiljön, enligt Naturvårdsverket, skall skyddas oavsett djup och markanvändning. Detta innebär att massorna måste köras till deponi och nya massor av jungfruligt material måste fraktas till området vid återfyllnad. Detta synsätt riskerar att leda till ökade miljöpåverkan genom ökat antal transporter.

Kontorens bedömning är att Naturvårdsverkets vägledningsmaterial och beräkningsmodell leder till kraftiga fördyringar av exploateringsprojekten genom

ökade kostnader för olika konsultinsatser för markundersökningar, beräkning av platsspecifika riktvärden, ökade deponi- och transportkostnader samt kostnader för inköp av jungfruliga massor. Dessutom tillkommer administrativa kostnader bland annat i form av tillsynsavgifter och kontrollverksamhet. Sammanfattningsvis riskerar den generella riktvärdesmodellen att leda till stora samhällsekonomiska och miljömässiga konsekvenser.

8 Behov av kompletteringar

Kontoren anser att, efter genomgång av beräkningsmodellens uppbyggnad, mer realistiska parametrar och exponeringsförhållanden måste ligga till grund för utarbetande av nya generella riktvärden. Hur riktvärdena skall tolkas och användas i praktiken måste tydligt framgå av vägledningsmaterialet.

Vidare anser kontoren att Naturvårdsverket tydligt måste redovisa hur de generella riktvärdena har beräknats. Redovisningen måste vara transparent. För att öka förståelsen för vad de generella riktvärdena representerar bör Naturvårdsverket för varje ämne ange:

- beräknat ojusterat hälsobaserat riktvärde
- beräknat ojusterat riktvärde för skydd av mark
- beräknat ojusterat riktvärde till skydd för spridning
- antagen bakgrundshalt

Det bör tydligt framgå vilken av ovanstående värden som varit avgörande för ämnets riktvärde samt eventuellt ytterligare valda säkerhetsfaktorer.

Först när detta har klargjorts kan man bedöma om riktvärdet för ett enskilt ämne är relevanta vid bedömning av ett visst område beroende på vilket objekt som skall skyddas och vilken markanvändning som planeras.

Den till synes gjorda ”adderingen” av alla säkerhetsfaktorer bör kompletteras med sannolikheter för att beskriva den sammanlagda effekten på slutresultatet. Sambandet mellan risk och föroreningshalter kan lämpligen presenteras med hjälp av en graf.

Med tanke på de osäkerheter som finns i parametrarna bör riktvärdet inte anges med flera decimalers noggrannhet då detta ger en felaktig föreställning av kunskapen inom området. Detta tillsammans med osäkerheter i provtagning och analyser ger totalt en betydande osäkerhet på vilka beslut fattas som riskerar att ge stora samhällsekonomiska och miljömässiga konsekvenser.

9 Övergripande kommentarer

Vägledningmaterialet utgörs av 3 väldigt tunga rapporter som griper in i varandra. Vissa rapporter och bilagor måste läsas parallellt för att man skall få helheten i underliggande resonemang. Dessutom hänvisas till andra rapporter som beskriver kompletterande metoder och vägledningar. Detta gör att materialet blir väldigt omfattningsrikt och svårtillgängligt. Dessutom används olika begrepp i remisserna utan att de förklaras. I vissa rapporter används begreppet hälsoriskbaserat riktvärde medan i andra begreppet hälsobaserat riktvärde utan att man anger om man avser samma sak eller om man lagt in olika betydelser i begreppet. Detta skapar förvirring vid läsning av rapporterna.

Man anger i rapport A att vägledningmaterialet vänder sig till problemägare (verksamhetsutövare, fastighetsägare och exploatörer). Dock har materialet enbart gått på remiss till ett fåtal problemägare. Kontoren anser att det hade varit angeläget att flera problemägare hade fått materialet på remiss för att därigenom säkerställa att problemägarna har möjlighet att förstå och tillämpa materialet.

Rapport C behandlar hur man bör gå till väga för att välja en lämplig efterbehandlingsåtgärd av förorenade områden. Rapporten är en väl genomarbetad lärobok i riskbedömning, riskvärdering och beskrivning av de saneringsmetoder som idag står till buds. Rapporten bygger på de antaganden som övriga remisser har beskrivet men kommenterar även delar av dessa. Remissens beskrivning hur man kan hantera förorenade områden är möjligen tillämplig på reellt förorenade industriområden men inte på normala exploateringar i städer.

I rapport C anges att ”riskbedömningen är dock av många skäl förknippade med olika typer av osäkerheter. Vid en riskbedömning av förorenade områden kan försiktighetsprincipen ta sig uttryck i att man tar hänsyn till konsekvenser av möjliga, men mindre troliga scenarier samt att man väljer försiktiga värden på de parametrar som används i riskbedömningen”. ”Dock är det viktigt att anpassa sig efter säkerheten i dataunderlaget så att resultatet inte blir orimligt försiktigt.” Vår mening är att det är just detta som har inträffat i detta vägledningmaterial.

Kontoren anser att det är viktigt att det tydligt framgår hur ovanstående insikt präglar utarbetandet av generella riktvärden för förorenad mark. Likaså att, som påpekats under avsnitt 3, andra statistiska parametrar än enbart maxhalter och 90 och 95-percentiler kan vara lämpligare att använda vid beskrivning och bedömning av föroreningssituationer. De förutsättningar som Naturvårdverket nu har valt att utgå ifrån i modellen, försiktiga parametrar samt orealistiska

exponeringsförhållanden, resultera i en helhetsbild som på ett orealistiskt sätt överdriver riskerna med förorenad mark.

Även om man påpekar att de beräknade generella riktvärdena enbart är rekommendationer visar erfarenheterna från tidigare publicerade riktvärden att de blir normgivande och ligger som grund vid olika tillståndprocesser som t ex för tippars och deponiers verksamhet, anläggning av bullerskyddsvallar mm. I allmänhetens ögon uppfattas det generella riktvärdet för KM som en klar gräns för vad som är farligt och ofarligt, vilket resulterat i att användandet av generella riktvärden har skapat oro och rädsla. En oro som kontoret, efter genomgång av modellens förutsättningar, bedömer som helt obefogad.

Enligt Hållbar Sanering, rapport 5537 ”Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi” anges att ”en intressant skillnad är dock att vid en jämförelse med arbetsmiljöområdet eller boendemiljön, är den acceptabla riksnivån betydligt lägre för förorenade områden – i storleksordningen 1000 – 10 000 gånger lägre. Detta kan tolkas som att det anses mer värdefullt att undvika hälsorisker vid förorenade områden än inom boende- och arbetsmiljön. Om sådana skillnader är befogade eller inte är en fråga som är viktig att diskutera.”

Vår bedömning är att en sådan diskussion är mycket viktig så att korrekta avvägningar görs mellan olika samhällsekonomiska intressen.

Kontoren anser att vid utarbetande av nya generella riktvärden måste dessa åtföljas av en konsekvensanalys samt avvägas mot andra miljömål som t ex hushållning med naturresurser. Dessutom är det angeläget att en utvärdering görs av samhällsnyttan med de efterbehandlingsåtgärder som hitintills genomförts.

Slut