

# Vägledning för riskbedömning av förorenade områden

## REMISSVERSION

*2005-07-04*

<b>Version</b>	Remissversion
<b>Datum:</b>	2005-07-04
<b>Projektledare:</b>	Mark Elert, Kemakta Konsult
<b>Handläggare:</b>	Celia Jones, Kemakta Konsult Ola Wik, SGI Karin Kockum, SGI
<b>Kontaktperson NV</b>	Yvonne Österlund, Naturvårdsverket

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>RISKBEDÖMNINGAR AV FÖRORENADE OMRÅDEN</b> .....	<b>7</b>
2.1	Principer för riskbedömningar	10
2.2	Riskbedömning i efterbehandlingsarbetet	15
2.2.1	Risiklassning .....	17
2.2.2	Förenklad riskbedömning.....	18
2.2.3	Fördjupad riskbedömning.....	19
2.3	Riskbedömning och riskvärdering	22
<b>3</b>	<b>RISKBEDÖMNINGAR OCH RIKTVÄRDEN</b> .....	<b>25</b>
3.1	Användning av riktvärden	25
3.1.1	När bör riktvärden användas eller inte användas.....	25
3.2	Generella riktvärden	29
3.2.1	När skall generella respektive platsspecifika riktvärden användas.....	33
3.3	Andra riktvärden och gränsvärden	38
<b>4</b>	<b>PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN</b> .....	<b>41</b>
4.1	Platsspecifikt underlag	41
4.2	Definition av beräkningsscenarier	44
4.3	Exponeringsvägar för människa	54
4.4	Krav på skydd av markmiljön	61
4.5	Spridning av förorening	65
4.5.1	Beräkning av föroreningsspridning i riktvärdesmodellen .....	65
4.5.2	Spridning av föroreningar i gasfas .....	67
4.5.3	Spridning av föroreningar med vatten .....	68
4.5.4	Andra spridningsprocesser .....	75
4.6	Skydd av grundvatten	75
4.7	Skydd av ytvatten	81
4.8	Sammanvägning av risker och justeringar	86
<b>5</b>	<b>ANDRA METODER FÖR FÖRDJUPAD RISKBEDÖMNING</b> .....	<b>90</b>
5.1	Bedömning av risker för människors hälsa	90
5.2	Bedömning av risker för miljön	91
5.3	Bedömning av spridningsrisker	95
5.4	Bedömning av risker med förorenat grundvatten	97
5.5	Föroreningar i sediment	99
<b>6</b>	<b>OSÄKERHETER</b> .....	<b>100</b>
6.1	Introduktion	100
6.2	Osäkerheter i riskbedömningsmodeller	101
6.3	Osäkerhets- och känslighetsanalys för det svenska riktvärdesprogrammet	103
6.4	Osäkerheter i provtagning och analys	105
6.4.1	Typer av förorenade markområden .....	107
6.4.2	Provtagnings- och analysteknik.....	108
6.4.3	Statistisk bearbetning .....	109
<b>7</b>	<b>DOKUMENTATION</b> .....	<b>111</b>
<b>8</b>	<b>LITTERATURFÖRTECKNING</b> .....	<b>115</b>
	<b>BILAGA 1 PRIORITERADE KEMIKALIER</b> .....	<b>120</b>

# 1 Inledning

Denna rapport syftar till att ge vägledning till problemägare, konsulter och myndigheter som beställer, tar fram, granskar och använder riskbedömningar för förorenade områden. Rapporten tar upp principiella synpunkter som rör inriktning, omfattning och tidsperspektiv för riskbedömningen och anger hur riskbedömningar bör genomföras.

Ett förorenat område består normalt av mark, grundvatten eller sediment, som är förorenat och vars halter påtagligt överskrider den lokala/regionala bakgrundshalten. Den lokala eller regionala bakgrundhalten är här naturlig halt plus antropogent diffust tillskott, t.ex. genom nedfall av långväga, luftburna föroreningar. Normalt beror dessa förhöjda föroreningshalter på en punktkälla. Föroreningar kan även förekomma i berg eller ytvatten liksom i deponier, byggnader och andra anläggningar.

Vägledningen tar upp riskbedömningar för alla typer av förorenade områden, men fokuserar framförallt på riskbedömningar av förorenade markområden och användning av generella och platsspecifika riktvärden för förorenad mark.

Riskbedömningar görs i olika sammanhang för att analysera:

- Vilka negativa konsekvenser en händelse, åtgärd eller företeelse kan leda till
- Hur sannolikt det är att dessa konsekvenser uppkommer

I arbetet med efterbehandling av förorenade områden är riskbedömningar ett viktigt verktyg för att prioritera mellan insatser på olika objekt, bedöma föroreningarnas hälso- och miljörisker samt för att bedöma vilken riskreduktion som behövs och hur olika åtgärder kan tillgodose behovet.

Riskbedömningen är en del i arbetet med att ta fram åtgärds mål och åtgärds krav i samband med riskvärderingen. I riskvärderingen tas även hänsyn till andra faktorer och intressen som teknik, ekonomi, kulturvärden m.m. En vägledning för riskvärdering, åtgärds mål och åtgärds krav håller på att tas fram av Naturvårdsverket.

Vägledningen för riskbedömning är tänkt att tillsammans med andra rapporter från Naturvårdsverket utgöra ett underlag för arbetet med förorenade områden. En lista över rapporter om efterbehandling av förorenade områden finns på Naturvårdsverkets hemsida [www.naturvardsverkets.se/ebh](http://www.naturvardsverkets.se/ebh).

## 2 Riskbedömningar av förorenade områden

För att bedöma om ett förorenat område behöver efterbehandlas måste föroreningsituationen kunna jämföras med någon form av referens. En sådan referens är i första hand bakgrundshalterna i områden som inte är belastade av punktkällor. Eftersom det ofta inte går att efterbehandla och sanera så långt att kvarstående utsläpp och exponering eller risker för utsläpp och exponering motsvarar effekterna av bakgrundssituationen behövs ett verktyg som kan ange vilken nivå som kan accepteras. Denna nivå blir en andra referens att jämföra med. För att bedöma om efterbehandling är nödvändig och vilket åtgärdsbehov som finns utförs riskbedömningar.

Två frågor skall besvaras vid riskbedömningen:

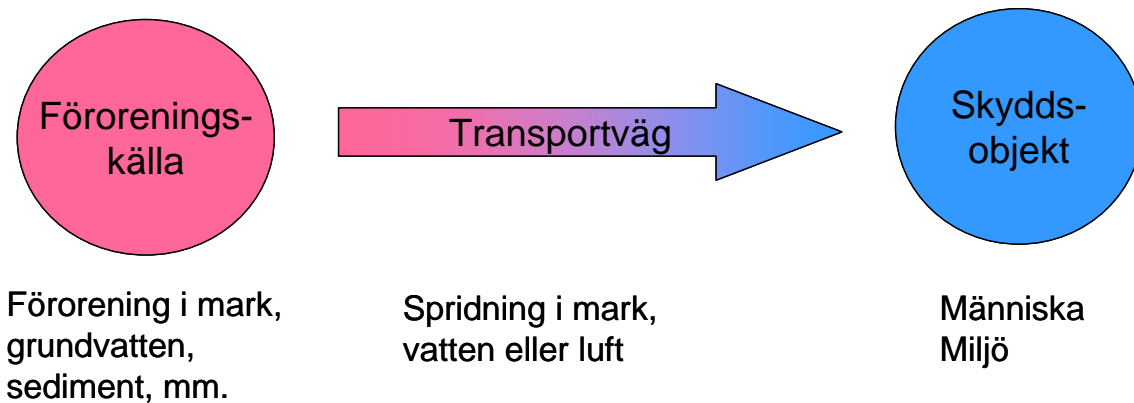
- Vilka risker innebär föroreningsituationen idag och i framtiden?
- Hur mycket behöver riskerna reduceras för att undvika skador på hälsa och miljö?

I en riskbedömning av ett förorenat område ingår att identifiera och bedöma storleken av de hälso- och miljörisker som kan uppkomma. Detta omfattar risker som kan finnas i dagsläget såväl som risker som kan uppkomma i framtiden. De framtida riskerna kan vara väsentligt annorlunda på grund av förändrade aktiviteter på området, t.ex. annan markanvändning, eller på grund av att föroreningarna sprids inom eller utanför området. Exempel på risker som behandlas i en riskbedömning för ett förorenat område är:

- hälsorisker för människor som vistas på eller i omgivningen till det förorenade området
- risker för miljön (växter, djur och ekologiska funktioner) på eller i omgivningen av det förorenade området
- spridning av föroreningar till omgivningen som kan orsaka risker för människors hälsa eller risker för miljön
- bidrag till den storskaliga miljöbelastning på grund av spridning av föroreningar från området

Man kan inte genom direkta mätningar bedöma alla typer av risker eller förutse vad som skall hända i framtiden. Därför används olika metoder och modeller för att uppskatta riskerna.

För att en risk skall uppstå med ett förorenat område krävs att det finns en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan spridas till platser eller medier där den kan orsaka en exponering av människa eller miljö (skyddsobjektet) samt att denna exponering kan leda till någon form av negativ påverkan. En schematisk beskrivning av förutsättningarna för att en risk skall uppstå visas i figur 2.1.



*Figur 2.1 Förutsättningar för att risk skall uppstå är att förorening från en källa kan via olika transportvägar spridas och exponera ett skyddsobjekt.*

Föroreningskällan är t.ex. ett förorenat mark-, grundvatten- eller sedimentområde. Skyddsobjektet är t.ex. människor som vistas på området eller ekosystemet i en sjö, men kan även vara mer storskaligt såsom Östersjön. För att en risk skall uppkomma krävs att föroreningen sprids längs transportvägarna. Dessa kan t.ex. vara damning, upptag av föroreningar i ätliga växter, spridning av ångor in i byggnader, spridning med grundvatten till en bäck, erosion av förorenade sediment mm. Storleken på den risk som kan uppstå beror på:

- Föroreningskällans halt och utbredning, men även de processer som kan förhindra att förorening lämnar källan (t.ex. hårt bundna föroreningar).
- Transportvägarnas effektivitet och de processer eller barriärer som kan motverka spridningen.
- Skyddsobjektets känslighet samt de omständigheter och skyddsåtgärder som kan förhindra att skyddsobjektet exponeras.

Som underlag för att bedöma dessa faktorer krävs kunskap om förhållandena i området (t.ex. markanvändning, geologi, hydrologi, geokemi, halter i olika media). Utgående från denna kunskap kan olika beräkningsmetoder användas för att bedöma föroreningens omfattning och spridning, den exponering som kan uppkomma samt vilka hälso- och miljöeffekter föroreningen kan innebära.

I sin enklaste form görs riskbedömningen genom att jämföra uppmätta halter av föroreningar på området med de generella riktvärdena för mark och/eller bakgrundshalterna. I den fördjupade riskbedömningen anpassas metoder och data till förhållandena vid det förorenade området, t.ex. genom att använda den modell som tagits fram för att beräkna platsspecifika riktvärden i mark (Naturvårdsverket, 2005) eller genom att använda andra metoder eller modeller. I en riskbedömning ingår dock även att beakta andra aspekter än haltförhållanden. Exempelvis bör områdets belastning på miljön som uppskattas och bedömas, se vidare avsnitt 2.1.

## 2.1 Principer för riskbedömningar

Arbetet med förorenade områden utgör ett led i miljövårdsarbetet. Riskbedömningar av förorenade områden skall därför grunda sig på samma principer som gäller för allt miljövårdsarbete. Utgångspunkter är t.ex. miljöbalkens allmänna hänsynsregler, de nationella miljömålen samt arbetet med begränsning av särskilt farliga ämnen. De

principer som fastläggs där och som utgör en bedömning och värdering av riskerna på en övergripande nivå, utgör viktiga grundförutsättningar för hur riskbedömning av förorenade områden skall genomföras. Bedömningen av vilken riskreduktion som behövs för att undvika negativa effekter på hälsa och miljö skall tillgodose dessa mål och principer.

### ***Miljöbalkens allmänna hänsynsregler***

De allmänna hänsynsregler som finns i kapitel 2 i miljöbalken gäller för all verksamhet som omfattas av miljöbalken, vilket innebär att dessa även skall återspeglas i riskbedömningar av förorenade områden. Bland annat ställs krav på att den som driver verksamhet eller vidtar åtgärder skaffar sig kunskaper om ingreppens miljöeffekter samt att om åtgärder vidtas som riskerar att påverka miljön skall olägenheterna begränsas så långt som möjligt. I miljöbalken hänvisas även till försiktighetsprincipen.

### ***Försiktighetsprincipen***

Riskbedömningar är förknippade med olika typer av osäkerheter, se vidare kapitel 6. Dessa orsakas bl.a. av att:

- Föroreningskällor kan vara svåra att upptäcka och det är svårt att analysera alla föroreningar som kan finnas inom ett förorenat område
- Spridning av föroreningar sker över långa tidsrymder och stora avstånd och är därför svår att bedöma
- Exponering kan ske på många olika sätt som inte alltid kan förutsägas
- Många föroreningars skadliga effekter är ofullständigt undersökta

För att säkra en hög skyddsnivå för miljön och för människors, djurs och växters hälsa i de fall då det vetenskapliga underlaget är ofullständigt tillämpas försiktighetsprincipen. Flera definitioner finns av denna princip med något olika innehåll. EU kommissionen har formulerat försiktighetsprincipen som:

- De potentiellt skadliga effekterna av en företeelse skall tas i beaktande om dessa har identifierats genom en vetenskaplig och objektiv bedömning, även om denna bedömning inte gör det möjligt att fastställa risken med tillräcklig säkerhet
- Man får inte avvakta med motåtgärder enbart av det skälet att man inte har full vetenskaplig bevisning

Vid en riskbedömning av förorenade områden tar sig försiktighetsprincipen oftast i uttryck 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.

Riskbedömningen skall basera sig på naturvetenskapliga principer. Den skall trygga att det inte uppstår skador på människor och miljö både på kort och på lång sikt. I praktiken innebär dock de val av förutsättningar som görs i riskbedömningen att vissa risker och skador accepteras, t.ex. att risken för ytterligare cancerfall inte är noll eller att några växt eller djurarter påverkas. Däri ligger ett mått av riskvärdering, vilken i delar görs på nationell nivå och därför inte bör justeras för platsspecifika förhållanden.

### ***Nationella miljömål***

De nationella miljömål som 1999 sattes upp av riksdagen anger den strävan samhället har när det gäller skydd av människors hälsa och vår miljö. Inriktningen är att miljömålen ska nås inom en generation. Arbetet med förorenade områden beskrivs i miljömålet Giftfri miljö, men berörs även av andra miljömål såsom Levande sjöar och vattendrag, Grundvatten av god kvalitet, Hav i balans, God bebyggd miljö m.m.

Miljömålet Giftfri miljö syftar till att miljön ska vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden, vilket innebär bl.a. följande:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadliga för människor.
- Förorenade områden är undersökta och vid behov åtgärdade.

I arbetet med att uppnå målen ingår att få bättre kunskap om kemiska ämnens påverkan på miljö och hälsa, komma bort ifrån användning av särskilt farliga ämnen samt hantera kemiska ämnen säkrare. Länsstyrelser och kommuner har baserat på de nationella målen bl.a. tagit fram regionala och lokala miljömål för arbetet med efterbehandling av förorenade områden.

### ***Prioriterade föroreningar***

Inom arbetet för en Giftfri Miljö prioriteras föroreningar med särskilt miljöskadlig verkan. Till dessa räknas ämnen som är giftiga, långlivade och som kan bioackumuleras, ämnen som är cancerframkallande, ger ärftliga skador, stör fortplantningen, skadar arvsmassan eller är hormonstörande samt även farliga metaller som kvicksilver, bly och kadmium. Målsättningen är att dessa ämnen skall fasas ut eller att användningen av dem kraftigt skall begränsas. Flera av de prioriterade ämnena förekommer i förorenade områden, se bilaga 1.

Prioriterade ämnen som förekommer i förorenade områden bör särskilt uppmärksammas i riskbedömningen. Eftersom målsättningen är att dessa ämnen skall tas bort från kretsloppet finns motiv för att reducera spridningen av dessa ämnen till omgivningen så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

## **2.2 Riskbedömning i efterbehandlingsarbetet**

Riskbedömningar används i olika skeden av ett efterbehandlingsprojekt med något olika syfte och inriktning. Riskbedömningar görs därför med olika detaljeringsnivå, främst beroende på hur omfattande underlag som finns tillgängligt, se avsnitt 2.4. Mer information om de olika skederna kan exempelvis fås i Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Naturvårdsverket, 2003).

I samband med ***inventeringar och i förstudieskedet*** görs en översiktlig bedömning av de risker som området utgör i syfte att riskklassa förorenade områden och för att kunna prioritera mellan olika områden.

**Under huvudstudieskedet** görs den slutliga riskbedömningen av det förorenade området, men riskbedömningen återkommer också som verktyg i åtgärdsutredningen och ibland även vid riskvärderingen.

- **Riskbedömning.** Utgående från vad man vill uppnå med projektet, vilket formulerats i övergripande åtgärds mål, bestäms inriktning och omfattning av riskbedömningen. En områdesbeskrivning görs för att få en överblick av förorenings situation, inklusive sammanställning av befintliga undersökningar, områdets historia (t.ex. tidigare verksamhet). Beskrivningen används också för att begränsa området som skall ingå i riskbedömningen, identifiera potentiella spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt (recipienter samt exponerade grupper och miljöer). En uppskattning görs av de risker som det förorenade området utgör idag och i framtiden. En bedömning görs även av åtgärdsbehovet, dvs. den riskreduktion som är hälso- och miljömässigt motiverad.
- **Åtgärdsutredning.** Åtgärdsalternativ tas fram och kostnader, risker och andra konsekvenser av dessa utreds. I samband med detta görs en bedömning av riskerna med olika åtgärder samt vilken riskreduktion som de olika åtgärderna åstadkommer.
- **Riskvärdering.** I riskvärderingen görs en sammanvägd bedömning av åtgärdsalternativen med hänsyn till vad som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Slutliga övergripande åtgärds mål, mätbara åtgärds mål och åtgärds krav fastställs. Om förändringar av de övergripande åtgärds målen görs i samband med riskvärderingen t.ex. genom att annan markanvändning bestäms påverkas förutsättningarna för den ursprungliga riskbedömningen och kompletteringar behöver göras.

Även i **genomförandeskedet** kan olika typer av riskbedömningar vara aktuella för att utvärdera riskerna förknippade med olika tekniska lösningar.

- **Riskbedömning**
  - Riskidentifiering (källor, transportvägar och skyddsobjekt)
  - Uppskattning av spridning och exponering
  - Uppskattning av effekter
  - Åtgärdsbehov
- **Åtgärdsutredning**
  - Behandlingsmetoder, kostnader, effekter
- **Riskvärdering**
  - Åtgärdsbehov sammanvägs med tekniska och finansiella förutsättningar, samhällsliga aspekter

Figur 2.2 Steg i riskbedömning och riskvärdering i en huvudstudie

### 2.2.1 Riskklassning

Riskklassning görs i samband med inventering av förorenade områden. Riskklassning görs enligt Metod för Inventering av Förorenade Områden (MIFO) och syftar framförallt till att bedöma om objektet är förorenat av en lokal föroreningskälla (Naturvårdsverket, 1999). MIFO-metoden används för prioriteringar mellan objekt och för att få en överblick över problemets omfattning. En riskklassning görs genom att bedöma och klassificera det förorenade området i följande avseenden:

- Föroreningarnas farlighet (som bestäms av deras toxikologiska egenskaper)
- Föroreningsnivåerna (dvs. halterna av de aktuella ämnena)
- Spridningsförutsättningarna (som exempelvis kan bero på ämnenas kemiska och fysikaliska egenskaper samt markens egenskaper och grundvattnets rörelser)
- Områdets känslighet (risken att människor utsätts för föroreningarna) och områdets skyddsvärde (förekomst av värdefull natur i omgivningarna)

De olika aspekterna delas in i fyra klasser och en sammanvägning av de klassade uppgifterna ger en slutlig riskklassningen från 1 till 4, där riskklass 1 betecknar områden som utgör störst risk för människor och miljö.

### 2.2.2 Förenklad riskbedömning

Vid en förenklad riskbedömning jämförs uppmätta halter på området med generella riktvärden. Dessa anger den föroreningshalt under vilken skadliga effekter på människor och miljön inte förväntas. Generella riktvärden finns framtagna för förorenad mark. Dessa tar inte hänsyn till platsspecifika förhållanden utan är beräknade för att ge ett skydd mot hälso- och miljöeffekter vid förhållanden som råder vid flertalet förorenade områden i landet, dock inte alla. Därför måste man alltid bedöma om förutsättningarna vid det aktuella området medger att de generella riktvärdena kan användas. Exempel på förhållanden som kan avvika är:

- Hur människor exponeras för föroreningen
- Spridningsförutsättningar
- Skyddsvärde på miljön på området och i omgivningen

De generella riktvärdena för förorenad mark och hur dessa skall användas beskrivs närmare i avsnitt 3.2.

### 2.2.3 Fördjupad riskbedömning

Det är inte alltid en förenklad riskbedömning genom jämförelse med generella riktvärden för mark är lämplig eller möjlig att utföra. Det kan gälla för förorenade markområden där förhållandena är sådana att generella riktvärden inte kan användas eller att riskbedömningen avser behandla frågeställningar som inte beskrivs på ett bra sätt av riktvärden. Andra metoder för riskbedömning kan även krävas när föroreningen huvudsakligen påträffas i grundvatten eller sediment. En möjlig referens är då exempelvis avvikelserna från bakgrundshalter, vilket dock inte berättar hur stor risken med de förhöjda laterna är, jämför Naturvårdsverket referens 1999 b-d och 2000.

### ***Platsspecifika riktvärden***

Då generella riktvärden inte kan användas kan platsspecifika riktvärden tas fram. De baseras på de förhållanden som råder vid det aktuella området. Mängden platsspecifik information som behövs beror på i vilka avseenden det aktuella området avviker från antaganden som gäller för de generella riktvärdena och på ambitionsnivån. För att förenkla framtagning och granskning av platsspecifika riktvärden har Naturvårdsverket tillsammans med Banverket och Vägverket tagit fram en beräkningsmodell för förorening i mark. Hur denna modell bör användas i riskbedömningen beskrivs närmare i kapitel 4, samt i någon mån i den beskrivning av beräkningsmodellen som hör till programmet.

### ***Riktvärden för andra föroreningar***

Om generella riktvärden inte finns framtagna för de aktuella föroreningarna kan riktvärden för dessa ämnen behöva tas fram. Värdena kan tas fram för de förhållanden som gäller för de generella riktvärdena eller beräknas utifrån platsspecifika förhållanden. Framtagning av riktvärden för nya ämnen kräver dock en stor mängd information om ämnets fysikalisk-kemiska, toxikologiska och miljöstörande egenskaper. Ingående data skall dock väljas med försiktighet då det vetenskapliga underlaget ofta är varierande och även för många parametrar sparsamt.

### ***Riktvärden för grundvatten, ytvatten och sediment***

Om förorening huvudsakligen förekommer i grundvatten eller sediment gäller andra förutsättningar för exponering och spridning än för situationen då föroreningen förekommer i mark. Naturvårdsverket har inte tagit fram några generella riktvärden för föroreningar i grundvatten, ytvatten eller sediment. Däremot finns bedömningsgrunder baserade på bakgrundshalt för flera medier och några ämnen (Naturvårdsverket, 1999 b-d, 2000). Kemikalieinspektionen har tagit fram riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten (KemI, 2004). Dessa bygger på utvärdering av ekotoxikologiska tester och anger den koncentration av ett ämne där inga effekter på vattenmiljön förväntas.

I avsaknad av svenska riktvärden för grundvatten och sediment baseras riskbedömningen ibland på riktvärden framtagna i andra länder eller värden framtagna för andra syften. Om sådana riktvärden används är det viktigt att ta reda på för vilket syfte och för vilka förutsättningar de är framtagna, exempelvis vilka skyddsobjekt som omfattas, acceptabla risknivåer, förutsättningar gällande recipienter, kemiska förhållanden, ekosystem m.m. samt att kontrollera om de är tillämpliga för en fördjupad riskbedömning på det aktuella förorenade området eller om de behöver anpassas.

### ***Andra metoder för fördjupad riskbedömning***

Fördjupade riskbedömningar av förorenade markområden eller andra media kan göras med andra metoder än genom att använda platsspecifika riktvärden, t.ex. metoder som innebär att man utgående från uppmätta koncentrationer i mark, vatten eller sediment beräknar den exponering och den risk som föroreningen utgör. I kapitel 5 redovisas översiktligt några metoder som kan användas vid fördjupade riskbedömningar av förorenade områden. Dessa metoder kan vara användbara för att:

- Göra en sammanvägd bedömning av hälsorisker då flera typer av föroreningar förekommer samtidigt
- Göra platsspecifika bedömningar av miljörisker

- Bedöma riskerna för och storleken av spridning, när förorening i olika delar av ett område har olika spridningsförutsättningar
- Bedöma effekten av olika efterbehandlingsåtgärder
- Vid riskbedömningar av förorenat grundvatten eller förorenade sediment
- Uppskatta tidsförloppet för spridning av en förorening

## 2.3 Riskbedömning och riskvärdering

En grundtanke i efterbehandlingsutredningar är att separera riskbedömningen (vetenskaplig bedömning av hälso- och miljörisker) och riskvärderingen (teknisk, ekonomisk och politisk bedömning av risker och möjliga åtgärder). En sådan separering är viktig för att särskilja de ställningstaganden som bygger på vetenskapliga bedömningar från de som bygger på värderingar utifrån ett mer övergripande perspektiv. Uppdelningen är också viktig för att särskilja olika parter roll i ett efterbehandlingsprojekt, dvs. beställare, konsulter och tillsynsmyndigheter.

De två momenten, riskbedömning och riskvärdering, är dock starkt sammankopplade och därmed beroende av varandra. Exempel på sammanlänkningar är:

- I grundförutsättningarna för riskbedömningen ingår frågor som innefattar värderingsfrågor, t.ex. antaganden om skyddsnivåer för miljön, acceptabel risknivå för cancerfall, grad av säkerhet som skall användas i indata och i beräkningarna. Ställningstaganden i dessa frågor grundar sig på en övergripande riskvärdering som gjorts i samhället och är därför givna förutsättningar vid en riskbedömning av förorenade områden.
- Inriktningen på riskbedömningen utgår från de preliminära övergripande åtgärds mål som formulerats för projektet och som ofta grundar sig på politiska mål för området. De övergripande åtgärds målen styr typ av markanvändning, val av skyddsobjekt samt andra aspekter som påverkar riskbedömningen. Förslag på övergripande åtgärds mål skall tas fram i ett tidigt skede av projektet, men kan senare revideras beroende på resultaten av riskbedömning och riskvärdering.
- De indata som används grundar sig ofta på riskbedömningar och riskvärderingar som gjorts i andra sammanhang, t.ex. toxikologiska gränser, dricksvattennormer, skydds krav för grundvatten och ytvatten, etc. och är även dessa givna förutsättningar för riskbedömningen av ett förorenat område.

Bedömningar och värderingar av risker kommer således att vara sammanlänkade i stor utsträckning. Det är därför viktigt att sammanlänkningen görs på ett sådant sätt att riskbedömningen blir ett effektivt verktyg i styrning av efterbehandlingsarbetet och så att en meningsfull riskvärdering kan göras. För att uppnå detta bör riskbedömningen separeras från värderingsfrågor så långt det är möjligt, vilket innebär att:

- De värderingsfrågor som utgör en grundförutsättning för riskbedömningen skall klargöras.
- I själva riskbedömningen bör inverkan av värderingsfrågor vara så liten som möjligt och i de fall värderingar läggs in skall dessa klart anges.
- De mätbara åtgärds målen som tas fram i riskvärderingen grundar sig på riskbedömningen, men tar även hänsyn till ekonomi, teknik samt politiska, juridiska och sociala faktorer. I detta skede kan eventuellt förändringar av de hälso- och

miljöriskbaserade kraven behöva göras. Då måste en återkoppling göras till riskbedömningen för att utreda vad dessa förändringar innebär riskmässigt. Både den ursprungliga liksom den förnyade riskbedömningen skall framgå liksom bakgrunden i den riskvärdering som gjorts.

## 3 Riskbedömningar och riktvärden

I detta kapitel redovisas hur riktvärden kan användas i riskbedömningen. Olika situationer när riktvärden kan eller inte kan användas redovisas och en bakgrund ges till de generella riktvärdena för förorenad mark.

### 3.1 Användning av riktvärden

Riktvärden tas fram för att på ett enkelt sätt kunna bedöma konsekvenserna vid olika föroreningsnivåer inom ett förorenat område. Riktvärden anger en föroreningsnivå som bör underskridas för att undvika risk för oönskade effekter på hälsa och miljö. De oönskade effekterna bedöms utifrån lågrisknivåer som baseras på föroreningarnas toxikologiska och ekotoxikologiska effekter.

Riktvärden kan tas fram för en rad olika medier (mark, grundvatten, sediment och ytvatten). Hittills har i första hand riktvärden för mark tillämpats i Sverige. Den följande diskussionen kommer därför att i huvudsak beröra riktvärden för förorenad mark.

#### 3.1.1 När bör riktvärden användas eller inte användas

Riktvärden är inte alltid den mest lämpliga metoden att använda för riskbedömningar. Riktvärdena är haltbaserade och tar endast begränsad hänsyn till hur stora ytor eller volymer som är förorenade. De är därigenom bäst lämpade för att bedöma risker som är direkt förknippade med halten i marken som t.ex.:

- Intag av förorenad jord
- Hudupptag
- Inandning av damm

Riktvärden är mer osäkra för att bedöma risker vid exponering på grund av att föroreningen sprids till andra medier som t.ex.:

- Spridning av ångor till inomhusluft
- Spridning med vatten till brunnar eller vattendrag
- Upptag i växter

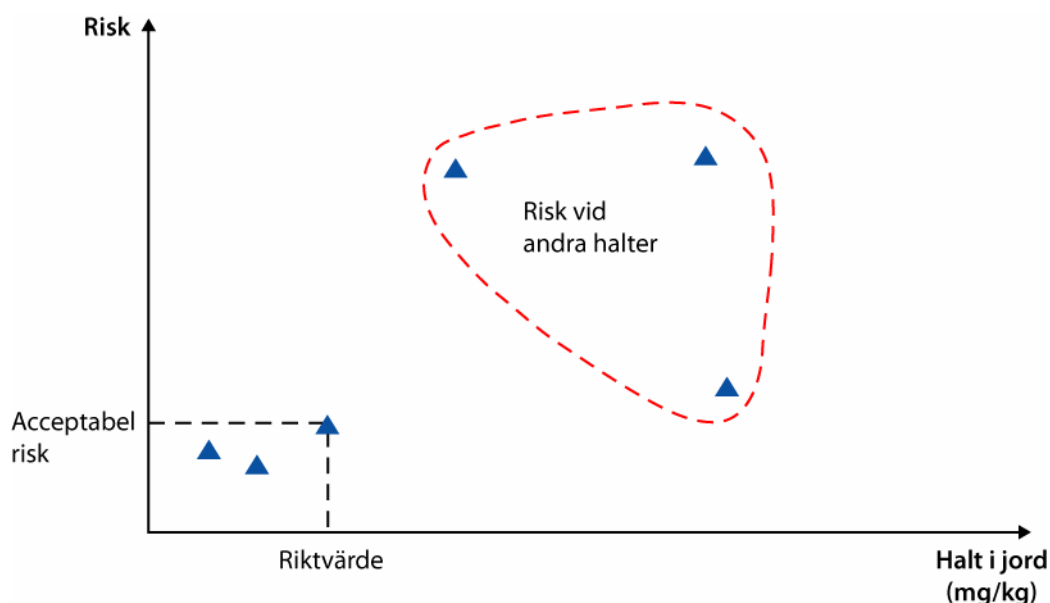
Riktvärden är inte direkt anpassade för att bedöma belastningen eller risken för spridningen av föroreningar till grundvatten och ytvatten, där spridningen och därmed riskerna direkt beror på källtermens storlek och utbredning. Detta beror på att de modeller som används för riktvärdesberäkningar är förenklade och endast i begränsad mån tar hänsyn till föroreningsmängder, storlek på förorenade ytor och spridningsförhållanden i olika delar av området. För områden med en komplicerad föroreningsutbredning, stora variationer i spridningsförutsättningar eller med komplicerade recipientförhållanden kan mer avancerade metoder och modeller behövas, se kapitel 5.

Riktvärden kan heller inte användas för att indikerar acceptabla halter i marken när åtgärder som innebär en ändring i fysiska, kemiska eller hydrologiska egenskaperna har tillämpats t.ex. när solidifiering eller inneslutning används.

Riktvärden tas fram för enskilda föroreningar eller grupper av föroreningar och tar endast i begränsad utsträckning hänsyn till samverkans effekter mellan föroreningar.

Därför bör en samlad riskbedömning för ett flertal föroreningar göras i det fall flera föroreningar förekommer samtidigt i betydande halter och samverkans effekter kan misstänkas.

Riktvärdena är användbara för att bedöma om ett åtgärdsbehov finns samt för att ge riktlinjer för vilka föroreningshalter som kan accepteras inom ett förorenat område. Riktvärden anger den föroreningshalt som motsvarar den acceptabla risknivån. Ofta är dock relationen mellan föroreningshalt och hälso- eller miljörisk inte linjär. I dessa fall det är inte möjligt att utifrån avvikelserna från riktvärdena bedöma hur stor riskerna är vid högre föroreningshalter. En halt tre gånger högre än riktvärdet innebär alltså inte alltid tre gånger högre risk. I figur 3.1 ges ett exempel på vilka risker olika halter kan innebära vid ett förorenat område.



Figur 3.1 Exempel på förhållande mellan risk och föroreningshalt i marken för ett förorenat område.

Halter som ligger under riktvärdet innebär risker som är lägre än den acceptabla nivån. För högre halter kan risken ligga över den acceptabla nivån, men hur mycket riskerna överskrider den acceptabla nivån är inte proportionellt till hur mycket föroreningshalten överskrider riktvärdet. För att bedöma den verkliga risken med de halter som förekommer inom ett förorenat område kan det därför krävas andra metoder som bedömer riskerna direkt utgående från den spridning, exponering och påverkan som råder idag och i framtiden, se vidare i kapitel 5.

## 3.2 Generella riktvärden

Generella riktvärden har tagits fram för förorenad mark. Dessa riktvärden gäller för halter i mark på lokalt begränsade områden som belastas med föroreningar från en punktkälla. Riktvärdena syftar till att täcka in de förutsättningar för spridning och exponering som förväntas råda vid flertalet förorenade områden i Sverige. De skall skydda både människor och miljö mot oönskade effekter. Människor skyddas på individnivå, medan miljön skyddas genom att säkerställa de funktioner som krävs i respektive miljö.

### **Markanvändning**

Generella riktvärden för bedömning av förorenad mark har utarbetats för tre olika typer av markanvändning där exponeringsvägar och exponerade grupper samt skyddsvärdet för miljön varierar. De tre typer av markanvändning är:

- **KM**, Känslig Markanvändning, där markkvaliteten inte begränsar val av markanvändning och grundvattnet skyddas till dricksvattennivå. Alla grupper människor (barn, vuxna, äldre) kan vistas permanent inom området under en livstid. De flesta typerna av markkosystem skyddas.
- **MKM GV**, Mindre Känslig Markanvändning med GrundVattenskydd, där markkvaliteten begränsar val av markanvändning till t.ex. kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas på objektet under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas på området tillfälligt. Skyddsnivån för markmiljön ger förutsättningar till de markfunktioner som är av betydelse vid denna typ av markanvändning, t.ex. etablering av viss vegetation, tillfälligt vistelse av djur på platsen. På ett avstånd av ca 500 meter skyddas grundvatten till dricksvattennivå.
- **MKM**, Mindre Känslig Markanvändning. Som ovan, men inget skyddsvärt grundvatten finns i närheten av platsen.

I förslaget till branschspecifika riktvärdena för bensinstationer definerades ytterligare två typer av markanvändning. Riktvärden för dessa markanvändningstyper kommer inte att fastslås.

- **Park**, parkmark, grönområden, naturmark eller skogsmark som barn och vuxna utnyttjar tillfälligtvis eller korta, men regelbundna tider. Inga byggnader finns eller planeras. Marken används inte för odling, men bär- och svamplockning etc. kan förekomma. Grundvatten i närheten av området skyddsvärt. Skydd för miljön motsvarande KM.
- **MLU**, Mark med Lågt Utnyttjande. Markkvaliteten begränsar val av markanvändning. Exponerade grupper är barn och vuxna som tillfälligtvis eller korta, men regelbundna tider vistas på området. Inga byggnader finns eller planeras. Marken används inte för odling, men bär- och svamplockning etc. kan förekomma. Grundvatten i närheten av området skyddsvärt. Skydd för miljön motsvarande MKM.

De parametrar som styr exponering och spridning har i vissa fall reviderats från de ursprungliga definitionerna (Naturvårdsverket, 1996 & Naturvårdsverket & SPI, 1998), vilket i vissa fall även inverkat på de generella riktvärdena. Se vidare Naturvårdsverkets remissutgåva om beräkningsmodellen för riktvärden för mark.

### **Grundläggande antaganden**

Vid framtagandet av de generella riktvärdena görs en beräkning av hur föroreningar fördelar sig och sprids i miljön. Denna bygger på följande antaganden:

- Fördelning av föroreningar mellan tre olika faser i marken beräknas utifrån att jämvikt råder i marken mellan föroreningshalten i porluft, porvatten och fast material.

- Föreningshalten i marken antas vara konstant över tiden, dvs. förändringar i föroreningshalten på grund av transport bort från området eller nedbrytning i marken beaktas inte.
- Hänsyn tas till spridning av föroreningar som damm i luften, i ångfas till inomhusluft, i vattenfas till grundvatten och ytvatten samt genom upptag i växter och fisk

Försiktiga antaganden görs om föroreningens lakbarhet och spridningsbenägenhet.

- Modellen antar att all analyserbar förorening på sikt är tillgänglig för spridning. Ingen hänsyn tas förekomst av föroreningar i former som är svårtillgängliga för utlakning.
- Ingen hänsyn tas till fastläggning och nedbrytning av föroreningar under transporten.

Vissa förenklingar som görs kan dock i vissa fall underskatta spridningen, t.ex:

- Spridning av organiska ämnen i fri fas beaktas inte.
- Spridning av förening bundna till partiklar beaktas inte.

De exponeringsvägar för människor som omfattas i modellen är:

- Direkt intag av förorenad jord via munnen
- Hudkontakt med förorenad jord
- Inandning av damm och ångor
- Konsumtion av dricksvatten från brunn
- Konsumtion av grönsaker som växer på området
- Konsumtion av fisk som fångas i ett vattendrag

Uppskattningen av hälsoeffekter bygger på följande antaganden:

- Riskerna beräknas för en kritiskt exponerad individ som tillbringar en stor andel av sin tid på området och också utför alla de aktiviteter som markanvändningen tillåter. De exponerade människorna antas ha ett normalt levnadssätt vad gäller t.ex. kostvanor och aktiviteter.
- För hälsorisker används toxikologiska effektnivåer (tolerabelt dagligt intag, cancerriskfaktorer) från organisationer som WHO och USEPA, som baseras på sammanställningar av tillgänglig kunskap om föroreningarnas toxiska effekter. Cancerriskfaktorer används för ämnen som kan orsaka skador på arvsmassan (genotoxiska ämnen) och är beräknade utifrån en extra livstidsrisk för 1 cancerfall på 100 000 exponerade individer.
- Föroreningarnas biotillgänglighet för människor antas vara den samma som användes för att ta fram de toxikologiska effektnivåerna.

Uppskattningen av miljöeffekter bygger på följande antaganden:

- I marken skyddas det ekologiska systemet, inte enskilda individer av djur och växter.
- Vid alla markanvändningar skyddas ekosystemet i närbelägna ytvattenrecipienter från påverkan av föroreningar som sprids från området.

- För miljöeffekter i mark och i ytvatten används riktvärden från organisationer som CCME i Kanada och RIVM i Nederländerna. Dessa baserar sig på sammanställningar och utvärderingar av tillgängliga data om ekotoxikologiska effekter av ämnena i mark och ytvatten.
- Föroreningarnas biotillgänglighet i miljön antas motsvara den som använts i dataunderlaget.

### 3.2.1 När skall generella respektive platsspecifika riktvärden användas

De förutsättningar rörande exponering, spridning och skyddsvärde som använts vid framtagning av de generella riktvärdena gäller inte för alla förorenade områden i Sverige. Förutsättningar som ibland avviker och därmed motiverar framtagandet av platsspecifika riktvärden är:

- En markanvändning som innebär andra exponeringsvägar för människor
- Andra krav på miljöskydd inom området
- Stora skillnader i spridningsförutsättningar, t.ex. förorening med annan rörlighet
- Andra grundvattenförhållanden
- Annan storlek/omsättning i ytvattenrecipienten
- Annan känslighet/skyddsvärde på recipienten

Några frågor skall ställas för att kontrollera om de generella riktvärdena kan användas samt för att förstå vilka begränsningar som gäller för deras användning:

- **Vilka föroreningar finns på området?** Finns generella riktvärden för alla väsentliga föroreningar? Om inte bör riktvärden tas fram för dessa föroreningar.
- **Hur farliga är föroreningarna?** Finns det anledning att misstänka att föroreningar på det aktuella området är mer eller mindre farliga än i den generella bedömningen, t.ex. genom samverkans effekter med andra föroreningar eller genom ändrad biotillgänglighet. Vid framtagning av de generella riktvärdena har inga samverkans effekter beaktats och man har antagit att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag.
- **Hur sprids föroreningarna?** Vid framtagning av de generella riktvärdena har modeller använts för att bedöma spridningen och antaganden har gjorts om värdet för ett antal parametrar i dessa modeller. I vissa fall kan spridning ske via spridningsvägar som inte beaktas i modellen för generella riktvärden, som exempelvis genom partikelspridning eller fri fas. I dessa fall behövs nya modeller eller beräkningssätt. I andra fall kan parametervärden för det aktuella området avvika från värden antagna i modellen för de generella riktvärdena.

Tabell 3.1 Värden på viktiga parametrar som används för beräkning av generella riktvärden.

Parameter	Värde	Betydelse
Halt organiskt kol i marken	2%	Fastläggning av organiska föroreningar i marken
Markens pH	5-7	Metallers rörlighet och tillgänglighet.
Utspädning porvatten/grundvatten	KM 1/15 MKMGV 1/55*	Transport till dricksvattenbrunn och till ytvattenrecipient
Utspädning porvatten/ytvatten	1/4000 **	Transport till ytvattenrecipient
Dammhalt i uteluft	70 µg/m <sup>3</sup>	Inandning av damm
Utspädning porluft/inomhusluft	1/5000 ***	Inandning av ångor

Noter: I den ursprungliga rapporten (NV 4639) användes delvis andra värden. Erfarenhet från de riskbedömningar som genomförts i Sverige vad gäller till exempel storleken på det förorenade området samt vissa ändringar i modellen har lett till något andra värden:

\* Tidigare användes 1/30 efter vissa justeringar ger modellen 1/55.

\*\*Tidigare användes 1/60 000 för utspädning mellan porvatten och ytvatten. För normalstora förorenade områden erhålls lägre utspädning.

\*\*\* Tidigare användes 1/20 000 för utspädning mellan porluft och inomhusluft. För normaltäta jordar erhålls en lägre utspädning i ytlagren ner till ungefär en meter.

- **Hur exponeras människor för föroreningar?** De generella riktvärdena bygger på tre olika markanvändningar. För varje markanvändning har ett exponeringsscenario tagits fram som definierar vilka exponeringsvägar som är aktuella samt storleken på exponeringsparametrarna. Generella riktvärden är utarbetade för att skydda människor med normalt levnadssätt och normal känslighet, inte människor med extrema vanor. På det aktuella området kan avvikelser från det antagna exponeringsscenariot förekomma, såsom ytterligare exponeringsvägar som kan vara viktiga för enskilda föroreningar, t.ex. exponering genom upptag av djurprodukter (kött, mjölk, ägg). Vissa exponeringsvägar som medtagits i de generella scenarierna kan förkomma i mindre utsträckning eller inte förkomma alls.
- **Hur exponeras miljön för föroreningar?** I likhet med exponeringsscenarioer för människor, har olika markanvändningar antagits för det förorenade området där olika krav ställs på skyddet av miljön. Höga krav har ställts för alla ytvattenrecipienter, dvs. att akvatisk liv i alla livscykelsteg inte skall påverkas av föroreningarna. De generella riktvärdena syftar till att skydda miljön genom att skydda fauna och flora på populationsnivå. Detta antas medföra skydd också av ekosystemets funktion. Om däremot kravet är skydd av flora och fauna på individnivå, t.ex. i fallet av hotade eller skyddsvärda arter eller ekonomiska viktiga individer, måste miljöriskerna bedömas på annat sätt, se kapitel 5.

I de fall väsentligt andra förutsättningar råder än under de generella förhållandena, kan platsspecifika riktvärden behöva tas fram. I många fall kan dock de generella

riktvärdena användas även om vissa förutsättningar avviker. Detta beror på att riktvärdet för ett enskilt ämne vanligen domineras av en enstaka spridnings- eller exponeringsväg och påverkas därmed inte av alla antaganden som gjorts i riktvärdesberäkningarna. Om riktvärdet inte är känsligt för de förhållanden som avviker kan de generella riktvärdena användas.

I kapitel 4 görs en genomgång av olika platsspecifika förutsättningar med vägledning för hur hänsyn till dessa bör tas vid beräkning av platsspecifika riktvärden.

### 3.3 Andra riktvärden och gränsvärden

En rad olika riktvärden och gränsvärden har tagits fram för andra ändamål. Syfte, grundläggande antaganden och tillämpningsområdet för dessa värden skiljer sig dock väsentligt från de som används för riktvärden för förorenad mark. Vissa riktvärden och gränsvärden kan dock i viss utsträckning användas även för riskbedömningar av förorenade områden:

- Dricksvattennormer från Livsmedelsverket, EU och WHO ger underlag för bedömning när grundvatten är tjänligt som dricksvatten. Dessa används också som indata för beräkning av riktvärden till mark. Dricksvattennormerna tar dock inte hänsyn till miljöeffekter som kan uppstå på grund av förorenat grundvatten. Ett ämnes påverkan på människor, växt- och djurliv skiljer sig ofta väsentligt.
- Bedömningsgrunder för grundvatten, sjöar och vattendrag samt kust och hav (Naturvårdsverket, 1999 b-d, 2000) ger underlag för bedömning av påverkan, bakgrundshalter och avvikelse från jämförvärden för framförallt metaller. Dessa kan användas som underlag för bedömning av påverkan på grundvatten och ytvatten, se avsnitt 4.6 och 4.7.
- Kemikalieinspektionens riktvärden för bekämpningsmedel (KemI, 2004) kan användas för bedömning av risk för påverkan på ytvatten. Dessa bygger på ekotoxiska tester och anger den nivå då effekter på vattenmiljön inte förväntas.
- Riktvärden för deponiavfall (SFS 2004:10) anger maximala nivåer för utlakning av föroreningar från avfall som deponeras på olika typer av deponier. Eftersom spridningsförutsättningar och omgivningsförhållanden är anpassade för deponier är dessa inte tillämpbara för riskbedömningar av förorenad mark. Detsamma gäller det förslag som tagits fram på haltgränser för deponering av förorenade massor (RVF, 2002). Dessa riktvärden är dock tillämpliga vid bedömning av uppgrävda massor som skall behandlas. Förorenade massor skall alltid förvaras med minst lika strakt skydd, långsiktighet och kontroll som föreskrivs för motsvarande deponiklass.
- Gränser för klassning av farligt avfall enligt Avfallsförordningen och Kemikalieinspektionens klassificeringssystem bygger på ämnens inneboende farliga egenskaper och utgår i stor utsträckning från andra förutsättningar än de som används för riskbedömningar av förorenade områden, men kan användas vid klassning av uppgrävda massor.

## 4 Platsspecifika riktvärden

Detta kapitel innehåller en genomgång av vad som bör och kan tas hänsyn till när en fördjupad riskbedömning görs för ett förorenat område. Beskrivningen fokuserar på framtagning av platsspecifika riktvärden för förorenad mark med utgångspunkt i den beräkningsmodell för platsspecifika riktvärden för mark som tagits fram (Naturvårdsverket, remissversion 2005). Mycket av materialet är dock också tillämpligt på andra typer av fördjupade riskbedömningar.

### 4.1 Platsspecifikt underlag

För att bedöma hälso- och miljörisker inom förorenade områden samt för att beräkna platsspecifika riktvärden i mark är det mycket viktigt att ha ett bra underlagsmaterial. Generellt gäller att ju mer information och data man har ju säkrare blir riskbedömningen. Underlagsmaterial som behövs för att göra en riskbedömning är:

- Inventering av verksamheter och omgivningsförhållanden
- Fältundersökningar

I kapitel 7 redovisas hur underlagsmaterialet till en riskbedömning bör redovisas.

#### *Inventeringar*

Inventeringsdelen i en miljöteknisk markundersökning är av stor vikt för att få en uppfattning om föroreningsituationen (t.ex. typ av föroreningar, kemikaliehantering, avfallshantering) samt tänkbara utsläppsområden och spridningsvägar. Resultaten från inventeringen ligger till grund för provtagnings- och analysstrategier samt utgör ett underlag för riskbedömningen.

I rapporten "Metodik för inventering av förorenade områden" (Naturvårdsverket, 1999a) beskrivs hur en inventering bör utföras. I denna inventeringsmetodik ingår en riskklassning, som används för att prioritera mellan olika objekt. MIFO används vid länsstyrelsernas och kommunernas inventeringar av förorenade områden. Även i de fall verksamhetsutövare eller exploatörer ansvarar för efterbehandlingsarbetet genomförs en inventering och en preliminär riskbedömning eller riskklassning.

I inventeringsarbete ingår också att ta in bakgrundsinformation som skall användas i riskbedömningen. Detta kan röra sig om att:

- Identifiera skyddsobjekt (brunnar, utströmningsområden, ytvatten, skyddsvärd natur)
- Samla in geologisk, hydrologisk och meteorologisk bakgrundsinformation
- Identifiera andra föroreningskällor i omgivningen
- Samla in och översiktligt utvärdera tidigare utförda utredningar och undersökningar

#### *Fältundersökningar*

Fältundersökningar ska klarlägga föroreningsituationen och ger underlagsdata för beräkning av platsspecifika riktvärden och kan exempelvis omfatta:

- Geologiska och hydrogeologiska data (t.ex. jordart, mäktighet på jordlager, markens vattengenomsläpplighet - hydraulisk konduktivitet, grundvattenförhållanden)

- Halt organiskt material, pH och redoxförhållanden i mark och grundvatten
- Halter och utbredning av föroreningar
- Föroreningarnas lakbarhet och mobilitet
- Spridningsvägar för föroreningar

Vilka data och den omfattning på fältundersökningar som erfordras för en riskbedömning och för beräkning av platsspecifika riktvärden beror på typ av förorening, föroreningens utbredning och tänkbara spridningsvägar, men även på syftet med riskbedömningen och de krav som ställs på säkerhet i riskbedömningen, se vidare kap 6.

Resultat av fältundersökningar bör sammanställas i en rapport innehållande redovisning av metodik för genomförandet, provtagningsplan enligt SGF:s Fälthandbok för miljötekniska markundersökningar (SGF, 2004) och en sammanställning av fält- och laboratorieanalysresultat. Vidare bör bedömd föroreningens utbredning i djup- och sidled motiveras och redovisas på en plan.

När kvaliteten på en riskbedömning och rimligheten i platsspecifika riktvärden skall bedömas är det viktigt att studera de inventerings- och fältundersökningsresultat som beräkningarna och riskbedömningen baseras på, som t.ex.:

- Hur bra är dokumentationen för olika tidsperioder och verksamheter?
- Hur bra är informationen om kemikalie- och avfallshanteringen?
- Har rätt ämnen i mark, sediment och vatten analyserats?
- Har rätt områden provtagits och på relevanta djup?
- Har tänkbara spridningsvägar utretts tillräckligt?
- Hur säker är bedömningen av föroreningens utbredning i mark, sediment och vatten?
- Kan föroreningar förekomma på ställen som inte kunnat undersökas t.ex. under byggnader?

## 4.2 Definition av beräkningsscenarier

### *Tidsaspekter i riskbedömningen*

Det tidsperspektiv som beaktas i riskbedömningen bör vara 100-tals till 1000-tals år. Graden av osäkerhet i bedömningen ökar kraftigt ju längre tidsperspektiv som skall beaktas. Osäkerheten i riskbedömningen för det längre tidsperspektivet innebär att olika krav ställs på hur:

- Markanvändningen skall definieras
- Området delas upp i olika delområden eller djupintervall
- Effekten av olika skyddsåtgärder skall beaktas
- Riskerna av kvarlämnande föroreningar skall beaktas

Riskbedömningen utgår från en tänkt framtida markanvändning av det förorenade området (bostadsmark, industrimark, naturmark etc.). En sådan markanvändning

beskriver en framtid på medellång sikt (ca 50 år). Inom denna tidsram kan markanvändning, föroreningars uppträdande, barriärers skyddsförmåga uppskattas med rimligt försiktiga antaganden.

I ett mer långsiktigt perspektiv (50 år till 100-1000-tals år) kan markanvändning, föroreningar och barriärers skyddsfunktion markant förändras. För att beakta det längre tidsperspektivet bör det i riskbedömningen säkerställas att konsekvenserna av en ändrad markanvändning eller förändringar av föroreningens egenskaper och barriärers skyddsfunktion inte leder till några oacceptabla risker för hälsa eller miljö. Mindre ändringar av markanvändningen inom ett område skall klaras utan ytterligare sanering, medan större ändringar av markanvändningen kräver en ny riskbedömning och eventuellt ytterligare sanering till den nivå som krävs om den nya markanvändningen är känsligare. Vilken hänsyn som måste tas till det långa tidsperspektivet beror bl.a. på föroreningen. Många organiska föroreningar bryts ned naturligt, vilket kan minska föroreningssituationen till acceptabla nivåer på sikt.

I följande delar av kapitel 4 beskrivs mer i detalj hur detta bör beaktas.

### **Markanvändning**

Definitionen av vilken markanvändning som skall förekomma på området är viktig eftersom den styr vilka grupper som exponeras och i vilken omfattning detta kan ske. Markanvändningen påverkar också vilka krav som skall ställas på skydd av markmiljön i ett område. Den markanvändning som riskbedömningen grundas på bör vara långsiktig, dvs. med rimlig säkerhet anses vara beständig inom en tidsram på flera decennier. Om stor osäkerhet gäller om framtida markanvändning bör effekten av alternativa markanvändningar utredas och så långt möjligt tas i beaktande vid sanering. Även möjligheten att återkomma till ett område för ytterligare sanering och ansvarsförhållandena bör påverka denna bedömning.

Det är alltså viktigt att korrekt definiera den markanvändning som förväntas på platsen, eftersom denna ligger till grund för antaganden om exponeringstider, krav på markmiljö m.m. Definition av markanvändning är nära knuten till framtagandet av övergripande åtgärds mål. Några viktiga aspekter att beakta när markanvändning definieras är att den skall:

- Beskriva de aktiviteter som regelmässigt förekommer på området, men även ta hänsyn till åtgärder som tidvis kan förekomma, t.ex. underhåll, utbyggnader samt annan aktivitet som sporadiskt kan förekomma på området.
- Beakta rimligt stora områden. Det är inte meningsfullt att ta fram riktvärden för mindre delområden.
- Vara långsiktig och därmed beakta rimliga framtida förändringar i markens utnyttjande.
- Beakta markanvändningen i angränsande områden, t.ex. närhet till bostadsområden.
- Definiera de krav som ställs på miljön i området och spridningen till omgivningen.

De markanvändningar som används för de generella riktvärdena (KM, MKM GV och MKM) är allmänt definierade och täcker in en mycket stor spridning i olika typer av markanvändning, exempelvis innefattar KM områden för daghem, flerbostadshus i tätort, områden för småhus, jordbruksmark, naturmark och MKM mark för kontor, industrier samt järnvägar och större vägar. Detta innebär att det finns en stor variationsbredd i exponeringsvägar och exponeringsförhållanden inom de generella

markanvändningarna. Eftersom riskbedömningen även skall täcka in variationer och mindre ändringar i markanvändningen är det inte motiverat att för platsspecifika riktvärden göra detaljerade beskrivningar av den nuvarande markanvändningen, t.ex. nuvarande boendes vanor eller användning av marken. Beräkningar av detta slag bör göras med goda försiktighetsmarginaler och med tanke på osäkerheterna i framtida användning.

### ***Markanvändning och fysisk planering***

I praktiken är markanvändningen starkt kopplad till planprocessen. I översiktsplanen regleras markanvändningen i stort, dock utan att vara bindande. Det finns dock möjlighet att genom områdesbestämmelser reservera ett område för den markanvändning som anges i översiktsplanen. I de fall ett förorenat område skall exploateras för bostadsändamål bör en detaljplan upprättas. Detaljplanen kan dock inte antas förrän området är lämpligt för bebyggelse, dvs. efter att åtgärder vidtagits. Det finns mycket små möjligheter att i detaljplan införa bestämmelser om villkor eller åtgärder som ska vidtas vid bebyggande av ett område som är förorenat. De relevanta begränsningar som för närvarande kan göras gäller:

- Exploateringsrätten (mark som inte får bebyggas - prickmark och källardjup)
- Byggnaders användning, placering och tekniska utförande
- Utformning av vegetation och markyta

Generella restriktioner i markanvändning kan inte föras in i planen, t.ex. förbud mot schaktning. Därigenom kan detaljplaner inte användas för att bevara information om förhållandena inom ett förorenat område.

Ett sätt att föra in markanvändningsrestriktioner är att upprätta miljöriskområden. För miljöriskområden kan länsstyrelsen besluta om inskränkningar i markanvändningen eller att vissa åtgärder såsom grävning, schaktning och markarbeten, bebyggelseåtgärder, ändrad markanvändning skall vara förenade med villkor eller skall föregås av en anmälan till tillsynsmyndigheten. Att upprätta ett miljöriskområde är ett omfattande arbete och har hittills bedömts vara ett olämpligt tillvägagångssätt för att införa restriktioner på efterbehandlade områden.

Ett alternativ är att hos Inskrivningsmyndigheten ansöka om att fastighetsbundna markanvändningsrestriktioner förs in i fastighetsregistret. Därigenom kommer information om restriktioner att bevaras för framtiden och även följa med vid fastighetsombildningar.

Den begränsade möjlighet som finns att reglera aktiviteter som skulle kunna leda till en förhöjd exponering eller spridning inom ett område och osäkerheten om att information om kvarlämnad förorening bevaras för framtida markägare och markanvändare samt myndigheter skall beaktas i riskbedömningen. Vid en sanering om innebär kvarlämnande av föroreningar och begränsningar i markanvändningen skall åtgärder vidtas för att spara informationen i ett längre perspektiv.

### ***Omgivning och skyddsobjekt***

I riskbedömningen räcker det inte att beakta förhållandena inom det förorenade området utan hänsyn måste även tas till omgivningen och eventuella skyddsobjekt som finns där. Modellen för platsspecifika riktvärden beaktar att förorening kan spridas med grundvattnet och påverka brunnar och ytvatten, men även andra spridningsvägar och

skyddsobjekt kan förekomma. Risken för påverkan av skyddsobjekt utanför det förorenade området skall beaktas i riskbedömningen. Exempel på andra sätt som omgivningen kan påverkas är:

- Barn och vuxna i områden med känslig markanvändning, t.ex. bostadsområden, skolor eller parker, kan tänkas besöka ett angränsande förorenat område eller förorenat område i närheten
- Spridning av flyktiga föroreningar med grundvattnet som sedan förångas och tar sig in i byggnader som ligger utanför det förorenade området
- Ackumulation av föroreningar i omgivningen. Till exempel kan ändrade geokemiska förhållanden vid utströmning av förorenat grundvatten i våtmarker medföra att tungmetaller ansamlas där
- Föroreningar kan även spridas till omgivningen på andra sätt än med grundvattnet, se avsnitt 4.5.

I riskbedömningen skall inte bara den lokala påverkan av föroreningen beaktas. Hänsyn måste även tas till det bidrag den storskaliga belastning som det förorenade området kan orsaka. Vid bedömningen skall hänsyn även tas till utsläpp från andra källor som bidrar till belastningen på omgivningen. I det generella fallet antas det förorenade området vara den enda enskilda föroreningskällan som påverkar skyddsobjektet.

### ***Indelning av markanvändning i delområden***

Indelning av ett förorenat område i mindre delområden med skilda markanvändningar bör så långt som möjligt undvikas. Flera olika markanvändningstyper kan förekomma inom en given typ av markanvändning, t.ex. inom ett bostadsområde kan finnas bostadshus, kontor, serviceinrättningar, affärslokaler, gatumark, grönområden, etc. Exponeringsförhållanden och spridningsförhållanden inom dessa delområden kan på kort sikt avvika från de som gäller generellt för markanvändningen. Av flera skäl är en indelning av ett sådant område i delområden med olika riktvärden dock olämplig.

För det första går det inte att bedöma riskerna separat för ett enskilt delområde eftersom:

- Exponeringsförhållandena inte styrs enbart av användningen inom det lokala delområdet, utan även påverkas av användningen i omkringliggande områden.
- Spridningsförhållandena påverkas inte enbart av förhållanden (t.ex. infiltration) i det lokala området utan påverkas även av omgivningen genom grundvattenflöden, påverkan från vattenståndsvariationer i ytvatten m.m. Flyktiga ångor kan t.ex. transporteras horisontellt i marken under hårdgjorda ytor eller längs med ledningsgravar.
- Föroreningar som lämnas kvar inom ett område kan på sikt spridas till angränsande områden.

För det andra kan man inte säkerställa att den indelningen som antas i riskbedömningen är långsiktig:

- Användningen av marken kan ändras och möjligheterna att sätta restriktioner på markanvändningen är begränsade. Det finns därför inga garantier för att exponerings- och spridningsförhållanden inte ändras.
- Möjligheten att bevara information om områden med kvarlämnade höga halter av förorening är begränsade.

- Risken för misstag ökar med komplexiteten i indelningen.

En indelning i delområden bör därför endast göras för särskilda fall när användningen av markanvändningen på goda grunder kan betraktas som långsiktig och då fysiska eller administrativa restriktioner i markanvändningen kan och är lämpliga att användas.

### *Indelning utgående från föroreningsdjup*

Även djupindelning av mark bör så långt som möjligt undvikas. Det är dock inte ovanligt i större saneringar att en viss djupindelning av ekonomiska skäl måste göras i riskvärderingen. Detta måste i så fall beaktas i den förnyade riskbedömningen. Det är då viktigt att få djupindelningar används och att de olika lagren har en väsentlig mäktighet.

Risken för att människor exponeras för föroreningar minskar dock om föroreningarna ligger djupare ned i marken. I riskbedömningen kan hänsyn tas till detta genom att förändra exponeringsparametrarna för de olika djupen. Indelningen av djupintervall kan göras mot bakgrund av de aktiviteter som i ett längre perspektiv kan förväntas ske på området, såsom grävning för mindre markinstallationer som stolpfundament, grävning för ledningsgravar ned till frostfritt djup, men även grundvattenytans läge, jordartsföljder m.m. Om marken delas upp i djupintervall måste dock hänsyn tas till bl.a.:

- Grävning och schaktning i djupare liggande jord kan förekomma. Detta ger en exponering vid grävstillfället, men kan också innebära att uppschaktad jord blir kvar på ytan. Grävning och schaktning förekommer frekvent i bebyggda områden och sker då ofta ned till en nivå 30-50 cm under tjälffritt djup.
- Naturliga processer såsom tjälning, sättningar och erosion kan göra att djupare liggande jord på sikt blir åtkomlig från markytan.
- Transport av föroreningar kan ske nedåt i marken med infiltrerande nederbörd, men även uppåt på grund av varierande grundvattenytor, kapillärsugning eller genom växtupptag.
- Jordarterna och övriga förhållanden förändras med djupet, vilket kan innebära bättre spridningsförutsättningar
- Spridningsförutsättningarna ökar normalt då föroreningen ligger under grundvattennivån.

För att ta hänsyn till att material inte förs från ett skikt till ett annat bör de djupintervall som används för att definiera ett beräkningsscenario ha en väsentlig mäktighet (minst 1 - 2 meter). Detta är framför allt viktigt för ytlagret där en tumregel bör vara frostfritt djup plus 30-50 cm. Svårigheten att reglera aktiviteter som kan leda till en omblandning av jordprofilen bör också vägas in. Om riktvärdena i två angränsande djup skiljer sig väsentligt bör en fördjupad analys av risken för omblandningen göras. Användning av få lager med en väsentlig mäktighet ger även bättre möjligheter att bevara information om kvarlämnade föroreningar, minskar exponeringsrisk på grund av okunskap, gör markrestriktioner mer lätthanterliga samt underlättar eventuella framtida kompletterande saneringar.

De mänskliga och naturliga omblandningsprocesserna är svåra att kvantifiera och ingår inte direkt i riktvärdesmodellen för mark. Hänsyn bör därför tas till detta genom att i beräkningarna ta hänsyn till att:

- Exponering kan förekomma även från djupare liggande jordlager, se avsnitt 4.3

- Spridning av föroreningar till grundvatten och till ytvatten måste beaktas och adderas från samtliga djupintervall och kan även vara större för djupare liggande förorening, se avsnitt 4.5

### 4.3 Exponeringsvägar för människa

#### *Hur man väljer exponeringsscenarioer utifrån markanvändning*

I en fördjupad riskbedömning görs en genomgång av vilka exponeringsförhållanden som är relevanta för den aktuella markanvändningen. Utgångspunkten bör vara de exponeringsscenarioer, dvs. exponeringsvägar, exponeringstider m.m., som används i den generella modellen för KM, MKM och MKM GV. Platsspecifika modifieringar av exponeringsscenarioerna kan sedan göras genom att:

- Ändra vilka exponeringsvägar som skall beaktas
- Ändra exponeringsparametrarna

När man definierar exponeringsförhållanden bör följande beaktas:

- De exponeringsscenarioer som används för hälsoriskbedömningen syftar inte till att i detalj beskriva den exponering som sker i dagsläget, utan är ett sätt att definiera de aktiviteter som skall kunna förekomma vid den givna markanvändningen utan att det uppkommer risk för hälsoeffekter.
- Exponeringen skall beräknas för de personer som kan tänkas exponeras mest. Detta består i en tänkt person ur den kritiska gruppen, som genom sin livsföring riskerar att utsätta sig för störst exponering i dagsläget eller i framtiden. Den kritiska gruppen behöver således inte utgöra en verklig grupp människor.
- Det är inte relevant att genomföra några detaljerade undersökningar av den verkliga exponeringen på platsen i dagsläget, utan istället skall t.ex. exponeringstider baseras på försiktiga, men rimliga uppskattningar.

#### *Förändringar av exponeringsvägar*

Vilka exponeringsvägar som är relevanta för olika typer av markanvändning skall ses långsiktigt och även beakta påverkan på omkringliggande områden. Exempelvis kan damning från förorenade områden orsaka exponering via inandning och intag via munnen i omgivande områden. Vidare kan jord som i dagsläget ligger otillgänglig för människor genom omblandning senare bli tillgänglig.

Man bör beakta flera aspekter innan man tar bort en exponeringsväg från riskbedömningen och alltid överväga om man istället bara bör minska dess vikt. Exempelvis bör man beakta följande:

- Exponeringsvägar kan uteslutas från riskbedömningen endast om det säkert kan avgöras att de inte är relevanta i ett långtidsperspektiv eller inte är relevanta för markanvändningen i den närmaste omgivningen.
- En bedömning skall alltid göras om de kvarvarande exponeringsvägar i riskbedömningen tillfredställande täcker in förhållandena på det förorenade området och i dess omgivning vid dagens situation och i framtiden.

Ytterligare ett argument för att vara restriktiv med att helt utesluta exponeringsvägar från riskbedömningen är att bedömningen bygger på en förenkling av de verkliga

exponeringsförhållandena. Modellen för platsspecifika riktvärden för mark beaktar totalt sju exponeringsvägar för människor. Exponeringsvägarna är valda utgående från de markanvändningar som definierats med de generella riktvärdena. I andra fall kan ytterligare exponeringsvägar vara relevanta. Beräkningsmodellen tar t.ex. inte upp exponering genom intag av djurprodukter som producerats på mark med föroreningar. För de flesta ämnen dominerar risken av en eller två exponeringsvägar, medan de övriga är av underordnad betydelse. Om en viktig exponeringsväg inte bedöms vara relevant för den givna markanvändningen och därför inte beaktas i riskbedömningen, kommer istället andra, tidigare underordnade, exponeringsvägar att dominera. Detta kan påverka riktvärdet avsevärt.

### ***Förändringar av exponeringsparametrar***

För många markanvändningar har vissa exponeringsvägar mindre betydelse även om de inte helt kan uteslutas. I dessa fall kan en reduktion av exponeringsparametrarna göras och då i första hand en väl motiverad justering av exponeringstiden. En sammanställning av platsspecifika faktorer för olika exponeringsvägar ges i tabell 4.1.

Andra parametrar såsom hur mycket jord vuxna och barn får i sig, hur mycket man andas, konsumtion av vatten, grönsaker eller fisk är satta för att skydda kritiska individer och bör inte ändras.

Tabell 4.1 *Platsspecifika faktorer för olika exponeringsparametrar*

Exponeringsväg	Relevant för	Platsspecifika faktorer	Normalt inte platsspecifika faktorer	Djupberoende
Direkt intag av jord	Alla typer av markanvändning	Antal dagar per år vistelse sker på området. Obs: bygger på data för långa tidsperioder.	Mängd jord som intas per dag.	Möjlighet att komma åt förorenad jord
Hudkontakt	Alla typer av markanvändning	Antal dagar per år som vistelse sker på området. Obs: bygger på data för långa tidsperioder.	Exponerad hudyta. Mängd jord på huden.	Möjlighet att komma åt förorenad jord
Inandning av damm	Alla typer av markanvändning	Antal timmar per år som vistelse sker på området. Dammhalter i luft. Andel förorenad jord i damm.	Mängd luft som andas in per dag.	Damningsbenägenhet
Inandning av ångor	Alla typer av markanvändning, men mest relevant om byggnader finns	De timmar per år som vistelse sker på området. Utspädning av porluft i jorden till luft inomhus och utomhus	Mängd luft som andas in per dag.	Spridning av ångor
Intag av dricksvatten	Där drickbart grundvatten används eller kan komma att användas	Utspädning till brunn	Mängd vatten som konsumeras per dag	Spridning av föroreningar till brunn kan vara djupberoende.
Intag av växter	Där möjligheter till odling finns	Växtupptagsfaktorer	Mängd växter som konsumeras per dag	Upptag i växter
Intag av fisk	Där ytvatten med möjlighet till fiske finns	Utspädning till ytvatten	Mängd fisk som konsumeras per dag	Spridning av föroreningar till ytvatten kan vara djupberoende.

### **Reduktion av exponering genom tekniska konstruktioner**

Olika typer av barriärer kan förhindra åtkomst eller spridning av föroreningar och därmed minska exponeringen. Beslut om typ av åtgärd tas i riskvärderingen, varvid flera frågor måste besvaras som exempelvis: Är saneringsmetoden lämplig i det enskilda fallet? Är åtgärden långsiktigt hållbar? Vilka alternativa metoder finns? Hur påverkas ansvarsförhållandena? Vilken kontroll av åtgärdens effektivitet behövs i ett längre perspektiv?

När effekten av en föreslagen barriär bedöms är det speciellt viktigt att hänsyn tas till det tidsperspektiv som gäller för riskbedömningen. Är det rimligt att anta att barriären

kommer att vara intakt under långa tider? Kan dess funktion försämrans på grund av naturliga processer eller mänskliga aktiviteter? Vilken spridning sker trots konstruktionen genom t.ex. grundvattenflöden, diffusion eller biologisk aktivitet?

Om barriären har mycket hög beständighet, motsvarande de krav som ställs på täckning, långsiktighet och kontroll av deponier, bör exponeringen i riskbedömningen kunna reduceras avsevärt. För barriärer med måttlig beständighet, som enkla asfaltskikt eller andra typer av hårdgjorda ytor, bör däremot ingen reduktion av exponeringen tillåtas.

Samma typ av övervägande bör göras när risken för spridning av föroreningar beaktas, se avsnitt 4.5.

### ***Risker med kvarlämnad förorening***

De risker som kan uppkomma med kvarlämnad förorening (t.ex. i djupare liggande jord, under byggnader, barriärer eller tätskikt) vad gäller exponering och spridning skall alltid beaktas. Detta gäller spridning såväl inom som utanför området. Har man stora skillnader i halter bör risken för att föroreningar sprids inom området särskilt beräknas. Informationen om kvarlämnad förorening skall bevaras och vid behov skall restriktioner införas.

## **4.4 Krav på skydd av markmiljön**

Skyddet av markmiljön är inriktat mot att skydda det ekologiska systemet, men garanterar inte ett skydd av enskilda individer av alla djur- och växtarter. För markmiljön skall markens funktioner upprätthållas och arter högre upp i näringskedjan skall skyddas. Grundtanken är att även mark är en resurs värd att bevara och att ekosystemen, i alla områden och på alla djup, därför skall skyddas för att markens funktioner skall kunna bibehållas. Detta är dock inte alltid en rimlig ambitionsnivå. Krav på skydd av markmiljön styrs även av den tänkta markanvändningen samt det skyddsvärde som området och dess omgivning har. Grundtanken blir då framförallt viktigt för mark, som nu eller i framtiden, kommer att uppfattas som naturlig jord där ekosystemen förväntas vara normala, i motsats till exempelvis förväntningarna på ett material som uppfattas vara mänskligt tillverkat.

Riktvärden för markmiljön anges för de generella riktvärdena på två nivåer: höga krav för Känslig Markanvändning, KM, samt lägre krav för Mindre Känslig Markanvändning, MKM. Vid KM ställs krav på att markens funktioner skall skyddas så att marken kan användas utan begränsningar (t.ex. jordbruk, skogsbruk). För MKM sätts kraven på markmiljön så att markfunktioner för denna typ av markanvändning kan upprätthållas, t.ex. växtförhållanden (t.ex. längs vägkanter), skydd av djur som vistas på området, m.m.

### ***Platsspecifika krav på skydd av markmiljön***

Kraven som ställs på skydd av markfunktion kan till viss mån göras platsspecifika, både så att högre eller ett lägre krav jämfört de generella riktvärdena kan användas. Både i omgivningar som har högt skyddsvärde och som är viktiga för den biologiska mångfalden, t.ex. skyddade områden, riksintressen för naturvården, Natura 2000-områden och liknade liksom i omgivningar som idag är lite eller måttligt belastade av föroreningar bör kraven på skydd av markmiljön vara hög.

I tydligt belastade områden (t.ex. tätorter) bör kraven på skydd av markmiljön vara hög för känsliga markanvändningar, t.ex. bostadsområden och grönområden. För mindre känsliga markanvändningar (industriområden, affärsområden, större vägar) bör dock lägre krav kunna ställas på skyddet av markmiljön. I denna typ av områden är markmiljön ofta redan kraftigt påverkad av olika verksamheter och jorden eller markmaterialet har egenskaper som ger begränsade förutsättningar för att återskapa en miljö som kan stödja naturliga funktioner.

Den metod som används för att ta fram riktvärden för skydd av markmiljön bygger på en samlad utvärdering av resultat från generella ekotoxikologiska tester på ett urval av arter och är därmed svår att anpassa till platsspecifika förutsättningar. Dataunderlaget är dessutom bristfälligt för många ämnen, vilket gjort det svårt att fastställa vilken föroreningshalt i marken som motsvarar en given skyddsnivå eller att uppskatta säkerhetsmarginalen till nivåer där skadliga effekter uppkommer.

Högre krav bör generellt ställas för föroreningar som är persistenta och bioackumulerbara och som därför kan leda till miljöpåverkan på sikt. Detta gäller även ämnen som har toxiska egenskaper som kan inte detekteras i enkla ekotoxikologiska tester (t.ex. ämnen med hormonell påverkan). Från samhällets sida finns en målsättning att fasa ut eller kraftigt begränsa denna typ av ämnen (se bilaga 1).

### ***Skydd av markmiljön på olika djup***

Eftersom hela jordprofilen utgör ett ekologiskt system är det olämpligt att definiera olika skyddsnivåer i olika skikt i marken. Jordens ekologiska systems betydelse för markens totala funktion förväntas dock avta med djupet. Det djup som är väsentligt för att stödja markens funktion är platsspecifikt och beror på jordartsförhållanden, hydrologiska förhållanden och typ av ekosystem.

I grundfallet bör inte en djupindelning göras. Är det dock i riskvärderingen nödvändigt att göra en djupindelning bör detta motiveras och för de flesta miljöer och markanvändningar en indelning grundare än två meter undvikas. Detta är i stort sätt samma nivå som föreslås för minskning av exponeringsvägar till människan. Markfauna och flora förekommer dock även på en djupare nivåer, t.ex. tränger växtrötter ofta ned till grundvattenytan.

Om en djupindelning görs skall en bedömning göras om marklevande organismer djupare ned i marken är av betydelse för ekosystemet. I fall där de är av betydelse, måste markmiljön skyddas till en djupare nivå.

Djuplevande markorganismer kan orsaka en viss spridning av föroreningar och omblandning av förorenat mark, t.ex. genom upptag av föroreningar med vatten till växterna överjordiska delar. Vid behov bör en översiktlig uppskattning av dessa transportvägar bör göras.

### ***Skydd av markmiljön i olika delområden***

Markekosystemet avgränsas inte av olika användningsområden på markytan utan samverkan sker mellan olika delområden. Olika krav på skydd av markmiljön bör därför inte ställas inom olika delområden med begränsad storlek.

Under hus och hårdgjorda ytor är den biologiska aktiviteten lägre på grund av den begränsade tillgången på vatten och ljus. Markfauna finns dock även där. Eventuella val att inte skydda eller reducera skyddet av markekosystemet skall motiveras i riskvärderingen, varvid bland annat långsiktighet och ansvarsförhållanden skall beaktas.

## 4.5 Spridning av förorening

Ett förorenat område orsakar inte bara hälso- och miljöeffekter inom själva området utan spridning av föroreningar kan leda till negativa konsekvenser även i omgivningen. En rad olika processer kan leda till att föroreningar sprids:

- löst eller partikelbundet med mark- och grundvatten
- damning
- förångning och spridning i gasfas
- spridning av organiska ämnen som fri fas
- erosion, skred och ras

Utförligare beskrivningar av spridningsprocesser för föroreningar i mark finns i exempelvis Naturvårdsverket (1996a) och Gustafsson mfl, 2005.

### 4.5.1 Beräkning av förorenings-spridning i riktvärdesmodellen

I beräkningsprogrammet för platsspecifika riktvärden för mark görs uppskattningar av förorenings-spridningen och de koncentrationer som kan uppkomma i omgivningen. Den beräknade koncentrationen i omgivningen jämförs sedan med olika haltkriterier för luft, grundvatten och ytvatten. Utifrån denna jämförelse beräknas sedan den maximala halten i marken i det förorenade området som kan accepteras utan att haltkriterierna i omgivningen överskrids.

Den beräkning som görs bygger på vissa förenklingar och antaganden:

- Fördelning av föroreningar mellan tre olika faser i marken beräknas utifrån att jämvikt råder i marken mellan föroreningshalten i porluft, porvatten och fast material.
- Föreninghalten i marken antas vara konstant över tiden, dvs. förändringar i föroreningshalten på grund av transport bort från området eller nedbrytning i marken beaktas inte.
- Hänsyn tas till spridning av föroreningar som damm i luften, i ångfas till inomhusluft, i vattenfas till grundvatten och ytvatten samt genom upptag i växter och fisk

Försiktiga antaganden görs om förorenings-lakbarhet och spridningsbenägenhet.

- Modellen antar att all analyserbar förorening på sikt är tillgänglig för spridning. Ingen hänsyn tas förekomst av föroreningar i former som är svårtillgängliga för utlakning.
- Ingen hänsyn tas till fastläggning och nedbrytning av föroreningar under transporten.

Vissa förenklingar som görs kan dock i bland underskatta spridningen, t.ex:

- Spridning av organiska ämnen som en fri fas beaktas inte.
- Spridning av förening bundna till partiklar beaktas inte

I följande stycken beskrivs de olika spridningsprocesserna mer i detalj.

#### 4.5.2 Spridning av föroreningar i gasfas

Flyktiga och halvflyktiga föreningar kan transporteras genom marken och tränga in i byggnader där de kan förorena inomhusluften. Även utomhusluften kan påverkas. Den begränsade transporten av ångor genom marken tillsammans med utspädningen i omgivningsluften gör att koncentrationen ovanför markytan kommer att vara betydligt lägre än koncentrationen i porluften. Ett konstant förhållanden antas råda mellan halten i markluft och halten ovanför markytan. Förhållandet beskrivs med en utspädningsfaktor.

I den platsspecifika modellen beräknas utspädningsfaktorer med den metodik som användes i den branschspecifika modellen för bensinstationer. Den tar hänsyn till diffusion av ångor genom marken, inläckage av markluft i huset samt luftomsättningen i huset.

De beräknade utspädningsfaktorerna varierar kraftigt mellan olika jordarter främst beroende på olika vattenhalt. Diffusion av förorening genom en jord med stor andel vattenfyllda porer sker betydligt långsammare än om porerna huvudsakligen är luftfyllda. I sin nuvarande utformning tar modellen inte hänsyn till att föroreningar även kan diffundera i löst form i de vattenfyllda porerna. Det kan ha betydelse för föroreningar med måttlig flyktighet, dvs. låga värden på Henrys konstant.

I modellen görs även en justering för att det markskikt som ligger närmast under huset kommer att utarmas på förorening och att halterna i inomhusluften därmed kommer att sjunka. Detta är av betydelse för mycket flyktiga föroreningar.

För spridning av ångor till utomhusluft uppskattas utspädningen med en enkel modell som bygger på att föroreningen diffunderar från markytan och sedan späds ut i omgivningsluften.

För beräkning av platsspecifika värden gäller att:

- De jordegenskaper som skall användas för att beräkna spridningen gäller för markskiktet som ångorna skall passera innan de når markytan, dvs. mellan föroreningen och markytan.
- Mängden markluft som läcker in i huset är ofta svår att uppskatta. Försiktiga antaganden bör göras även för byggnader som förses med radonskyddad eller radonsäker grund. Även om grunden är tätad kan förorening tränga in genom exempelvis rör genomföringar.

#### 4.5.3 Spridning av föroreningar med vatten

I riktvärdesmodellen görs en uppskattning av utlakningen med vatten som passerar genom den förorenade marken och av den fortsatta spridningen i grundvattnet.

Under den vidare transporten i grundvattnet sker ytterligare utspädning genom omblandning (dispersion) samt genom inblandning med vatten som infiltrerar från marken nedströms det förorenade området. Partikelburenspridning eller spridning av fri fas beaktas inte. Ingen hänsyn tas heller till att föroreningarna fastläggs under tiden de transporteras i grundvattnet eller att de kan brytas ned under transporten. Mängden förorening som finns i det förorenade området antas heller inte minska på grund av utläckage utan är konstant i tiden.

### ***Beräkning av utlakning från den förorenade jorden***

Modellen för utlakning baseras på att föroreningarna fördelar sig mellan den förorenade marken och porvattnet. I modellen beräknas utlakningen från den förorenade jorden genom att anta att nederbörd, som infiltrerar genom förorenad jord ovan grundvattenytan, eller grundvatten, som strömmar genom förorenad jord under grundvattenytan, har uppnått jämvikt med den förorenade jorden. Antagandet gör att jämviktshalten motsvarar halten i markens porvatten och att den inte påverkas av att strömning inte sker i alla markens porer. Jämviktshalten mellan jord och porvatten beskrivs i riktvärdesmodellen med en fördelningskoefficient, Kd-värde. Kd-värdet anger koncentrationen i jord delad med koncentrationen i vatten och uttrycks i l/kg (egentligen (mg/kg)/(mg/l) vilket förkortas till l/kg).

Utlakning av föroreningar till grundvattnet påverkas av föroreningens djup. Dels på grund av att djupare liggande jord ständigt eller tidvis ligger under grundvattenytan och därmed berörs av ett annat vattenflöde, men även på grund av att det ofta är andra jordarter djupare ned och att det där råder andra kemiska förhållandena. Detta påverkar hur föroreningarna fastläggs, t.ex. organiska ämnens fastläggning styrs av halten organiskt material som vanligen är lägre i djupare liggande jord. Även metallers fastläggning kan påverkas av halten organiskt material och av redoxförhållandena. För många ämnen kan därför rörligheten öka om föroreningen ligger djupt under markytan.

Modellen tar hänsyn till utlakning från förorenad mark som ligger ovanför eller under grundvattenytan. För de fall föroreningen ligger ovanför grundvattenytan transporteras den utlakade föroreningen till grundvattnet där en utspädning sker. Förorening som ligger under grundvattenytan lakas ut av genomströmmande grundvatten.

De viktigaste kemiska faktorerna som påverkar utlakningen är pH och redoxförhållanden, men även vattnets kemiska sammansättning och halten löst organiskt kol är betydelsefull. pH påverkar form och laddning både för de lösta föroreningarna och för mineralytorna. De flesta metaller blir mer lättlakade vid pH lägre än 5-6, men för metaller, som förekommer med negativ laddning (t.ex. arsenik, sexvärt krom och vanadin), kan fastläggningen minska med ökande pH. Oftast styrs pH av den fasta fasen och surt regn påverkar endast långsamt jordens pH. Även fastläggningen av vissa organiska ämnen påverkas av pH, t.ex. är fenoler mer mobila vid höga pH.

Redoxpotentialen i marken påverkas av tillgängligheten av syre, nedbrytning av organiskt material samt geokemiska och biokemiska reaktioner. Redoxförhållandena i marken avgör i vilket oxidationstillstånd de redoxkänsliga metallerna kommer att befinna sig. Vid växling från oxiderande till reducerande förhållanden kan exempelvis krom övergå från sexvärd till trevärd form. De reducerade formerna kan vara mer mobila som för t.ex. järn, mangan och arsenik, men är i andra fall mindre mobila, t ex krom.

För en platsspecifik bedömning av mobiliteten krävs därför mycket god kunskap om föroreningen, de yttre förhållandena på kort och lång sikt samt de metoder som finns för bestämning av mobilitet.

### ***Platsspecifika Kd-värden***

Utlakningen av föroreningar kan skilja sig väsentligt mellan olika förorenade områden beroende på föroreningens ursprung, jordarter och kemiska förhållanden. Kd-värdet gäller för en specifik förekomstform av ett ämne i vatten och ett specifikt fast material, t.ex. en jordart eller ett mineral. För metaller och andra oorganiska ämnen i jord bestäms

Kd-värdet genom experiment och det Kd-värde som tas fram gäller då endast för de specifika förhållanden som gällde vid experimentet. Kd-värden är vanligen olika om förorening i vatten fastläggs på en ren jord (adsorption) eller om en förorenad jord lakas ut i ett rent vatten (desorption). I riktvärdesmodellen används Kd-värden för desorption för att beskriva utlakningen.

Fastläggningen av organiska ämnen är beroende av halten organiskt kol i jorden. Därför beräknas Kd-värdet utgående från fördelningsfaktorn organiskt kol (Koc-värdet) och andelen organiskt kol i jorden. Koc-värdet finns tillgängligt för vissa organiska ämnen, men kan även uppskattas genom mätningar av hur det organiska ämnet fördelar sig mellan vatten och oktanol, det Kow-värdet. Denna parameter finns tillgänglig för de flesta organiska ämnen.

I huvudsak används två metoder för att bestämma Kd-värden för en specifik plats, båda med sina för- och nackdelar:

- Lakteter på prover utförda i laboratorium
- Jämförelser mellan uppmätta halter i jord och i mark- eller grundvatten

Lakteter mäter utlakningen under standardiserade förhållanden. Som laktlösningar används, t.ex. avjoniserat vatten eller svagt sura lösningar. Lakteter ger något högre Kd-värden än vad som kan förväntas i marken beroende på att vattenmängden i testet är större än i marken. Detta ger en utspädning av förorening som lätt lakar ut. Även andra faktorer såsom krossning av grova partiklar i laboratorieprov, redox och pH spelar roll. Eftersom utlakning är en storskalig egenskap kan lakteter göras på samlingsprover. Samlingsprover bör dock inte innehålla jordar med mycket olika karaktär eller föroreningsinnehåll. Tester bör göras på jord med olika föroreningsinnehåll eftersom dessa kan ha olika lakegenskaper. För mer information kring lakteter för Kd-bestämningar se exempelvis Fanger et al., 2005, och Fortkamp et al., 2002.

Jämförelser mellan uppmätta halter i jord och i mark- eller grundvatten ger en generell bild av föroreningens utlakning i nuläget. Jämförelsen kan göras lokalt i en provpunkt eller i form av medelvärden över större områden. Beräknas Kd-värde från lokalt uppmätta jord- och grundvattenhalter uppstår osäkerheter eftersom halterna i grundvattnet kan påverkas av jordföroreningen i ett större område och det är inte säkert att jämvikt råder mellan jord och grundvatten. Om medelvärden används finns risk att utspädning sänker halterna i grundvattnet. Uppmätta halter i grundvatten kan också variera kraftigt under året och tidserier kan därför krävas.

Generellt gäller att båda metoderna innehåller felkällor som riskerar att underskatta lakningen i ett långtidsperspektiv. Därför bör kvantitativa värden från en enskild metod inte användas rakt av, t.ex. medelvärden från de utförda lakteterna. Istället bör en samlad analys göras av de data som finns tillgängliga, t.ex. resultat av lakteter som jämförs med uppmätta halter i marken och i mark- eller grundvatten med tonvikt på de lägre värdena som metoderna ger. Om den integrerade analysen visar att lakbarheten för ett ämne avviker väsentligt från den som anges av de generella ämnesdata kan en justering göras. Hänsyn måste dessutom tas till att:

- Både bestämningen av Kd-värden och det sätt modellen beskriver utlakningen endast tar hänsyn till lösta föroreningar. Frigörelse av partikelbundna föroreningar, föroreningar bundna till löst organiskt material, föroreningar i fri fas m.m. måste beaktas indirekt genom försiktiga val av Kd-värden.

- De flesta metoder för att bestämma Kd-värden utgår från rådande kemisk-fysikaliska förhållanden. Föroreningar kan få en väsentligt ändrad löslighet om de kemiska förhållandena förändras.
- Osäkerheter i bestämningen är stor. Kd-värden bör därför redovisas med maximalt två signifikanta siffror.

### ***Beräkning av utspädningsfaktorer***

I modellen beräknas en utspädningsfaktor för att uppskatta hur mycket föroreningen i porvatten i den förorenade marken späds ut innan det når en brunn nedströms. Utspädningsfaktorn är därför en viktig faktor vid beräkning av exponering via dricksvatten och skyddet av grundvatten.

Utspädningen beräknas med en enkel hydrologisk modell som tar hänsyn till infiltration och grundvattenflöde i en jordakvifer. Modellen är inte anpassad för att beräkna utspädning till bergborrade brunnar. Med riktvärdesmodellen är det möjligt genom att ansätta vissa kombinationer av parametervärden (som var för sig inte är orimliga) att erhålla orimliga höga utspädningsfaktorer, t.ex. om höga hydrauliska konduktiviteter kombineras med kraftiga gradienter. Därför bör en rimlighetsbedömning av uppskattade utspädningsfaktorerna göras i alla platsspecifika riskbedömningar. Till stöd för detta beräknar modellen grundvattenflödet samt den totala mängden som infiltrerar i det förorenade området.

#### **4.5.4 Andra spridningsprocesser**

Flera spridningsprocesser hanteras inte av modellen utan måste beaktas skilt i riskbedömningen om de kan förekomma på platsen. Exempel på sådana transportvägar är partikelbunden förorening, fri fas och föroreningsspridning genom ras och skred.

Frigörelse av partikelbundna föroreningar och föroreningar bundna till löst organiskt material tas i en strikt mening inte hänsyn till, men kan beaktas indirekt genom försiktiga val av fördelningskonstanter mellan jord och vatten (Kd-värden).

Transport av förorening i fri fas beaktas inte i riktvärdesmodellen. Haltnivåer som möjliggör fri fas av organiska föroreningar är inte rimliga för riktvärden och skall inte användas.

Föroreningsspridning genom ras och skred ingår inte i beräkningsprogrammet för platsspecifika riktvärden. Ras och skred förflyttar vanligen jorden neråt och om jorden därmed hamnar i ett ytvatten kan den transporteras vidare i vattensystemet. En indikation på skredbenägna områden är tidigare ras eller skred i närområdet eller branta och leriga/siltiga slänter t.ex. vid åar, sjöar och hav.

## **4.6 Skydd av grundvatten**

Höga krav skall ställas på skydd av grundvattenresurser i Sverige. Det nationella miljömålet Grundvatten av god kvalitet inriktar sig på grundvattnets betydelse för dricksvattenförsörjningen, men även att grundvattnet påverkar miljön i sjöar och vattendrag. Kravet på skydd av grundvatten finns även i EU:s vattendirektiv och i förslaget till grundvattendirektiv.

Förorenade områden kan påverka omgivande grundvatten så att det får en försämrad kvalitet eller blir obrukbart. Detta kan leda till att:

- dricksvattenbrunnar nedströms området förorenas och de som använder brunnarna för dricksvatten exponeras
- brunnar som används för andra ändamål förorenas, t.ex. bevattning, industriändamål, m.m.
- grundvatten med flyktiga föroreningar sprids under byggnader och ångor kan ta sig upp genom marken till inomhusluften
- förorenat grundvatten strömmar ut i en sjö eller ett vattendrag, orsakar en föroreningsbelastning och bidrar till den diffusa föroreningsnivån. Lokalt kan sedimenten bli så förorenade att de behöver saneras.
- förorenat grundvatten strömmar ut i en våtmark där föroreningar kan ansamlas
- en idag god grundvattenresurs förstörs för framtida generationer

Vid framtagning av platsspecifika riktvärden bör kontrolleras vilka av dessa påverkanssätt som förekommer vid det förorenade området och som därför skall tas med i riskbedömningen.

### ***När skall grundvatten skyddas?***

Grundvattnet bör ses som en viktig naturresurs vars kvalitet är skyddsvärd för framtida generationer. Ett delmål till miljömålet Grundvatten av god kvalitet innebär att senast år 2010 ska alla vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten och som ger mer än 10 m<sup>3</sup> per dygn i genomsnitt eller betjänar mer än 50 personer uppfylla gällande svenska normer för dricksvatten av god kvalitet med avseende på föroreningar orsakade av mänsklig verksamhet.

Grundvattnet skall därför alltid skyddas som en viktig naturresurs om de geologiska och hydrogeologiska förhållandena innebär att det finns goda förutsättningar att ta ut grundvatten av inte helt obetydliga mängder och av god kvalitet i den akvifer det förorenade området belastar. Vid behov kan hårdare krav på vattnets kvalitet än dricksvattennormen ställas.

Förutsättningar när skydd av grundvatten för dricksvattenändamål inte behöver beaktas är om grundvattnet redan av andra skäl inte är tjänligt som dricksvatten eller bevattningsvatten och inte heller kan förväntas bli tjänligt inom en överskådlig tid. Andra krav på grundvattnet kan dock ställas utifrån miljöaspekter, som exempelvis på grundvattnet som spridningsväg till ytvatten.

Exempel på underlag för att bedöma om grundvattenresurserna är SGU:s pågående arbete med identifiering av geologiska formationer, som har betydelse för Sveriges nuvarande och framtida dricksvattenförsörjning (SGU, 2004b), och inventering av vattentäkter som redan idag producerar mer än 10 m<sup>3</sup>/per dygn eller försörjer fler än 50 personer, DGV-databasen.

Lokalt och regionalt kan även andra grundvattenmagasin än de som ingår i SGU:s kartläggning vara skyddsvärda naturtillgångar av flera olika orsaker. Grundvattenmagasin kan även vara betydelsefulla eftersom de kan utgöra källor för våtmarker och ytvatten.

***Skydd av grundvatten vid beräkning av platsspecifika riktvärden***

I modellen för platsspecifika riktvärden finns möjlighet att ta hänsyn till risker med förorenat grundvatten på tre sätt:

1. Den exponering personer som använder förorenat grundvatten beräknas och läggs till den totala exponeringen som används för att beräkna det hälsoriskbaserade riktvärdet.
2. Utströmning av förorenat grundvatten i en sjö eller ett vattendrag behandlas genom att sätta skyddskrav för ytvattnet, se avsnitt 4.7.
3. De halter som kan uppstå på ett givet avstånd från det förorenade området skall inte överstiga vissa halter. Som standard i modellen för platsspecifika riktvärden för mark används dricksvattennormen, med det är också möjligt att sätta andra nivåer för skydd av grundvattnet. Man kan basera kraven på andra bedömningsgrunder, t.ex. avvikelser från bakgrundshalt eller belastningen på grundvattenmagasinet (se nedan).

***Nivåer för skydd av grundvatten***

De haltkriterier för skydd av grundvatten som finns inlagda i modellen bygger på dricksvattennormer från Livsmedelsverket, EU och WHO. Dessa är baserade på hälsorisker för människor som konsumerar vattnet. För en del ämnen tas hänsyn till att dricksvatten kan bli otjänligt på grund av lukt och smak vid lägre halter. För vissa ämnen är dessa halter relativt höga i jämförelse med halter som kan påverka ekosystemen.

I vissa situationer finns orsak att modifiera dessa haltkriterier. Det kan till exempel gälla för:

- Höga naturliga eller antropogent påverkade bakgrundshalter av förorening i grundvattnet, dvs. föroreningskällan är inte ensam om att bidra till förorening.
- Områden som belastas eller riskerar av belastas av andra föroreningskällor.
- Stora grundvattenmagasin där en höjning upp till dricksvattennormerna skulle innebära ett stort tillskott av förorening. Det är alltid värt att beräkna den belastning som området orsakar.
- Speciellt prioriterade föroreningar där det inte är önskvärt med någon ökad belastning som höjer bakgrundsnivåerna (se bilaga 1).
- Förorenade områden som delas in i delområden som belastar samma grundvattenmagasin.
- Förorenat grundvatten som riskerar att exponera människor på annat sätt, t.ex. genom avgång av flyktiga ämnen.
- För förorenat grundvatten som används för bevattning.
- För förorenat grundvatten som rinner ut i våtmarker eller andra mindre vattendrag som inte tagits i beaktande på annat vis.

Bakgrundshalter av föroreningar i grundvatten ingår inte i modellen för platsspecifika riktvärden. Hänsyn skall dock tas till bakgrundshalterna i grundvattnet och grundvattenmagasinets storlek för att säkerställa att markföroreningen inte ger ett oacceptabelt halttillskott eller en oacceptabel total belastning på grundvattnet. Om höga

bakgrundshalter redan förekommer i det grundvatten som skall skyddas, bör haltkriterierna justeras ned, eftersom det finns en mindre marginal till halterna där skadliga effekter kan förekomma.

Där utsläpp av föroreningar till stora grundvattenmagasin sker, är haltkriterier i grundvatten mindre lämpliga för en riskbedömning, eftersom en stor utspädning i grundvattnet betyder att ett mycket stort utsläpp av föroreningar till grundvattnet krävs innan dricksvattennormen överskrids.

Modellen beaktar inte heller grundvattenmagasin som är recipient för flera föroreningskällor. Även i detta fall bör haltkriterier justeras för detta så att det förorenade området enbart har en andel av det totala tillgängliga utrymmet. Det kan även finnas skäl att beakta eventuella framtida föroreningskällor.

Ett liknande problem gäller om området delas upp i delområden eller djupintervall. I dessa fall kan inte varje delområde "tillåtas" förorena grundvatten till dricksvattennormen utan den totala utlakningen från hela området till grundvatten skall bedömas.

## 4.7 Skydd av ytvatten

Nationella miljömål finns för sjöar, vattendrag, kustvatten och hav. Ett delmål är att ta fram åtgärdsprogram för en god ytvattenstatus, vilket bl.a. innefattar föroreningspåverkan. Arbetet styrs av införande av EU:s vattendirektiv.

Förorenade områden kan påverka kringliggande ytvatten, vilket kan innebära att:

- halter i ytvatten når sådana nivåer att det växt- och djurliv kan störas
- halter i ytvatten begränsar dess användning för fiske, fritidsaktiviteter, mm
- föroreningar ansamlas i sediment
- utsläppet bidrar till den totala belastningen på ytvattnet

I den fördjupade riskbedömningen ingår att utreda vilka av dessa påverkanssätt som förekommer vid det förorenade området och skall beaktas i de platsspecifika riktvärdena.

### *När skall ytvatten skyddas?*

De ytvatten som förekommer i Sverige är i liten utsträckning påverkade av föroreningar och har generellt ett högt skyddsvärde. Även där det närliggande ytvattnet inte bedöms direkt skyddsvärt är ofta ytvattnet en källa till förorening av andra ytvatten och kan bidra till den diffusa föroreningsbelastningen. Särskilt högt skyddsvärde har sjöar och vattendrag med känsliga biotoper eller arter. Många ytvatten används också som dricksvattentäkter eller för bad, fiske och rekreation.

I den kartläggning som enligt vattendirektivet skall utföras av ytvatten har en preliminär rapportering gjorts av påverkade ytvattenförekomster och riskbedömning av bland annat biologiskt tillstånd, metaller och organiska miljögifter. Påverkans- och riskbedömningen rapporteras på delavrinningsnivå (Naturvårdsverket, 2005a).

### *Skydd av ytvatten vid beräkning av platsspecifika riktvärden*

Spridningen till ytvatten hanteras i riktvärdesmodellen genom att anta att förorenat porvatten från det förorenade området transporteras med grundvattnet till en

ytvattenrecipient. Beräkningen bygger således på den sammantagna utspädning mellan det förorenade området och ytvattenrecipienten. Beräknade föroreningshalter i ytvattnet jämförs sedan med miljökvalitetskriterier för ytvatten. Modellen bygger på följande antaganden:

- Ingen hänsyn tas till fördröjning eller nedbrytning under transporten till recipienten.
- En fullständig omblandning av det förorenade vattnet antas ske i recipienten.
- Ansamling av föroreningar i sediment beaktas inte.
- Bakgrundshalter i ytvattnet eller andra källor som belastar ytvattnet ingår inte i beräkningsmetoden.
- Förångning och nedbrytning av föroreningar när de nått ytvattnet beaktas inte.

Dessa modellbegränsningar måste beaktas när platsspecifika data för utspädningen skall tas fram. Hänsyn måste då exempelvis tas till att:

- I de flesta vattendrag varierar vattenföringen kraftigt över året och under stora delar av året är vattenföringen lägre än årsmedelvärdet.
- Ofullständig inblandning av förorenat vatten, t.ex. där förorenat grundvatten flödar in i recipienten gör att mycket högre halter kan förekomma lokalt.
- Föroreningar som binds kraftigt till partiklar späds inte ut på samma vis som vattenlösta ämnen gör under grundvattentransporten, utan kan sedimentera inom ett begränsat område med höga sedimenthalter till följd.

Modellbegränsningarna blir mest tydliga då modellen tillämpas på vattendrag med stor vattenföring, större sjöar eller kustvatten. Med den totala vattenföringen eller vattenomsättningen erhålls en överdrivet stor utspädning. För att de av modellen beräknade ytvattenhalterna skall överskrida miljökvalitetskriterierna medger modellen att orimligt stora föroreningsmängder kan släppas ut i recipienten. Det är i dessa fall inte rimligt att enbart basera skyddet av ytvatten på utspädningen utan även beakta föroreningsbelastningen på aktuella vattendraget. Detta gäller i synnerhet om den platsspecifika utspädningen är väsentligt större än den som används i det generella fallet (ca 1/4000).

Modellen tar inte heller hänsyn till en recipient som belastas av flera föroreningskällor, t.ex. stora sjöar, floder, älvar eller kustområden. Om detta är fallet bör haltkriterierna justeras för detta så att det förorenade området enbart har en andel av det totala tillgängliga utrymmet. Detta kräver att en uppskattning görs av de totala föroreningsflödena till recipienten. Man bör då även beakta framtida scenarier.

I vissa vattendrag kan halterna av vissa föroreningar redan överskrida miljökvalitetskriterier pga. diffus belastning, belastning från andra föroreningskällor eller höga bakgrundshalter. I dessa fall krävs en utredning för att bedöma hur belastningen från olika källor kan komma att förändras i framtiden och hur mycket belastningen från det förorenade området kan tänkas bidra till den framtida belastningen.

### ***Nivåer för skydd av ytvatten***

De haltkriterier för skydd av ytvatten som finns inlagda i modellen, bygger på kvalitetskriterier för ytvatten från Kanada (CCME) och Nederländerna (RIVM) och anger halter då inga signifikanta effekter på ekosystemen förväntas. Dessa värden har

inget att göra med normala bakgrundsvärden. För flera ämnen uppnås effekter först vid halter som kraftigt överstiger vad som normalt påträffas. En ökning av halten till de kriterier som gäller för skydd av ytvatten skulle då innebära mycket stora utsläpp.

För metaller används därför Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Ytvattenkriterierna baserar sig på den övre gränsen för "liten avvikelser" från bakgrundshalter i mindre vattendrag i södra Sverige (Naturvårdsverket, 1999a). Dessa värden har jämförts med tillståndsklassningen för metaller i ytvatten och justerats nedåt om de överstiger den övre gränsen för "låga halter". Hur värden för enskilda metaller tagits fram beskrivs i bilaga 1 till beskrivningen av beräkningsmodellen för platsspecifika riktvärden.

För organiska ämnen används effekterrelaterade gränser, oftast baserade på värden från Nederländerna, som uppskattas ge 95 % skydd för arter i ytvattnet, eller på kanadensiska värden. Undantag är PCB och dioxiner, där normerna beräknats utgående från avvikelser från uppmätta bakgrundshalter i ytvatten.

Nivåerna för skydd av ytvatten kan anpassas till platsspecifika förhållanden om:

- recipienten har ett högre skyddsvärde
- recipienten redan är belastad av andra föroreningskällor
- flödesförhållanden varierar (årstidsvariationer) eller utspädningen i recipienten är ofullständig

#### ***Andra kriterier för ytvattenskydd***

I vissa fall kan det vara lämpligare att basera riskbedömningen av det förorenade området utifrån den belastning den orsakar på omgivningen istället för på de halter som nås i vattnet. Acceptabel belastning fastställs med hänsyn till recipientens skyddsvärde och föroreningsbelastning. Enkla metoder saknas dock för hur en sådan bedömning kan göras. Resonemanget är dock inte obekant från prövning av annan miljöfarlig verksamhet. Ett förorenat område är en spridningskälla där dock åtgärden ofta bara görs en gång, i motsats till pågående industri där minskning av utsläpp kan göras etappvis.

## **4.8 Sammanvägning av risker och justeringar**

### ***Sammanvägning av risker***

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden skall samma vikt ges till:

- risker för människors hälsa
- risker för markmiljön
- skyddet av grundvatten
- skyddet av ytvatten

Detta innebär att det lägsta av de enskilda riktvärdena blir styrande för det platsspecifika riktvärdet. Eventuella avvägningar av de enskilda riskerna bör hänföras till riskvärderingen och där motiveras väl.

Vid beräkning av hälsorisker tas hänsyn till en individ i en kritisk grupp, dvs. en person som med normala vanor som utför samtliga de aktiviteter som markanvändningen tillåter. Detta innebär att exponeringen från samtliga aktuella exponeringsvägar skall

vägas samman till en total exponering. Tanken bakom detta är att riktvärdet skall ange ett mått på den föroreningsgrad som tillåter alla aktiviteter som kan utföras på en plats med en viss typ av markanvändning.

### ***Grupper av föroreningar***

Vanligtvis förekommer inte bara en enskild förorening inom ett förorenat område, t.ex. förekommer oftast flera metallföroreningar och organiska föroreningar i kombination. Dessa föroreningar kan ge effekter som samverkar och till och med förstärker varandra.

I riktvärdesmodellen finns möjlighet att beräkna riktvärden för ämnen som ingår i grupper som, t.ex. PAH, PCB eller klorfenoler. Riktvärdena för de individuella ämnena kan kraftigt skilja sig åt beroende på olika toxicitet eller fysikalisk-kemiska egenskaper. Eftersom de toxiska verkningarna ofta är likartade, så kan dock inte riktvärdena för de enskilda ämnena adderas. Detta skulle innebära att var och en av föroreningarna självständigt skulle in-teckna hela den acceptabla risknivån. Istället bör ett platsspecifikt riktvärden tas fram för hela ämnesgruppen, där värdet bestäms utifrån de enskilda ämnenas relativa förekomst i gruppen och deras individuella riktvärden.

Även föroreningar av olika typ kan ha liknande toxiska effekter och samverka. Kunskap om hur man sätter ett bra mått på effekterna av en sådan samverkan är begränsade. Speciell försiktighet bör därför användas när riktvärden fastställs i områden med många olika typer av föroreningar.

### ***Bakgrundshalter***

För vissa metaller kan de halter som finns i marken naturligt eller på grund av annan diffus, antropogen spridning ligga över de beräknade riktvärdena. I dessa fall justeras riktvärdena uppåt till en nivå som ligger klart över bakgrundshalten i större delen av landet. För de generella riktvärdena används i dessa fall en nivå som överskrids endast av 10% av bakgrundsvärdena (90-percentilen) på landsbygden.

Bakgrundshalten av metaller varierar dock kraftigt mellan olika delar av Sverige. Därför bör i den platsspecifika bedömningen justering göras mot den regionala bakgrundshalten. Bakgrundshalter för stora delar av Sverige finns tillgänglig från SGU, men vissa områden är ännu inte karterade. Om tillförlitliga värden saknas på den regionala bakgrundshalten kan den lokala halten undersökas. Denna kan i många fall vara förhöjd på grund av historiska utsläpp av föroreningar och lokal deposition. Därför bör mätningar av bakgrundshalten inte göras för nära punktkällan eller det förorenade området.

I större tätorter förekommer ofta lokalt förhöjda bakgrundshalter beroende på långvarig antropogen påverkan som industriell verksamhet, utsläpp från trafik m.m. För ämnen där bakgrundshalterna innebär en kritisk belastning eller där utrymmet innan riskabla nivåer uppnås är begränsat, skall inte riktvärden justeras upp på grund av bakgrundshalterna.

## 5 Andra metoder för fördjupad riskbedömning

Ett flertal metoder kan användas för fördjupade riskbedömningar. Valet av metod påverkas bland annat av:

- Det förorenade områdets egenskaper, t.ex. i vilka media är förorenade (jord, berg, byggnader, grundvatten, ytvatten, sediment), spridningsriskerna och –sätten samt typen av skyddsobjekten.
- Föroreningsens egenskaper, t.ex. speciella faktorer som påverkar dess rörlighet, omvandlingsprocesser och andra långsiktiga förändringar.
- Syftet med riskbedömningen, t.ex. bedömning av risker i nuläge och i framtiden, spridningsrisker eller effekt av åtgärder.
- Tillgång på generella och platsspecifika data, samt typ av och kvalitet på data.

Här ges en kortfattad beskrivning av metoder som kan vara användbara för olika typer av fördjupade riskbedömningar.

### 5.1 Bedömning av risker för människors hälsa

Ett alternativ till användning av riktvärden är att beräkna den exponering för olika ämnen som människor utsätts för utgående från en given föroreningssituation. Oftast används samma exponeringsvägar, exponeringsparametrar och matematisk beskrivning som i en riktvärdesmodell, men istället för att beräkna ett riktvärde som motsvarar acceptabel exponering beräknas den ”verkliga” exponeringen. Denna exponering kan jämföras med toxikologiska kriterier (t.ex. TDI, tolerabelt dagligt intag, eller riskfaktor för genotoxiska ämnen). Internationellt används denna metod regelbundet för riskbedömningar och ett antal modeller finns utvecklade, t.ex. RBCA från USA (*ASTM, 1995 & 1997*) och den danska JAGG modellen (Miljöstyrelsen, 2005). Denna typ av beräkningssätt, som främst används för att bedöma om ett åtgärdsbehov finns snarare än att bedöma en åtgärdsnivå, har hittills haft begränsad användning i Sverige.

Metoden har två tydliga fördelar genom att den underlättar en probabilistisk analys av riskerna och en sammanvägd bedömning av hälsoeffekterna då flera olika föroreningar förekommer samtidigt. Vanligen görs den sammanvägda bedömningen genom att index används för att beräkna den totala andelen av TDI eller den totala risken från flera ämnen. Nackdelen är att metoden kräver upprepade iterativa beräkningar för att ta fram acceptabla riktvärden i form av haltnivåer

### 5.2 Bedömning av risker för miljön

I den svenska riktvärdesmodellen görs bedömningen av miljörisker på en systemnivå och inte för specifika arter eller individer. Dessutom är det endast för riskerna i vattenmiljön, som det finns goda förutsättningar att beräkna platsspecifika riktvärden.

Flera alternativa metoder finns för att bedöma risker av föroreningar i markmiljön eller vattenmiljön. Dessa metoder kan användas för att ta fram ett underlag för riktvärden för platsspecifika förhållanden, men kan också användas för att uppskatta de faktiska miljöriskerna.

Ett sätt att göra riskbedömningen mer platsspecifik, speciellt i de fall det finns särskilt känsliga arter eller individer, är att uppskatta hur olika organismer exponeras för föroreningarna. En förbättrad uppskattning av exponeringen innebär att hänsyn tas till aktuella exponeringsparametrar, t.ex. djurs vistelsetid på området, intag av förorenad föda från området, föroreningens biotillgänglighet, bioackumulation eller nedbrytning i miljön. Biotillgänglighet, bioackumulation och nedbrytning kan uppskattas teoretiskt utgående från föroreningens kemiska och fysikaliska egenskaper, t.ex. kan Kow-värdet användas för att uppskatta bioackumulation. Alternativt kan mätningar användas, t.ex. biotillgänglighetstester eller nedbrytningstester.

En bättre uppskattning av exponeringen av arter, som är viktiga för struktur och funktion i miljön, kan fås från fältmätningar av föroreningshalter. Dessa halter kan användas för att indikera påverkan och kan jämföras med halter där skadliga effekter har observerats.

Bioackumulering av föroreningar kan beaktas i uppskattningar av exponering av djurarter på högre trofiska nivåer. RIVM (1994a & 1994b) har tagit hänsyn till bioackumulering vid framtagning av miljöriskbaserade riktvärden för bioackumulerande ämnen. En bättre uppskattning av exponering av specifika djurarter kan också fås från fältmätningar av föroreningshalter i olika typer av föda (t.ex. vatten, växter och bytesdjur) och med hjälp av födointaget kan exponeringen beräknas. Genom att jämföra exponeringen med data för relevanta arter kan riskerna uppskattas. USEPA (1993) och Environment Canada (1994) har föreslagit denna typ av riskbedömning och har tagit fram bakgrundsinformation som kan användas i beräkningarna. Beräkningarna kan göras mera platsspecifika genom att använda exponeringsparametrar uppskattade för det aktuella området, t.ex. vistelsetid för djur på området, andelen föda som fångas inom området eller dess recipienter.

**Ekotoxikologiska tester** kan användas för att undersöka den totala toxiciteten av de föroreningar som förekommer. Denna kan vara relevant att undersöka om det finns flera föroreningar med liknande effekter eller samverkans effekter. Ekotoxikologiska tester kan även användas för att utreda om föroreningarna är biotillgängliga. Alla ekotoxikologiska tester är dock inte relevanta för uppskattning av miljörisker, utan vissa krav bör ställas på testerna. Dessa krav är t.ex. att testerna studerar relevanta organismer och effekter samt beaktar kroniska effekter. Det kan vara lämpligt att ett antal olika tester används, eftersom olika organismgrupper är olika känsliga för föroreningar och ingen organism är känslig för alla föroreningar. Få standardiserade metoder finns idag för ekotoxikologisk testning av jord, medan fler tester är tillgängliga för akvatiska miljöer.

**Biologiska undersökningar** baserar sig på jämförelser med olika biologiska kriterier som har utvecklats och använts vid undersökning av miljö kvalitet. Kriterierna kan basera sig på strukturella förändringar i miljön, som t.ex. antal arter, biomassa per yta eller förändringar i olika processer som sker i miljön. De kan vara i formen av biologiska index, som har utvecklats för att bedöma graden av miljö störning. Index kan beräknas från antalet arter som förekommer i miljön, individtäthet eller artfördelningen. Exempel av biologiska undersökningar som används i Sverige i akvatiska miljöer finns i exempelvis ”Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag”.

Användningen av biologiska kriterier kräver en god förståelse av ekosystemets och organismernas ekologi. Organismer påverkas av många faktorer i miljön, som födomängd, temperatur, predationstryck m.m. och dessa faktorer samverkar oftast med

varandra, vilket gör det svårt att skilja effekter av miljöföroreningar från effekter av andra faktorer.

Användning av ekotoxikologiska tester och biologiska undersökningar i miljöriskbedömningar ger en möjlighet att detektera förändringar i miljökvalitet, som inte upptäcks med kemiska analyser. Detta kan t.ex. vara okända föroreningar eller toxiska omvandlingsprodukter som bildas från kända föroreningar. Nackdelen med sådana tester och undersökningar är att det är mycket svårt att prognostisera effekterna av olika åtgärder eller framtida effekter som en flöjd av förändringar i spridningsförhållanden eller tillgänglighet. Undersökningarna är också ofta kostsamma och kan därför endast användas på ett mindre antal prover, vilket gör det svårt att utnyttja dem för att avgränsa mer och mindre förorenade områden. Metoderna är därför främst lämpliga som komplement till kemiska undersökningar och teoretiska riskbedömningsmodeller.

### 5.3 Bedömning av spridningsrisker

För markområden med mer komplicerade spridningsförhållanden kan mer avancerade spridningsmodeller användas än den som ingår i beräkningsmodellen för plats specifika riktvärden för mark. I riskbedömningen ingår att karakterisera transportvägarna och därefter bedöma den spridning som sker. De modeller som används är främst inriktade på spridning med mark- och grundvatten. I ett första steg görs en bedömning av de hydrologiska förutsättningarna inom området. Denna kan baseras på enklare hydrologiska beräkningar (vattenbalansstudier) eller mer avancerade hydrologiska modeller. En rad verktyg finns framtaget för detta ändamål. Markförhållandena är ofta heterogena med stora skillnader i vattengenomsläpplighet i olika jordlager samt är ofta även påverkade av rörgravar och underjordskonstruktioner. Därför saknas ofta data för att göra mer detaljerade beräkningar av transportvägarna. Hydrologisk modellering har trots detta använts med lyckade resultat inom flera svenska riskbedömningar. Erfarenheten visar att i många fall kan hydrologiska modeller ge en inblick i hur vattenströmning sker inom ett område samt indikera vilka spridningsvägar som kan vara kritiska.

I ett andra steg kan beräkningar göras av hur föroreningar sprids med grundvattnet, hur de fastläggs på olika material eller bryts ned. Beräkningarna bygger på resultat från den hydrologiska modellen (strömningsvägar och grundvattenflöden) samt data för föroreningarnas uppträdande i miljön. Denna typ av beräkningar har genomförts i liten utsträckning i Sverige, framförallt beroende på svårigheten att ta fram tillförlitliga data för hur olika föroreningarna uppträder under transporten i grundvattnet. Föroreningars fastläggning i marken antas ofta ske genom en jämviktssorption som bestäms av ett Kd-värde. Denna sorption fördröjer utsläppet till brunnar och ytvattenrecipienter. Detta Kd-värde definieras som kvoten av halten i den fasta fasen och halten i vattenfasen på samma sätt som för utlakningen från den förorenade jorden, men beskriver även andra processer och påverkas dessutom kraftigt av kemin i marken, t.ex. pH, halten löst och fastlagt organiskt kol. Därför kan dessa Kd-värden ofta vara väsentligt lägre än de som erhålls från lakförsök. Kd-värden för sorption i grundvattenmagasinet måste därför uppskattas med andra metoder.

Den tid det tar för en förorening att nå en recipient är viktig för att bedöma hur akuta riskerna är med en förorening. I de fall läckage av förorening från den förorenade jorden pågår under en begränsad tid eller om föroreningen påverkas av nedbrytning är transporttiden även väsentlig för vilka halter som når recipienten. Däremot för

föroreningskällor som kommer att läcka under mycket lång tid är halten som slutligen når recipienten oberoende av transporttiden. Transporttiden bestämmer endast när utsläppet sker.

Transporttiden för föroreningar genom marken är svår att beräkna tillförlitligt, dels beroende på osäkerheter i vilken omfattning fastläggning sker, men även beroende på att vattenflödet i marken företrädesvis sker i vissa begränsade delar av marken såsom t.ex. sand och gruslager, rörgravar, rotkanaler, m.m. Dessa kommer att fungera som genvägar med högre vattenhastighet och kortare kontakttid med de ytor där föroreningen kan läggas fast. Därför kommer föroreningen att transporteras väsentligt snabbare än om föroreningstransporten vore jämnt fördelad i marken. Vattnet i genvägarna kan också lättare att föra med sig partikelbundna föroreningar.

Modeller har tagits fram som tar uppskattar nedbrytning av organiska föroreningar och har använts för att visa på naturlig självrening av petroleumförorenade markområden (Larsson och Lind, 2004). Nedbrytning av organiska föroreningar är beroende av en lång rad faktorer och det krävs därför andra bevis, än uppskattning genom modellering, för att biologisk nedbrytning verkligen sker i sådan omfattning att riskerna reduceras.

## **5.4 Bedömning av risker med förorenat grundvatten**

I modellen för plats specifika riktvärden för mark tas hänsyn till att grundvatten kan förorenas av den förorening som finns i marken. I vissa fall är dock grundvatten det huvudsakliga föroreningskällan och kan på olika sätt innebära risker för människors hälsa och miljön. Detta gäller till exempel mycket lösliga föroreningar som binds dåligt i marken. De exponeringsvägar som bör beaktas vid riskbedömningar av förorenat grundvatten är delvis desamma som för förorenad mark, dvs. intag som dricksvatten och inandning av ångor som avgår från grundvattnet och tränger in i byggnader. Om grundvattnet används för bevattning kan exponering även ske genom inandning av ångor som avgår i samband med bevattningen samt vid intag av bevattnade växter. För bedömning av miljörisker bör dessutom risken att förorenat grundvatten strömmar ut i ett ytvatten beaktas. Förorenat grundvatten kan även påverka utströmningsområden genom att föroreningar ackumuleras i sediment eller jord.

De tunna jordlager som finns i stora delar av Sverige innebär att föroreningar kan tränga ned i berggrunden och där förorena grundvattnet. Detta kan ske genom att ytligt grundvatten eller markvatten infiltrerar ned i berget eller att förorening i vätskeform tränger ned i berget, t.ex. organiska lösningsmedel eller kreosot som är tyngre än vatten. Förorening av berggrundvatten kan även ske om avfall eller förorenad mark placeras direkt i eller på berget.

De risker förorenat berggrundvatten innebär är de samma som för övrigt förorenat grundvatten. Det som skiljer sig är att det oftast är väsentligt svårare att identifiera transportvägarna samt bedöma hur spridningen sker i berggrundvattnet. Berggrundvatten är dessutom normalt ännu svårare att sanera än grundvatten i jord.

## **5.5 Föroreningar i sediment**

Föroreningar i sediment kan utgöra en hälsorisk för människor som kommer i kontakt med sedimenten, men är huvudsakligen en miljörisk genom den påverkan de förorenade sedimenten ger på vattenmiljön samt på grund av den spridning som sker från sedimenten till omgivningen.

De eventuella hälsorisker som förorenade sediment kan innebära bedöms vanligen genom att anpassa de metoder som används för förorenad mark för att beräkna exponering via direkt intag och hudkontakt. Anpassning omfattar hur ofta exponering sker och hur mycket sediment man exponeras för.

Den miljörisk som de förorenade sedimenten utgör för vattenmiljön bedöms ofta utgående från kvalitetskriterier för sediment, men även ekotoxikologiska och biologiska undersökningar används i stor utsträckning.

Olika metoder används för bedömning av risken för spridning från förorenade sediment och dessa anpassas till förhållandena vid det aktuella området. Dessa bygger på att mätdata kombineras med beräkningsmodeller för att uppskatta utsläppen i dagsläget och i framtiden med eller utan olika typer av saneringsåtgärder. En översiktlig och enklare bedömning kan göras genom jämförelse med bakgrundshalter.

## 6 Osäkerheter

### 6.1 Introduktion

I arbetet med en riskbedömning ingår, som framgår av tidigare kapitel, en omfattande datainsamling och olika bedömningsmoment som alla är behäftade med mer eller mindre betydande mått av osäkerhet. Även sammanvägning av alla dessa data och moment i en, eventuellt matematisk, modellbeskrivning av riskkedjan från föroreningskällan via transportvägar till skyddsobjekt innehåller osäkerheter. Vår kunskap om de processer som ingår är ofta otillräckliga och de beräkningsmetoder och -modeller som används är förenklade jämfört med de verkliga processerna och förhållandena.

I en riskbedömning bör man alltid tydliggöra och beskriva, i textform eller statistiskt, potentiella osäkerheter i den samlade riskbedömningskedjan. Syftet med osäkerhetsbedömningar är att få förståelse för kritiska moment i riskbedömningen och baserat på denna vetenskap optimera undersökningsinsatser för att på så sätt få en säkrare riskbedömning.

Osäkerhetsbedömningar kan delas upp i momenten osäkerhetsanalys och känslighetsanalys. I en osäkerhetsanalys undersöks den samlade osäkerheten för hela modellsystemet, medan en känslighetsanalys innebär att man försöker identifiera de delar av bedömningssystemet där osäkerheten är störst och där känsligheten för fel i modeller eller parametrar får störst betydelse för den slutliga sammanvägda bedömningen.

När ett beslut skall tas om vilka åtgärder som skall vidtas i ett förorenat område måste en acceptabel risknivå jämföras med halter och mängderna av föroreningar i olika delar av det förorenade området. Ett av de vanligaste stegen i riskbedömningsprocess för förorenade områden är att jämföra generella eller platsspecifika riktvärden med uppmätta föroreningshalter i det förorenade området för att avgöra om riktvärdena överskrids. Mätningar av föroreningshalterna är förknippade med en egen osäkerhet som beror på både naturlig variation och fel som orsakas av ofullkomligheter i provtagning och analys av prover från det förorenade området.

En förklaring av de olika typer av osäkerheter som finns i riskbedömningsmodeller återges i avsnitt 6.2 medan en översiktlig beskrivning av hur osäkerhetsbedömningar av den svenska riktvärdesmodellen kan utföras beskrivs i avsnitt 6.3. I avsnitt 6.4 beskrivs aspekter med avseende på de osäkerheter som är förknippade med provtagning och analys av förorenad mark.

### 6.2 Osäkerheter i riskbedömningsmodeller

Följande olika typer av osäkerheter i matematiska riktvärdesmodeller kan identifieras:

#### ***Konceptuella osäkerheter avseende problemdefinitionen***

Konceptuella osäkerheter avseende problemdefinitionen kan t.ex. gälla vilka föroreningar som förekommer, hur de samverkar och spridningsvägarna mellan föroreningskällan och skyddsobjektet eller markanvändningen och vilka aktiviteter som kan förväntas förekomma på området. Osäkerheten ökar också när framtida förhållanden skall bedömas. Exempel på konceptuella osäkerheter för den svenska

riktvärdesmodellen är att den inte tar hänsyn till tidsaspekter, nedbrytning eller fastläggning av föroreningar när de sprids. Konceptuella osäkerhet kan både överskatta och underskatta de framtagna riktvärden och leda till felaktiga beslut.

Konceptuella osäkerheter kan inte kvantifieras utan det bästa sättet att se hur de påverkar slutresultatet är att genomföra parallella beräkningar med alternativa, rimliga och motiverade, konceptuella antaganden och jämföra utfallet. Om skillnaden mellan riktvärden framtagna för olika antaganden är betydande bör en kompletterande undersökning övervägas.

### ***Modellosäkerheter***

Osäkerheter i beräkningsmodeller består i att processerna beskrivs med förenklade matematiska formler.

För att undersöka påverkan från modellosäkerheter kan flera beräkningar göras med olika alternativa modellsystem. Det kan gälla hela modellsystemet då t.ex. utländska riktvrädesmodeller används som alternativ eller delar av modellsystemet där alternativa transport- och exponeringsmodeller med ökad komplexitet i beskrivningen av processerna används. Resultat av komplexa modeller är dock inte alltid mer tillförlitligt, eftersom en ökad komplexitet medför nya osäkerheter i skattningen av de ingående parametrarna. Undersökningar av modellosäkerheter är tidsödande och resultaten ibland svåra att jämföra. Därför är modellosäkerheter mycket svåra att kvantifiera.

### ***Osäkerheter i skattning av modellparametrar***

Värdet på de parametrar som ingår i en modell är ofta osäkra på grund av mätfel, informationsbrist, naturlig variation, heterogenitet, men även beroende på otillräcklig kunskap om styrande processer och mekanismer. Många parametrar uppvisar en stor variation och kan därigenom ha en stor effekt på osäkerheten vid beräkningen av ett riktvärde. Ett typexempel är hydraulisk konduktivitet där skillnaderna i uppmätta värden i morän kan vara upptill två tiopotenser mellan näraliggande mätpunkter. Även medelvärdet på den hydrauliska konduktiviteten över ett större område i heterogena material, som fyllingsjordar och morän, innehåller ett betydande mått av naturlig variation.

Den svenska riktvrädesmodellen beräknar riktvärden utan att ta hänsyn till modellparametrarnas variationsmönster och för de generella riktvärdena har ett fixt värde valts. För denna typ av osäkerhet finns det dock statistiska metoder att analysera osäkerheten kvantitativt.

## **6.3 Osäkerhets- och känslighetsanalys för det svenska riktvrädesprogrammet**

De modellosäkerheter som kraftigt förenklade eller försummade processer orsakar kan inte enkelt kvantifieras med hjälp av det svenska riktvrädesprogrammet. För detta krävs mer avancerade modellsystem. När det gäller osäkerheter i riktvärdet, som en följd av osäkerheter i skattning av modellparametrar, finns flera olika möjligheter.

En mycket förenklad känslighetsanalys av de beräknade riktvärdena kan göras med hjälp av programmets redovisningsdel där den relativa betydelse för de olika exponeringsvägarna tabelleras. Den exponeringsväg som är dominerande för det valda beräkningsfallet kan därmed identifieras och med kunskap om vilka parametrar som har störst betydelse för den utpekade exponeringsvägen kan även en enklare

osäkerhetsanalys genomförs genom att dessa parametrar varierar manuellt inom rimliga gränser. En sådan förenklad känslighets- och osäkerhetsanalys blir dock mycket beroende av de ingångsvärden som man inledningsvis utnyttjat och det finns en betydande risk för att systematiska fel uppkommer. I mer komplexa fall där flera exponeringsvägar har betydelse och många olika parametrar kan behöva simuleras blir också ett sådant arbetssätt fort oöverskådligt och tidsödande. En arbetsmetod för att undersöka effekten av variationer och osäkerheter i parameter är därför stokastisk, slumpmässig, simulering.

Osäkerheter i den svenska riktvärdesmodellen kan kvantifieras med exempelvis stokastisk Monte Carlo-analys (McKay et al. 1979; Sobol 1990). Varje modellvariabel, t.ex. exponeringstid, representeras av en statistisk fördelning till skillnad från en traditionell beräkning där varje modellvariabel tilldelas ett fixt värde. Resultatet blir efter flera simuleringar en statistisk fördelning av slutresultatet som kan visualiseras exempelvis i ett histogram.

Att använda en sannolikhetsfördelning som en skattning av riktvärde i stället för ett fixt värde innebär att prognososäkerheten kan uttryckas i kvantitativa termer.

Riskbedömningen kan då ge ett kvantitativt mått på osäkerheten. Detta förutsätter naturligtvis att variationsmönster för ingående parametrar skattas på ett realistiskt sätt. Sådana probabilistiska riskbedömningar används i bl.a. USA och flera publikationer finns där detta beskrivs, se exempelvis USEPA, 1997.

Som komplement till den stokastiska osäkerhetsanalysen kan på liknande sätt en känslighetsanalys göras som syftar till att identifiera de modellparametrar vilkas variationsmönster har störst inverkan på resultaten. Denna information kan användas senare för att genom kompletterande studier skaffa sig mer tillförlitlig kunskap om just dessa parametrar och på detta sätt optimera undersökningsinsatser.

## 6.4 Osäkerheter i provtagning och analys

Osäkerheter som uppstår vid provtagning och analys kan delas i in följande delar:

- Brister i undersökningsstrategin t.ex. otillräcklig kunskap om geologiska och hydrogeologiska förhållanden eller källor till föroreningarna i området.
- Brister i provtagningsstrategin t.ex. hänsyn till markens heterogenitet och variabilitet i tid och rum, som ger upphov till variation i uppmätta halter även för provpunkter som ligger nära varandra.
- Brister i provtagningsteknik t.ex. på grund av att vissa jordpartikelstorlekar inte provtas eller genom korskontaminering mellan förorenade och rena jordlager.
- Brister i provhantering t.ex. så att flyktiga föroreningar avdunstar.
- Analysfel inklusive systematiska fel och variabilitet i beredning av prover för analys.

Systematiska och slumpmässiga osäkerheter eller fel i samband med provtagning och analys av förorenade områden är vanligen stora. För att några meningsfulla slutsatser skall kunna dras måste därför en metodik väljas så att osäkerheterna hållas på en låg nivå. Man bör sträva efter att i möjligaste mån kvantifiera alla typer av osäkerheter eller åtminstone kvalitativt bedöma deras storlek. Generellt gäller dock att analysfel vanligen är underordnade i relation till de andra felkällorna.

En mycket variabel för att kontrollera osäkerheten är provernas representativitet dvs. vilken medievolym (jord-, grundvatten-, ytvatten-, sediment- eller porluftsvolym) som provet förväntas representera. Den provvolym som tas ut med en provtagningsutrustning och analyseras är regelmässigt flera tusentals gånger mindre än den volym eller yta som är relevant från riskbedömningssynpunkt. Kunskap om eller uppskattningar av föroreningarnas rumsliga korrelationsavstånd, dvs. med vilken säkerhet man kan anta att halten i en jordvolym i närheten av eller mellan provtagningspunkter är korrelerad till halten i det analyserade provet, är därför viktig. Enstaka prover tagna i förorenad jord uppvisar generellt en låg representativitet. För andra medier som porgas, grundvatten, ytvatten och sediment är representativiteten i enstaka prover normalt sett betydligt större och mer i paritet med den skala som är intressant från riskbedömningssynpunkt. För prover på grundvatten, ytvatten och porgas kan dock de variationer som förekommer med tiden t.ex. som en flöjd av årstidsväxlingar vara viktiga. Stora provvolymerna ger generellt lägre variabilitet än små provvolymerna.

Vid undersökning av jord är blandning av enstaka prover, spridda över ett delområde, till samlingsprover som representerar hela delområdet ett arbetssätt att öka mätningens representativitet, samtidigt som analyskostnaderna begränsas. Det finns dock fall där samlingsprover inte kan användas t.ex. när föroreningarna är flyktiga eller om marken är lerig. Ett alternativt sätt kan då vara att mäta föroreningshalten i ett media där representativiteten är större (t.ex. porluft eller grundvatten) eller försöka stratifiera provtagningen så att leriga områden och skikt provtas separat.

Vid en platsspecifik riskbedömning är mätningens representativitet en viktig parameter i utformningen av en provtagningsstrategi. Provernas representativitet bör väljas så att man får information i den skala som behövs för de dominerande spridnings- och exponeringsvägarna i riskbedömningen.

#### **6.4.1 Typer av förorenade markområden**

Förorenade markområden kan grovt delas in i tre olika typer:

1. Hot spots – begränsade områden med kraftigt förhöjda halter ofta orsakade av ett enstaka punktutsläpp. Inom en hot spot är föroreningen ofta relativt jämnt fördelad dvs. relativt hög rumslig korrelation. Typexemplet är en ett punktutsläpp direkt till jord. Från en hot spot där föroreningarna är mobila kan det utvecklas till en homogen diffus förorening, plym.
2. I ett område med homogen diffus förorening, är föroreningen sprid över ett större område där den rumsliga korrelationen fortfarande är hög.
3. Heterogen förorening med stora variationer i halter mellan närliggande punkter dvs. låg rumslig korrelation. Typexempel på en sådan förorening är utfyllda områden där förorenade massor av olika typ och föroreningsgrad utnyttjats.

Gränsen mellan de olika typerna av förorening är flytande och det är vanligt att en blandning av de olika typerna finns inom samma förorenade område.

Naturvårdsverket har gett ut flera olika skrifter som behandlar planering och val av provtagningsstrategi samt utvärdering av resultatet för ovanstående typer av områden (Naturvårdsverket (1994 & 1999)).

### **6.4.2 Provtagnings- och analysteknik**

För att minska fel och osäkerheter vid provtagning i mark, yt- och grundvatten samt sediment finns rekommendationer om hur undersökningen skall genomföras tekniskt och praktiskt beskrivet i SGF:s Fälthandbok för miljögeotekniska markundersökningar (SGF, 2004) och i några publikationer från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 1992 & 1997c).

När det gäller provhantering och val av analysteknik finns en översiktlig beskrivning av lämpliga laboratortekniker i flera Naturvårdsverksrapporter (Naturvårdsverket, 1997a, 1999a & 1999d). Naturvårdsverket driver även ett projekt som kommer att ge vägledning i hur provbehandling och -analys skall ske för att säkerställa god kvalitet i den analytiska kedjan. Den i Naturvårdsverket (1997a) förekommande rekommendationen att detektionsgränsen skall vara en tiondel av det aktuella riktvärdet är dock ibland orealistiskt i förhållande de analystekniker som idag är tillgängliga och ekonomiskt rimliga. Ett förhållande på 1:4 ofta tillräckligt för att osäkerheter i analyser skall få underordnad betydelse (Nordtest, 2004). Utveckling av nya analytiska tillämpningar sker snabbt, främst för analys av organiska ämnen. Det finns också olika analysinstrument och metoder som kan utnyttjas i fält (Naturvårdsverket, 1996a, Lindmark, 1994, Nordtest, 2004).

### **6.4.3 Statistisk bearbetning**

För att data från en undersökning skall kunna utvärderas i förhållande till eventuella riktvärden som tagits fram i en fördjupad riskbedömning, krävs alltid en statistisk bearbetning. Exempel på hur data från en provtagning kan bearbetas statistiskt finns i Naturvårdsverkets rapporter (Naturvårdsverket, 1997a & 1999e). I dessa rapporter finns även förslag på hur man gör en jämförelse i förhållande till riktvärden för olika typer av förorenade områden.

## 7 Dokumentation

För att kunna fatta välgrundade beslut med avseende på hälso- och miljörisker och för att kunna jämföra riskbedömningar från olika förorenade områden, t.ex. som prioriteringsgrund för genomförande av åtgärder, bör riskbedömningar dokumenteras på ett tydligt och enhetligt sätt.

Nedan redovisas ett förslag på en innehållsförteckning till en fördjupad riskbedömning. Förteckningen anger generella grundläggande krav på faktorer och avsnitt som bör redovisas, men ska anpassas till förutsättningar och frågeställningar som gäller för det specifika förorenade området. Metodik och underlagsdata ska framgå i redovisningen och valda parametrar i beräkningar t.ex. i riktvärdesmodellen, bedömningar, antaganden etc. bör motiveras och redovisas väl i dokumentationen.

I dokumentationen ingår också att redovisa eller hänvisa till det bakgrundsmaterial som utnyttjas för riskbedömningen, t.ex. områdesbeskrivning, historik, utförda undersökningar samt hydrogeologiska förhållanden. Dessa delar redovisas ofta separat, men utgör ett viktigt underlag till riskbedömningen. En riskbedömning bör därför inledas med en sammanfattning av dessa delar inkl. referenshänvisning.

Denna dokumentation skall inte förväxlas med den dokumentation om lämnade föroreningar och risker efter en sanering som skall bevaras för framtida markägare, markanvändare och myndigheter.

**Mall för innehållsförteckning vid riskbedömning**

<b>1</b>	<b>Bakgrund</b>	
	Uppdrag och syfte	
	Områdesbeskrivning	
	Historisk redogörelse	
	Utförda undersökningar	
	Hydrogeologiska och geologiska förhållanden	
<b>2</b>	<b>Föroreningssituationen</b>	
	Identifierade föroreningar och deras egenskaper	I mark, grundvatten, ytvatten, sediment, luft, byggnader
	Föroreningssituation	
	Sammanfattning av föroreningssituation	
<b>3</b>	<b>Skyddsobjekt</b>	Nuvarande och framtida
	Markanvändning	Grundvattenmagasin, vattendrag, vattentäkter mm
	Objekt som kan påverkas av föroreningsspridning samt dess skyddsvärden	
	Övriga skyddsvärda samhällsintressen	
		Riksintressen, natur- och kulturvärden mm
<b>4</b>	<b>Spridning av föroreningar</b>	
	Föroreningsskällor och spridningsvägar	Nuvarande och framtida
	Infiltration och grundvattenflöden	
	Föroreningarnas lakbarhet	
	Recipienter och utspädning	
	Uppskattat läckage från området	
	Bedömning av fortsatt spridning	
		om inga åtgärder utförs (dvs. noll-alternativet)
<b>5</b>	<b>Hälsa- och miljöriskbedömning</b>	
	Planerade markanvändning/ar	Ev Preliminära åtgärds mål
	Exponeringsvägar	Exponering för mark, grundvatten, vatten, och sediment – kvantifieras
	Platsspecifika riktvärden för mark	
	Platsspecifika riktvärden för grundvatten	
	Bedömning av hälso- och miljöeffekter	
	Risker vid spridning av föroreningar	Nuvarande och framtida
<b>6</b>	<b>Samlad riskbedömning</b>	
	Risker i dagsläget	
	Risker i framtiden	
	Osäkerheter	
	Åtgärdsbehov	
	Övrigt	

## 8 Litteraturförteckning

- Back, P.-E. (2003). On Uncertainty and Data Worth in Decision analysis for Contaminated Land. Department of Geology. Göteborg, Chalmers University.
- Dawoud, E. A. and S. T. Purucker (1996). Quantitative Uncertainty Analysis of Superfund Residential Risk Pathway Models for Soil and Groundwater: White Paper. Contract DE-AC05-84OR21400. Lockheed Martin Energy Systems, Inc.; USEPA (1997). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. EPA/630/R-97/001. Washington DC.
- Decisionering (2000). Crystal Ball.
- Environment Canada (1994): A Framework for Ecological Risk Assessment at Contaminated Sites in Canada: Review and Recommendations. Ecosystem Conservation Directorate, National Contaminated Sites Remediation Program.
- Gilbert, R. O. (1987). Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- KemI, (2004): Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Beskrivning av den svenska metoden. Kemikalieinspektionen.
- Lindmark P (1994). Miljögeotekniska fältundersökningsmetoder, Statens Geotekniska institut
- McKay, M. D., R. J. Beckman and W. J. Conover (1979). "A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code." Tech-nometrics 21(2): 239-245.
- Miljøstyrelsen (2005): Manual for program til risikovurderinger - JAGG (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand)". <http://www.mst.dk/affald/02070000.htm>. Miljøstyrelsen, Danmark.
- Myers J C (1997): Geostatistical error management : quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping. New York, Van Nostrand Reinhold.
- Naturvårdsverket 1992, Provtagning av grundvatten och jord, en handbok att ha i byxfickan. 071-SNV. Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket (1994): Vägledning för miljötekniska markundersökningar. I Strategi, Rapport 4310, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1995): Föroreningar i deponier & mark; ämnens spridning och omvandling. Rapport 4473, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1996) Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1996). Rätt datakvalitet – Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar, NV Rapport 4667, Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket (1996a): Fältanalyser av förorenad mark. Översikt och jämförelse med konventionella metoder rapport 4566, Naturvårdsverket, Stockholm
- Naturvårdsverket (1997e): Rätt datakvalitet – Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar, NV Rapport 4667, Naturvårdsverket, Stockholm

- Naturvårdsverket (1997): Åtgärdskrav vid efterbehandling. Vägledning för att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet, NV Rapport 4807, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999a): Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999b): Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Grundvatten. Rapport 4915. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999c): Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Kust och hav. Rapport 4914. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999d): Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Metodik för inventering av förorenade områden. Analys- och testmetoder. Rapport 4947. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2000): Bedömningsgrunder för miljökvalitet: Sjöar och Vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2003): Efterbehandling av förorenade områden – Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Version 1 – 2003, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2005): Beskrivning, kartläggning och analys av Sveriges vatten - sammanfattande rapport. Dnr 721-3909-04. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket och SPI (1998): Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, NV Rapport 4889, Naturvårdsverket, Stockholm
- Nordtest (2004): Quality control manual for field measurements, Nordtest 2004
- RIVM (1994a): Towards Integrated Environmental Quality Objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. RIVM report 679101 012 and annex. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM (1994b): A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnification. Top predators in terrestrial systems. RIVM report 719101 012 and annex. National Institute of Public health and the Environment, Netherlands
- SGF (2004): Fälthandbok för Miljötekniska markundersökningar, Rapport 1:2004, Svenska Geotekniska Föreningen.
- SGU (2004b): Identifiering av geologiska formationer av nationell betydelse för vattenförsörjning. Magnus Åsman och Lena Ojala. Rapporter och meddelanden 115. Sveriges Geologiska Undersökning,
- Sobol, I. M. (1990). "Quasi Monte Carlo methods." Progress in Nuclear Energy 24: 55-61.
- USEPA (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/504/1 -89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC;
- USEPA (1993): Wildlife exposure factors handbook, vol 1-2. Office of Research and Developmen. EPA/600/R-93/187. United States Environmental Protection Agency, Washington DC.
- USEPA (1997). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Risk Assessment Forum. EPA/630/R-97/001.

USEPA (2000). Guidance for the Data Quality Objective Process. EPA QA/G-4.  
Washington DC.

## Bilaga 1 Prioriterade kemikalier

Följande tabell visar ämnen som är dokumenterade i den svenska riktvärdesmodellens databas och som har prioriterats för utfasning eller riskbedömningen enligt följande:

- 1) Ämnen som redan nu förekommer i miljön i sådan omfattning att det varit nödvändigt att i den svenska riktvärdesmodellens göra en justering för human bakgrundsexponering.
- 2) Utfasningsämnen i svensk lagstiftning eller kemikaliepolitik antingen som särskilt utpekade metaller (M) eller på grund av cancerogena (C) eller sk PBT/vPvB egenskaper (persistenta, bioackumulerande och toxiska/mycket persistenta och mycket bioackumulerande (*PRIO-databasen* [www.kemi.se](http://www.kemi.se) 2005-04-14).
- 3) Ämnen som är prioriterade i internationell kemikaliepolitik genom
  - POP-förordningen (*Europaparlamentets och rådets förordning (eg) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föreningar,*
  - OSPAR (*OSPAR List of Chemicals for Priority Action - Update 2004,* [www.ospar.org](http://www.ospar.org) 2005-04-14)
  - Vattendirektivet (*EG beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område*)

	CAS	Justering i modellen	PRIO			POP	OSPAR	VD
			M	C	PBT			
Arsenik				X <sup>1</sup>				
Bly		X	X				X	X
Kadmium		X	X				X	X
Kobolt				X <sup>2*</sup>				
Krom (VI)				X <sup>3</sup>				
Kvicksilver		X	X				X	X
Nickel		X		X <sup>4*</sup>				X
Pentaklorfenol <sup>5</sup>	87-86-5						X	X
Triklorbensen (1,2,4)	120-82-1				X		X	X
Pentaklorbensen	608-93-5				X			X
Hexaklorbensen	118-74-1			X	X	X		
PCB		X			X	X	X	
Trikloretan <sup>6</sup>	79-01-6			X*				
Dioxin		X			X	X	X	
Nitrotoluen (2,4-di)	121-14-2			X*				
PAH cancerogena				X	X	X <sup>7</sup>	X	X
PAH övriga					X	X <sup>7</sup>	X	X
Bensen	71-43-2			X				X
1,2-dikloretan	107-06-2			X				X
1,2-dibrometan	106-93-4			X				
Tetraetylbley	78-00-2		X					

<sup>1</sup> Cancerrisk för flera arsenikföreningar i form av arsenater och arseniktrioxid

<sup>2</sup> Cancerrisk för koboltklorid och koboltsulfat.

<sup>3</sup> Cancerrisk för kromater.

<sup>4</sup> Cancerrisk för nickeloxid.

<sup>5</sup> Klorfenoler uppfyller inte kraven som utfasningsämnen men i två Naturvårdsverksrapporter har pentaklorfenol pekats ut med anknytning till förorenade områden bl. a. på grund av koppling till förekomst av dioxiner, PCB och hexaklorbensen, (*Höga miljöhalter av miljöfarliga ämnen i miljön NV-5449, 2005* samt *Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen NV-5462, 2005*)

<sup>6</sup> Även andra klorerade lösningsmedel i form av koltetraklorid och 1,1,1-trikloretan är identifierade utfasningsämnen men då beroende på ozonnedbrytande egenskaper och har inte inkluderats då läckage från förorenad mark till atmosfären gissningsvis är en obetydlig källa i det sammanhanget.

<sup>7</sup> PAH omfattas endast av målen på minimering av utsläpp enligt artikel 6.

\* Ämnet klassats som cancerogen i PRIO databasen, dock beräknas inte hälsorisker i riktvärdesmodellen utifrån en cancerrisk faktor pga.

- Hälsorisker för icke genotoxiska cancerogena beräknas med tröskelvärdesmodellen
- Cancerriskfaktor har inte kvantifierats för alla ämnen som har klassats som genotoxiska cancerogena ämnen.