

# Förbättrade miljöriskbedömningar

RAPPORT 5538 • MARS 2006



Kunskapsprogrammet



# Förbättrade miljöriskbedömningar

Celia Jones, Kemakta Konsult AB  
Ann Sofie Allard, IVL Svenska Miljöinstitutet AB  
Bengt Erik Bengtsson, ITM, Stockholms Universitet  
Michael Gilek, Naturvetenskap, Södertörns Högskola  
Jonas Gunnarsson, Systemekologi,  
Stockholms Universitet

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

**Naturvårdsverket**

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: [natur@naturvardsverket.se](mailto:natur@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 91-620-5538-0.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2006

Tryck: CM Digitaltryck

Omslagsfoto: Ann-Sofie Allard, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

# Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Ett hinder för ett effektivt saneringsarbete som har identifierats är brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Den här rapporten redovisar projektet ”Förbättrade Miljöriskbedömningar” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Projektet har undersökt möjligheterna att förbättra de metoder som tillämpas för bedömning av risker för miljön från föroreningar i mark. Projektet pekar också ut vilka insatser som behövs för att förbättra data- och beslutsunderlaget.

Rapporten har skrivits av Celia Jones på Kemakta Konsult AB, Ann Sofie Allard på IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Bengt Erik Bengtsson på ITM, Stockholms Universitet, Michael Gilek på Södertörns Högskola och Jonas Gunnarsson på Systemekologi, Stockholms Universitet. Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Niklas Johansson på Naturvårdsverket. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket mars 2006



# Innehåll

<b>Förord</b>	<b>3</b>
<b>Innehåll</b>	<b>5</b>
<b>Sammanfattning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1 Inledning</b>	<b>12</b>
1.1 Relevans och frågeställning	12
1.2 Arbetets genomförande och rapportens struktur	13
<b>2 Sammanfattning av kunskapssammanställningar</b>	<b>14</b>
2.1 Riskbedömningsmetodik	14
2.2 Dataunderlaget	18
2.3 Ekotoxikologiska undersökningar	22
2.4 Sammanfattning av slutsatserna	24
<b>3 Diskussion och förslag till fortsatt arbete</b>	<b>27</b>
3.1 Inledning	27
3.2 Förslag till framtida arbetsinsatser	29
<b>4 Referenser</b>	<b>34</b>
<b>Bilaga 1 – Riskbedömningsmetoder</b>	<b>34</b>
<b>Bilaga 2 – Dataunderlaget</b>	<b>121</b>
<b>Bilaga 3 – Platsspecifika ekotoxikologiska undersökningar</b>	<b>190</b>
<b>Bilaga 4 – Anteckningar från FRISK Workshop 2005-01-27</b>	<b>210</b>

# Sammanfattning

De svenska generella miljöriskbaserade riktvärdena för förorenade områden har kritiserats dels på grund av metodiken som använts för att erhålla värdena och dels på grund av det otillräckliga dataunderlaget för många ämnen.

I Sverige har bedömning av miljörisker av förorenade områden gjorts huvudsakligen genom att jämföra uppmätta föroreningshalter med ekotoxikologiska riktvärden som är framtagna för att representera en viss grad av skydd för miljön. Det är dock viktigt att poängtera att inga miljöriskbaserade riktvärden som är specifikt anpassade till svenska förhållanden har tagits fram för förorenade områden. I stället har riktvärden som är framtagna utomlands av olika organisationer tillämpats.

För de flesta föroreningar, är information om ekotoxikologiska effekter begränsad till resultaten av ekotoxikologiska tester på ett mycket begränsat antal arter. Det är därför inte möjligt att direkt ta fram ekotoxikologiska riktvärden utifrån de arter som faktiskt förekommer i svenska miljöer. I stället antas att information om ekotoxikologiska effekter på ett fåtal arter kan extrapoleras till riktvärden som skyddar alla (eller i alla fall de flesta) arter. Generella riktvärden i Sverige togs fram utifrån tillgänglig information i litteraturen om ekotoxikologiska effekter av olika föroreningar. De nuvarande riktvärdena för mark baseras på Nederländska sammanställningar och riktvärdena för ytvatten baseras på en Kanadensisk sammanställning. Sammanställningarna från RIVM (Nederländerna) och CCME (Kanada) har uppdaterats sedan de svenska riktvärden fastställdes och utgör de mest kompletta datasammanställningarna som finns idag.

Syftet med detta projekt har varit att undersöka möjligheterna att förbättra de metoder som tillämpas för bedömning av risker för miljön från föroreningar i mark, samt att peka på vilka insatser som behövs för att förbättra data- och beslutsunderlaget. Undersökningen består av en kunskapssammanställning som beaktar följande tre frågor:

- Är metoderna som används idag lämpliga för bedömning av riskerna för miljön från föroreningar i mark?
- Är dataunderlaget tillförlitligt och relevant för svenska förhållanden?
- Hur kan ekotoxikologiska undersökningar tillämpas vid platsspecifika riskbedömningar?

Dessa kunskapssammanställningar har använts för att prioritera framtida arbetsinsatser. Befintliga dataunderlag och metoder som kan tillämpas i riskbedömningar har identifierats och stora osäkerheter och kunskapsluckor har påpekats. Möjliga lösningar vad gäller vidareutveckling av metoder/dataunderlag har identifierats.

Den huvudsakliga slutsatsen från en utvärdering av kunskapssammanställningarna är ett förslag på ett ramverk för bedömning av miljörisker på förorenade områden. Detta förslag baseras på en kritisk genomgång av de huvudsakliga angreppssätten för ekologisk riskbedömning. Vårt förslag består av en sekventiell riskbedömningsmetodik innehållande 3 nivåer. Denna stegvisa ansats förbättrar möjligheten att fokusera riskbedömningsinsatserna dit de verkligen behövs.

Nivå 1 (gallringsbedömning) innebär i dess enklaste form en jämförelse mellan ekotoxikologiska riktvärden och uppmätta koncentrationer av kemikalier. Om riktvärden samt den kemiska karaktäriseringen bedöms som tillförlitliga bör inga ytterligare undersökningar krävas utöver denna nivå. Om osäkerhet råder rörande den kemiska karaktäriseringen eller de tillgängliga riktvärdena bör ett baspaket av enkla och snabba toxicitetstester utföras.

Nivå 2 (detaljerad bedömning) innebär i dess enklaste form en komplettering av data rörande organismers exponering (fler kemiska analyser, samt utvärdering av bioackumulation och biotillgänglighet) för en mer realistisk exponeringsbedömning. Denna mer realistiska exponering jämförs sedan med de ekotoxikologiska riktvärdena. Även på denna nivå behöver osäkerheterna och tillförlitligheten av exponeringsbedömningen samt de ekotoxikologiska riktvärdena utvärderas.

Nivå 3 (platspecifik bedömning) innebär en fullständig undersökning av ekologiska effekter och risker av det aktuella området. På denna nivå finns det behov av att utföra toxicitetstester med arter och miljöförhållanden som är relevanta för det undersökta området samt att utföra fältundersökningar (t.ex. artsammansättning, biomarkörer). I den platspecifika riskbedömningen rekommenderar vi att risker och osäkerheter karaktäriseras med de bästa tillgängliga metoderna (t.ex. bör s.k. sannolikhetsbaserade metoder föredras på denna nivå).

Ett antal verktyg/metoder behövs för att kunna tillämpa den föreslagna metodiken. Därför föreslås ett antal insatser för att förbättra tillgängliga metoder, verktyg och dataunderlag, samt för att utveckla nya metoder.

Eftersom riktvärden (generella och platspecifika) är en viktig del av metodiken, har ett antal arbetsinsatser föreslagits som syftar till att minska och kvantifiera osäkerheterna och underlätta riskvärderingen när riktvärden används. Arbetsinsatserna inkluderar en definition av krav på dataunderlaget för framtagning av riktvärden med olika metoder, komplettering av dataunderlaget samt kvantifiering av osäkerheterna för varje ämne.

Ett paket av ekotoxikologiska och andra biologiska undersökningar för förorenade mark, också indelat i tre nivåer, har föreslagits som en integrerad del av metodiken. Nivå 1 består av tester för viktiga markfunktioner, toxicitetstester med växter och reproduktionstester med maskar och andra evertebrater. Nivå 2 består av tester som ger mer information om exponering av organismer på ett förorenat område, inklusive upptagstester och biotillgänglighetstester. Nivå 3 utgörs av flerartstester (mikrokosmer och/eller mesokosmer) och biologiska undersökningar i fält. Vidare kan tester behövas för att undersöka om substanser med t.ex. mutagen eller hormonell påverkan förekommer.

Både förbättring av metoder för framtagning av riktvärden och utveckling av ett testpaket för ekotoxikologisk/biologiska undersökningar i mark bör grundas på kunskaper om markekologin i olika svenska miljöer. Dessa kunskaper behövs främst för att identifiera organismer och funktioner som skall beaktas i en miljöriskbedömning, t.ex. som är viktiga m.a.p. ekologiska processer, som är känsliga för föroreningar, som exponeras via olika exponeringsvägar.

Det finns ett behov av standardiserade ekotoxikologiska tester både för att kunna göra undersökningar på förorenade områden och för att kunna ta fram komplette-



rande uppgifter om föroreningars ekotoxikologiska effekter. Kraven på standardiserade tester har tagits fram, och ett antal arbetsinsatser föreslås, t.ex. standardisering av befintliga icke-standardiserade tester, tillämpning av tester som idag används inom andra områden, t.ex. miljöövervakning, sedimenttester, tillämpning av befintliga tester på olika arter, samt utveckling av nya tester.

## Summary

The Swedish generic guideline values for contaminated areas have been criticised with regard to the methods used in for their derivation and, for many sub-stances, the lack of data which can be used as a basis for the guideline values.

In Sweden, assessment of risks to the environment from contaminated areas have been carried out mainly by comparing contaminant concentrations in samples of environmental media with ecotoxicologically-based guideline values which represent differing degrees of protection for environmental functions. It is important to point out that for contaminated areas, no environmental risk-based guideline values which are adapted to Swedish conditions have yet been derived. Instead, guideline values which have been derived in other countries by different organisations have been adopted.

For most contaminants, the available information on their ecotoxicological effects is limited to the results of ecotoxicological tests on a limited number of species. It is therefore not possible to base ecotoxicologically-based guideline values on data for the species which actually occur in Swedish environments. Instead, it is assumed that information about ecotoxicological effects on a few species can be extrapolated to derive guideline values which are protective of all, or most, species. Generic guideline values are then based on available information in the literature on the ecotoxicological effects of the contaminants. Guideline values for soil are based on a data compilation from the Netherlands [Denneman and van Gestel, 1990; RIVM, 1994; RIVM, 1995] and guideline values for freshwater are based on a data compilation from Canada [CCME, 1996]. These compilations are the most complete available data compilations.

The aim of this project was to evaluate the possibility of improving the methods which are used to assess risks to the environment from contaminated areas and to identify areas where improvements to the underlying data are required. The study was carried out as a review of the information relevant to the following three questions;

- Are the methods which are used today appropriate for risk assessments of contaminated areas?
- Is the underlying database reliable and relevant to Swedish conditions?
- How can ecotoxicological investigations be applied in site-specific risk assessments?

These reviews have been used as a basis for setting priorities for future work. Existing methods and data which are suitable for assessment of risks to the environment have been identified the main uncertainties and data gaps pointed out. Developments of methods and the underlying database have been suggested as a measure to decrease the overall uncertainty in risk assessments.

The main conclusion drawn from an evaluation of the reviews takes the form of a suggestion for a framework for the assessment of the environmental risks of contaminated areas. The suggested framework is based on a critical review of the main

approaches to ecological risk assessment. Our suggested framework is comprised of a three-stage, sequential risk assessment methodology. The stepwise approach makes it possible to focus the risk assessment on the areas where they are most needed.

Step-1 (screening assessment) in its simplest form is a comparison of measured contaminant concentrations in environmental media with ecotoxicologically-based guideline values. If the guideline values and the chemical characterization of the contaminated area are judged to be sufficiently reliable for the purposes of the risk assessment, no further investigations are required. If there are unacceptable uncertainties associated with the chemical characterization of the available guideline values, a base-package of simple and relatively fast toxicity tests can be carried out to provide more information.

Step-2 (detailed assessment) involves complementary investigations (e.g. chemical analyses, data on the bioaccumulation and bioavailability of contaminants) designed to provide a more realistic assessment of the exposure of organisms for contaminants. This more realistic assessment of exposure is then compared with existing guideline values. The reliability of the guideline values and exposure assessments should be evaluated at this stage also.

Step-3 (site-specific assessment) involves a complete investigation of the risk for ecological effects from the specific contaminated area. This stage requires toxicity tests on species which are relevant to the investigated area and which are performed under relevant environmental conditions. Field studies (e.g. using biomarkers or species composition of populations) are also suggested. The methods used at this stage for risk characterization should also be the best available and probabilistic methods should be considered.

In order to apply the suggested methodology, a number of tools and methods are required. Therefore a number of measures are suggested to improve the currently available methods, tools and database and to develop new methods.

Guideline values will continue to be an important part of the methodology. Therefore, future work which is intended to reduce or quantify the uncertainties associated with the guideline values has been suggested. The measures suggested include defining the data requirements for guideline derivation using different methods, filling gaps in the underlying data on ecotoxicological effects of contaminants and making an estimated of the uncertainty associated with each guideline value.

A package of ecotoxicological and other biological investigations for contaminated land, also organized into three stages, has been suggested as an integrated part of the methodology. Step 1 consists of tests for important soil processes, toxicity tests with plants, and reproduction tests with worms and other invertebrates. Step 2 includes tests which give more information about exposure of organisms in the area studied, including bioavailability tests and tests of the uptake of contaminants. Step 3 is made up of multi-species tests, e.g. microcosm and mesocosm tests, and field studies. Further tests may be needed to investigate whether or not substances with hormonal or mutagenic effects occur.

Knowledge about the ecology of soils in different types of Swedish environment should form the basis of improvements to methods for derivation of guideline values and of the development of a test-package for ecotoxicological and biological investigations. This knowledge is required mainly to identify important organisms and processes which must be considered in a risk assessment, e.g. which organisms are important with respect to ecological process, which organisms are most sensitive to contaminants, which organisms are exposed by the different exposure pathways.

Standardized test methods are required in order to carry out investigations of contaminated areas and to provide data about the ecotoxicological effects of contaminants. A number of criteria have been suggested for the suitability of new tests. A number of methods for the development of standardized tests have been suggested, including the standardization of existing but non-standard tests, the adaptation of tests which are currently used in other areas, e.g. sediment tests, tests used in monitoring programmes, adaptation of existing tests to other species, and the development of new tests.

# 1 Inledning

## 1.1 Relevans och frågeställning

De generella miljöriskbaserade riktvärdena för förorenade områden har kritiserats dels på grund av metodiken som använts för att erhålla värdena och dels på grund av det otillräckliga dataunderlaget för många ämnen.

I Sverige har bedömning av ekologiska risker med förorenade områden gjorts huvudsakligen genom att jämföra uppmätta föroreningshalter med ekotoxikologiska riktvärden som är framtagna för att representera en viss grad av skydd för miljön. Det är dock viktigt att poängtera att inga miljöriskbaserade riktvärden som är specifikt anpassade till svenska förhållanden har tagits fram för förorenade områden. I stället har riktvärden som är framtagna utomlands av olika organisationer tillämpats (Naturvårdsverket 1996, NV/SPIMFAB 1998).

Två typer av miljöriskbaserade riktvärden har använts. Det första avser effekter på flora, fauna och mikroorganismer inom det förorenade markområdet och det andra avser effekter på det akvatiska livet i ett närbeläget ytvatten. I den senare typen används en enkel modell för att uppskatta transport av föroreningar till ytvatten från ett förorenat markområde. För markmiljön, tillämpas två olika markanvändningar; Känslig Markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) där skyddsvärdet för miljön anses vara olika. Riktvärden för dessa markanvändningar är olika. För ytvatten, finns bara en skyddsnivå.

Generella riktvärden tas fram utifrån tillgänglig information om ekotoxikologiska effekter av olika föroreningar. Riktvärden för mark baserades på Nederländska sammanställningar [Denneman and van Gestel, 1990; RIVM, 1994; RIVM, 1995] och riktvärden för ytvatten baserades på en Kanadensisk sammanställning [CCME, 1996]. Sammanställningarna från RIVM (Nederländerna) och CCME (Kanada) har uppdaterats sedan de svenska riktvärden fastställdes och utgör de mest kompletta datasammanställningarna som finns idag. För de flesta föroreningar, är informationen om ekotoxikologiska effekter begränsad till resultaten av ekotoxikologiska tester på ett mycket begränsat antal arter. Det är därför inte möjligt att direkt ta fram ekotoxikologiska riktvärden utifrån de arter som faktiskt förekommer i svenska miljöer. I stället antas att informationen om ekotoxikologiska effekter på ett fåtal arter kan extrapoleras till riktvärden som skyddar alla (eller i alla fall de flesta) arter. För vissa vanliga markföroreningar saknas underlagsdata.

Utvecklingen av metoder för miljöriskbedömningar och uppbyggande av databaser med det nödvändiga dataunderlaget är ett mycket omfattande arbete eftersom ett stort antal föroreningar måste beaktas och de påverkade ekosystemen är mycket olika. Hänsyn måste tas till både terrestra ekosystem och indirekt påverkade akvatiska recipientekosystem, med varierande egenskaper (t.ex. klimat, geologi, hydrologi, markegenskaper m.m.). Därför är det nödvändigt att fokusera på de viktigaste områdena.

Syftet med detta projekt har varit att undersöka möjligheterna att förbättra de metoder som tillämpas för bedömning av risker för miljön från föroreningar i mark, samt att påpeka vilka insatser som behövs för att förbättra data- och beslutsunder-

laget. Undersökningen består av en kunskapssammanställning, som använts för att prioritera framtida arbetsinsatser genom att:

- Identifiera områden/föreningar där befintliga dataunderlag och metoder är tillräckliga och kan tillämpas i riskbedömningar
- Identifiera de stora osäkerheterna i dataunderlaget/problem med metoderna
- Identifiera möjliga lösningar vad gäller vidareutveckling av metoder/dataunderlag.

## 1.2 Arbetets genomförande och rapportens struktur

Tre huvudfrågeställningar har identifierats och utgör grunden för arbetet:

- Är metoderna som används idag lämpliga för bedömning av riskerna för miljön från föreningar i mark?
- Är dataunderlaget tillförlitligt och relevant för svenska förhållanden?
- Hur kan ekotoxikologiska undersökningar tillämpas vid platsspecifika undersökningar?

För varje frågeställning har en kunskapssammanställning gjorts, och slutsatserna rörande förslag och prioritering i utvecklingen av riskbedömningsmetoder har redovisats. Kunskapssammanställningarna redovisas i bilagorna 1-3 och sammanfattas i avsnitt 2. Bilagorna låg till grund för ”Workshop”-diskussioner om prioritering av olika arbetsinsatser med en expertgrupp. Diskussionerna med expertgruppen dokumenteras i bilaga 4, och har beaktats i slutsatserna till denna rapport. I avsnitt 3 finns ett förslag på en prioritering av det framtida arbetet.

## 2 Sammanfattning av kunskapssammanställningar

### 2.1 Riskbedömningsmetodik

Den huvudsakliga målsättningen med kunskapssammanställningen av riskbedömningsmetodik (Bilaga 1) har varit att utarbeta ett förslag på ett ramverk för bedömning av ekologiska risker på förorenade områden. Detta förslag baseras på en kritisk genomgång av de huvudsakliga angreppssätten för ekologisk riskbedömning (ur ett internationellt perspektiv).

Generellt sett består en ekologisk riskbedömning av tre huvudsakliga beståndsdelar (problemformulering, riskanalys samt riskkaraktärisering). Den genomförda litteraturgenomgången identifierar och diskuterar ett antal olikheter i dessa beståndsdelar mellan olika länder och olika tillämpningsområden. Trots dessa olikheter identifieras och beskrivs en gemensam bas som bör kunna utgöra fundamentet för riskbedömning av förorenade svenska lokaler.

Rapporten identifierar också en rad metoder som är viktiga för genomförandet av en ekologisk riskbedömning (toxicitetstester, härledning av riktvärden, bedömning av bioackumulation och biotillgänglighet samt olika metoder för riskkaraktärisering). Efter diskussion av alternativa metoder samt avsaknaden av metoder presenteras en rad rekommendationer för hur metodiken kan eller bör modifieras för att förbättra ekologiska riskbedömningar av förorenade svenska lokaler. Framför allt finns det ett behov av att fastställa och utveckla nödvändiga tester (t.ex. med avseende på toxicitet, bioackumulation, biotillgänglighet), samt att utarbeta en detaljerad vägledning för hur riskbedömningen skall genomföras (t.ex. härledning av riktvärden samt metoder för bedömning av risker och osäkerheter).

Vi föreslår att ekologiska risker på förorenade lokaler utvärderas med hjälp av en sekventiell riskbedömningsmetodik innehållande 3 nivåer (se figur 1). Denna stegvisa ansats förbättrar möjligheten att fokusera riskbedömningsinsatserna dit de verkligen behövs. Vi förespråkar också att de föreslagna nivåerna och ingående metoderna skall kunna utnyttjas på ett flexibelt sätt. Detta innebär till exempel att de olika nivåerna skall kunna göras om efter komplettering av dataunderlaget, eller att olika nivåer skall kunna hoppas över för att direkt utföra en mer detaljerad bedömning (om det t.ex. redan är känt att de ekologiska riskerna är betydande). Ytterligare en flexibilitet i det föreslagna systemet är att problemägaren bör ha möjlighet att avstå vidare undersökningar i de fall en gallringsundersökning visar på en oacceptabel risk och i stället utföra de saneringsåtgärder som krävs för att nå acceptans på dessa nivåer. Detta möjliggör en avvägning mellan kostnader för ytterligare riskbedömningsundersökningar och kostnader för saneringen.

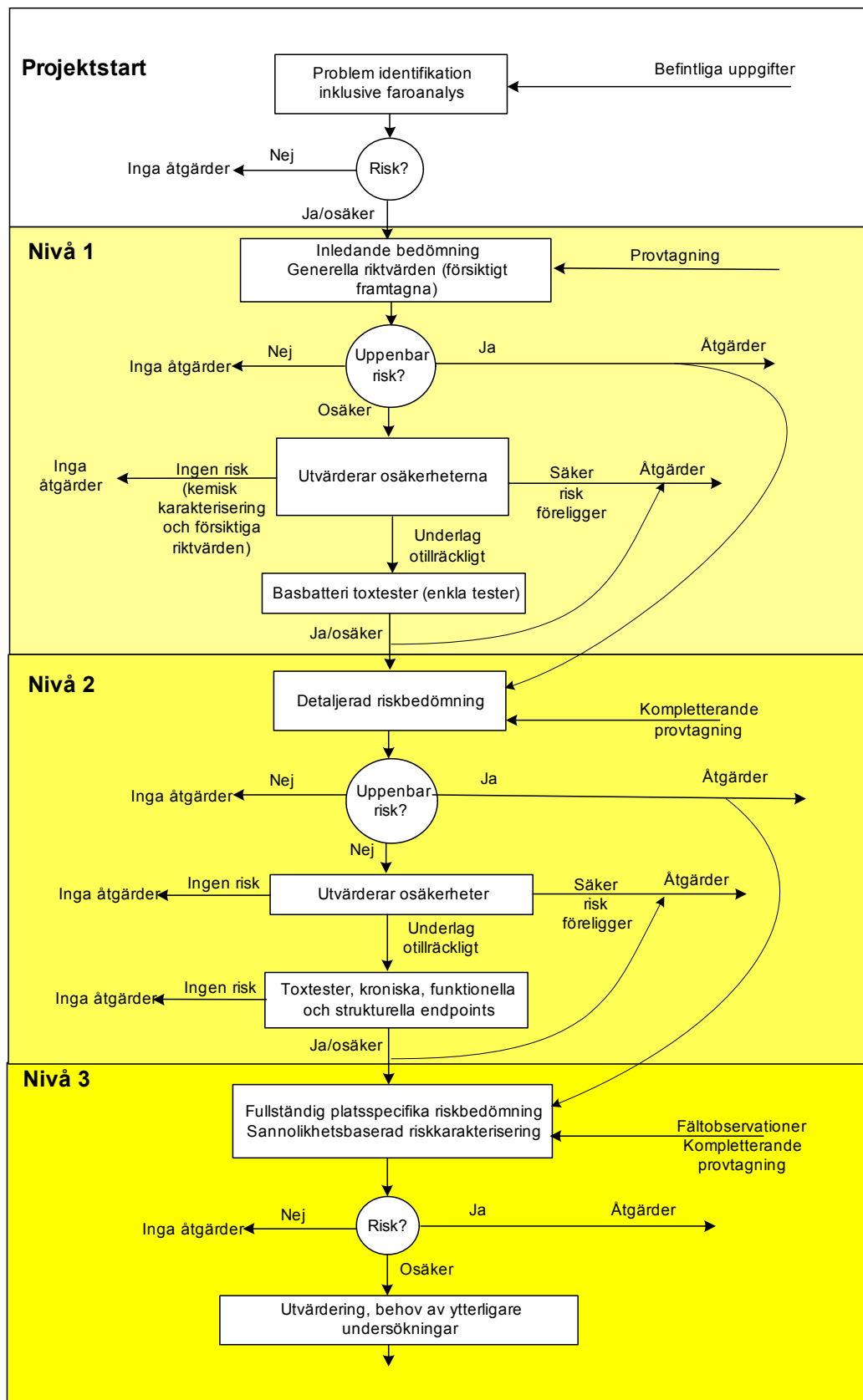
Nivå 1 (gallringsbedömning, se figur 2) innebär i dess enklaste form en jämförelse mellan ekotoxikologiska riktvärden och uppmätta koncentrationer av kemikalier. Om riktvärden samt den kemiska karaktäriseringen bedöms som tillförlitliga bör inga ytterligare undersökningar krävas utöver denna nivå. Om osäkerhet råder

rörande den kemiska karaktäriseringen (är t.ex. alla toxiska föreningar analyserade?) eller de tillgängliga riktvärdena (saknas riktvärden eller är dataunderlaget bristfälligt?) bör ett baspaket av enkla och snabba toxicitetstester utföras.

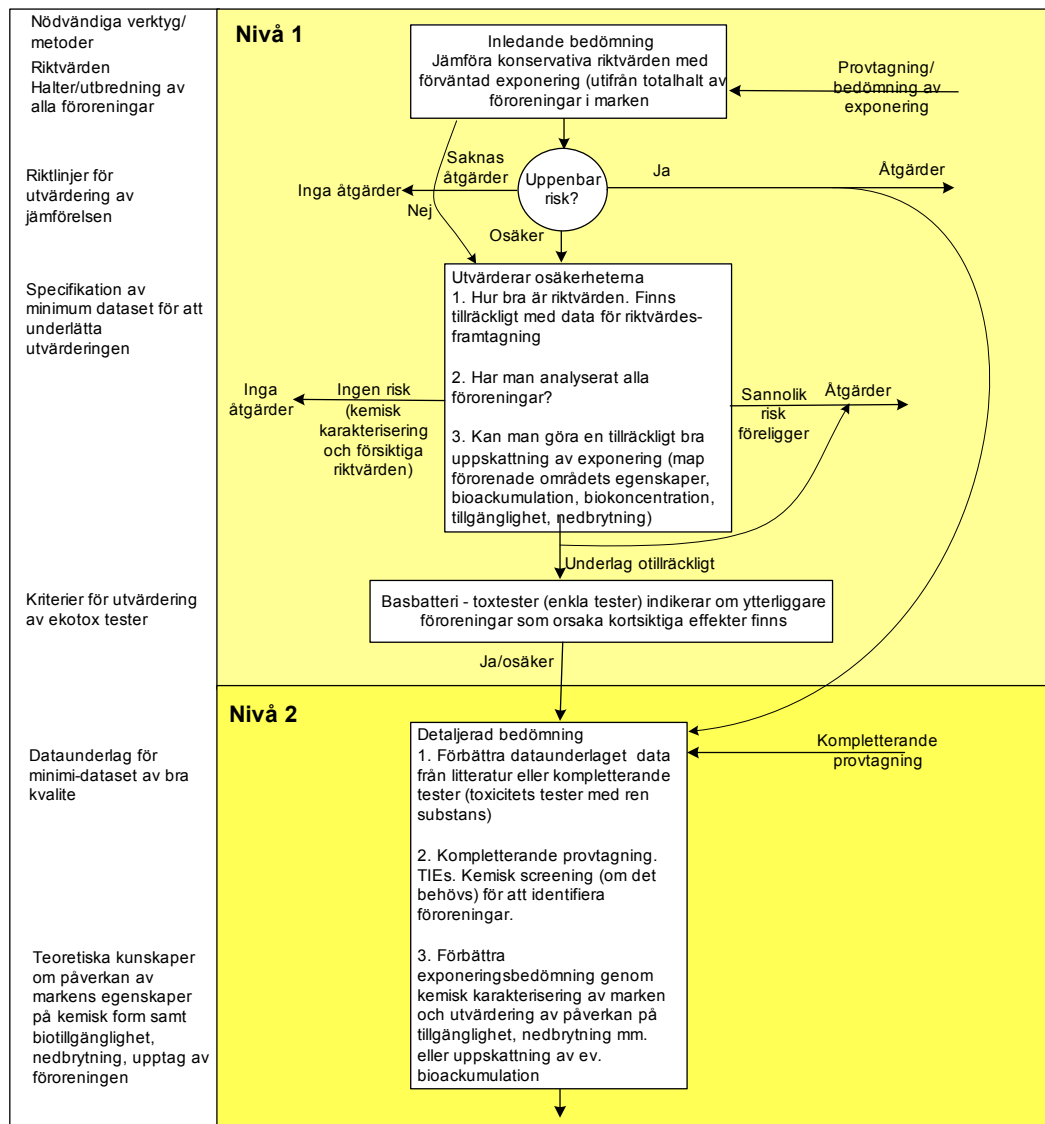
Nivå 2 (detaljerad bedömning, se figur 2 och 3) innebär i dess enklaste form en komplettering av data rörande organismers exponering (fler kemiska analyser, samt utvärdering av bioackumulation och biotillgänglighet) för en mer realistisk exponeringsbedömning. Denna mer realistiska exponering jämförs sedan med de ekotoxikologiska riktvärdena. Även på denna nivå behöver osäkerheterna och tillförlitligheten av exponeringsbedömningen samt de ekotoxikologiska riktvärdena utvärderas. Om tillförlitligheten bedöms som bristfällig rekommenderas att toxiciteten undersöks med ett mer detaljerat paket av tester.

Nivå 3 (platspecifik bedömning, se figur 3) innebär en fullständig undersökning av ekologiska effekter och risker med det aktuella området. På denna nivå finns det behov av att utföra toxicitetstester med arter och miljöförhållanden som är relevanta för det undersökta området samt att utföra fältundersökningar (t.ex. art-sammansättning, biomarkörer). I den platspecifika riskbedömningen rekommenderar vi att risker och osäkerheter karaktäriseras med de bästa tillgängliga metoderna (t.ex. bör s.k. sannolikhetsbaserade metoder föredras på denna nivå).

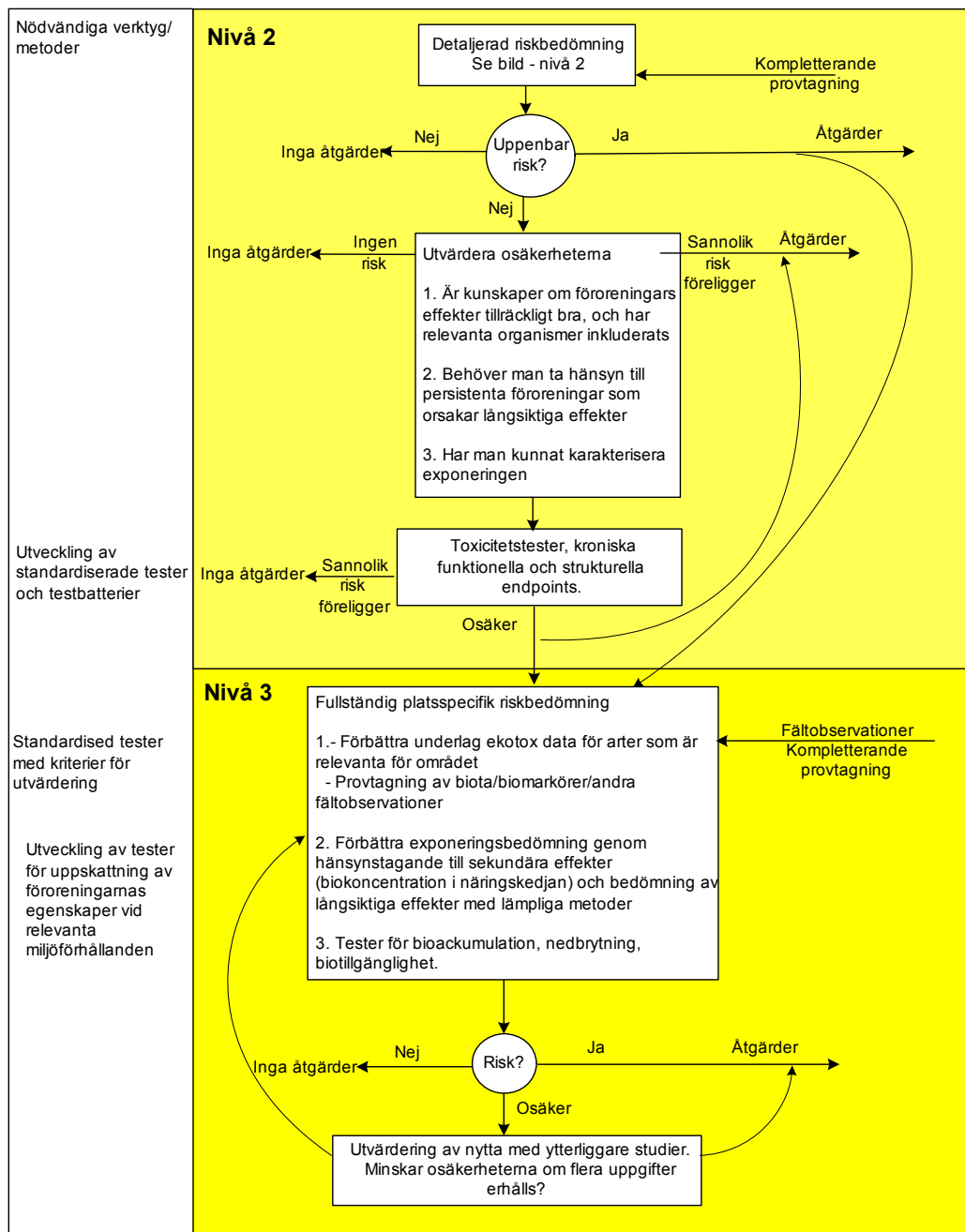




Figur 1 Sekventiell metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden.



Figur 2 Sekventiell metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden. Detaljer, övergång från Nivå 1 till Nivå 2



Figur 3 Sekventiell metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden. Detaljer, övergång från Nivå 3 till Nivå 4

## 2.2 Dataunderlaget

I bilaga 2 beskrivs befintliga datasammanställningar som använts för framtagning av riktvärden för föroreningar i mark och i akvatiska ekosystem (vatten och sediment). Eftersom svenska riktvärden för förorenade områden är baserade på RIVMs sammanställning för jord och CCMEs sammanställning för sötvatten, fokuseras diskussionerna på dessa arbeten, men andra kompletterande dataunderlag från RIVM, CCME och USEPA har också inkluderats.

Riktvärden som avser föroreningar i mark, vatten och sediment indikerar en föroreningshalt under vilken ekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta mark- eller vattenanvändningen. Olika riktvärden kan tas fram för att motsvarar olika grad av miljöskydd, dvs. olika krav på ekosystemets funktioner.

### 2.2.1 Framtagning av riktvärden

Metoderna som används vid riktvärdesframtagning tillsammans med datasammansättningar har beskrivits. Generellt, baseras alla miljöriskbaserade riktvärden på dos-effektdata från enartstester eller tester på ekologiska processer. Endast CCMEs riktvärden för sediment baseras delvis på fältobservationer.

Olika metoder används för extrapolering av resultaten från labtester med få arter eller processer till effekter på populationer, samhällen och ekosystem. Extrapoleringsmetoderna kan delas i olika grupper; metoder som använder en statistisk fördelning, säkerhetsfaktormetoder och användning av jämviktsfördelningskoefficienter utgående från akvatiska toxicitetsdata. De organisationer som har tagit fram dessa riktvärden använder ofta en kombination av metoder, beroende på tillgång av lämpliga data.

Syftet med riktvärdet påverkar dels vilka underlagsdata som är lämpliga dels tillämpning av extrapoleringsmetod. För de fall riktvärdena skall indikerar en föroreningshalt i miljön där inga skadliga effekter kan förväntas, är kroniska NOEC- eller LOEC-data lämpliga. Om riktvärdena skall indikera en föroreningshalt där en viss påverkan förväntas är dock effektdata (t.ex. EC<sub>x</sub>-data) lämpligare. Syftet med riktvärdena påverkar även hur den önskade miljöskydds nivån kan kvantifieras. Med fördelningsmetoden bestäms vilken percentil av fördelningen som motsvarar önskad skydds nivå. Används säkerhetsfaktormetoden motsvarar olika numeriska säkerhetsfaktorer olika grad av miljöskydd.

### 2.2.2 Omfattning av dataunderlaget

Dataunderlaget för många ämnen och ämnesgrupper är mycket bristfälligt. Underlagsdata för metaller täcker flera grupper (enartstester) och funktioner än för organiska ämnen. Data för markprocesser finns för de flesta metaller, dock finns endast enstaka uppgifter för barium, krom(VI), nickel ock metylkvicksilver. Däremot finns enartsdata i stor utsträckning endast för kadmium, koppar, bly och zink. Det bör observeras att dataunderlaget för nästan alla ämnesgrupper som förekommer i petroleumprodukter är mycket bristfälligt, inklusive aromater, alifater, BTEX och PAH. Dataunderlaget för nästan alla klorerade organiska ämnen är även det mycket bristfälligt. I endast ett fall, pentaklorfenol, har ett riktvärde med hög konfidens tagits fram.

Det finns ett ständigt behov av att uppdatera dataunderlaget med nya data som publiceras i litteraturen. Dessutom behövs redan i nuläget riktade insatser för att komplettera dataunderlaget för vissa ämnen och ämnesgrupper. Dataunderlaget för praktiskt taget alla grupper organiska ämnen är bristfälligt och stora insatser krävs för att ta fram kompletterande dataunderlag. Prioritering av ämnesgrupper för framtagning av kompletterande uppgifter till dataunderlaget bör därför göras med

hänsyn till förekomsten av ämnen på förorenade områden och till vilken grad miljöriskbaserade riktvärden styr beslutsfattande och åtgärder. För vissa ämnen, t.ex. koppar och zink, är dataunderlaget förhållandevis bra, men eftersom miljöriskbaserade riktvärden för dessa metaller ofta är styrande i hälso- och miljöriskbedömningar, är en komplettering av dataunderlaget ändå önskvärt.

### 2.2.3 Hantering av osäkerheterna

Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i dataunderlaget. När dataunderlaget är bristfälligt, kan det fortfarande vara möjligt att ta fram riktvärden med en hög grad av tilltro, om en tillräckligt stor säkerhetsmarginal appliceras för att inte underskatta miljöriskerna. Användning av en säkerhetsfaktor betyder att ett riktvärde indikerar en högsta föroreningshalt i mark, sediment eller vatten under vilka ekologiska funktioner är skyddade till den grad för vilket riktvärdet är avsett. Riktvärdet är dock inte en uppskattning av de faktiska miljöriskerna. Det numeriska värdet av ett riktvärde som tas fram genom användning av en säkerhetsfaktor är baserat på såväl dataunderlagets omfattning som ämnets toxicitet. Två ämnen som visar identiska toxiska egenskaper kan ges mycket olika riktvärden beroende på dataunderlaget. Riktvärdet för ämnet med omfattande dataunderlag blir mycket högre än riktvärdet för ämnet med bristfälligt dataunderlag. Detta kan försvåra tolkningen av resultatet vid en riskbedömning eftersom riktvärdena inte indikerar den relativa toxiciteten av olika ämnen. Riktvärden kan därför inte användas för prioritering mellan ämnen inom ett förorenat område, eller för prioritering mellan olika delområden med olika föroreningskällor.

Tolkningen av riskbedömningar där riktvärden används skulle underlättas om säkerhetsfaktorerna som används vid riktvärdesframtagningen angavs tillsammans med det numeriska riktvärdet. Detta skulle bidra till att riktvärdena används med bättre förståelse, dvs. inte används som uppskattningar av de faktiska riskerna utan endast ses som indikatorer av föroreningshalten i miljön under vilken inga oacceptabla miljörisker föreligger.

Eftersom kvantifiering av miljöskyddsnivån sker på olika sätt, är det svårt att tolka påverkansgraden av föroreningshalter i miljön som överskrider riktvärden. Det finns ingen direkt relation mellan toxiciteten och hur mycket en föroreningshalt överskrider riktvärdena.

Användning av säkerhetsintervall tillsammans med numeriska riktvärden kan fungera som incitament för framtagning av kompletterande dataunderlag. Riktvärden som tas fram med säkerhetsfaktorer för att ta hänsyn till otillräckliga dataunderlag kan ha en mycket stor säkerhetsmarginal. Om åtgärdsbehovet för förorenade områden bedöms utifrån dessa försiktigt framtagna riktvärden, kan resultatet bli stränga åtgärdskrav och höga kostnader. I dessa fall kan framtagning av kompletterande uppgifter för aktuella föroreningar vara ett alternativt till att bara acceptera riktvärden med stora säkerhetsmarginaler.

För att underlätta framtagning av kompletterande uppgifter, behövs standardiserade tester för organismer som har identifierats som viktiga i relevanta ekosystem m.a.p. uppbyggnad av ett komplett dataunderlag.

#### 2.2.4 Anpassning till svenska eller platsspecifika förhållanden

I Sverige har riktvärden för förorenade områden baserats på värden som är framtagna i andra länder och därmed för andra förhållanden. För att ta fram riktvärden som är lämpliga för svenska förhållanden behövs en metod som är baserat på kunskaper om de svenska mark- och vattnekosystemen. Riktvärden för svenska förhållanden bör baseras på ett dataunderlag som omfattar arter i Sverige som tillhör alla viktiga funktionsgrupper. Dessutom bör dataunderlaget omfatta grupper som exponeras för föroreningar på ett flertal olika sätt, t.ex. olika trofiska nivåer samt organismer som har direkt kontakt med förorenad mark eller vatten. Grupper som är särskilt känsliga för en förorening eller är speciellt känslig i delar av sin livscykel bör också ingå i dataunderlaget. Identifikation av dessa organismer måste baseras på kunskap om sammansättning och funktion av ekologiska samhällen i olika terrestra och akvatiska ekosystem.

För att utveckla riktvärden för platsspecifika förhållanden är det nödvändigt att definiera olika skyddsnivåer för mark- eller vattnekosystem, dvs. definiera till vilken grad vi förväntar olika mark- eller vattenområden att kunna utföra olika ekologiska funktioner. Dessa skyddsnivåer måste kvantifieras så att motsvarande riktvärden kan beräknas. Detta innebär en definition av antalet datapunkter och typen av effektparametrar. Vidare behöver man specificera omfattningen av dataunderlaget som krävs för tillämpning av olika metoder samt en definition av tillämpligt intervall på en fördelning av toxicitetsdata alternativt angivande av vilka säkerhetsfaktorer som skall användas med olika dataunderlag för att motsvarar olika skyddsnivåer.

#### 2.2.5 Ämnen på riktvärdeslistorna

En översiktlig sammanställning av ämnen på prioriteringslistor och utländska riktvärdeslistor har visat att flera ämnen förekommer på dessa listor som inte finns på de svenska riktvärdeslistorna. Ett antal ämnen och ämnesgrupper bör utvärderas med avseende på behovet av riktvärden för förorenade områden. Utvärderingen bör ta hänsyn till förekomsten av ämnet i förorenade områden och bidraget av förorenade områden till det totala föroreningsflödet i miljön. Hänsyn bör också tas till ämnens toxicitet, både på kort och lång sikt (tex. vid ackumulering i recipienter). Eftersom riktvärdeslistan ofta styr vilka kemiska ämnen som är föremål för undersökning av ett förorenat område är det särskilt viktigt att riktvärdeslistan inkluderar alla föroreningar som påverkar miljön på kort eller lång sikt. Ingen sammanställning av vilka ämnen som förekommer oftast på förorenade områden har gjorts inom ramen av detta projekt, men andra projekt inom ”Hållbar Sanering” samlar data som kan användas som underlag till en utvärdering av detta.

#### 2.2.6 Biologiska undersökningar

Användning av biologiska undersökningar i miljöriskbedömningar ger en möjlighet att detektera förändringar i miljökvalitet som inte kan detekteras med kemiska analyser eller korta standardiserade toxicitetstester. Däremot kräver användningen av biologiska kriterier en god förståelse av ekosystemets och organismernas ekologi. Biologiska kriterier har använts vid framtagning av sedimentkvalitetskriterier

där uppgifter finns om både sedimentkemi och biologiska effekter. Miljöövervakningsprogram i Sverige inkluderar endast ett fåtal biologiska kriterier, och i enstaka fall inkluderas kopplade uppgifter om mark/vattenkemi och biologiska parametrar. Dessa uppgifter kan öka vår kunskap om toxiciteten av miljöföroreningar. För att bygga upp en omfattande databank som kan användas i miljöriskbedömningar, krävs en utveckling av miljöövervakningsprogram för att inkludera flera biologiska parametrar.

## 2.3 Ekotoxikologiska undersökningar

En ekotoxikologisk riskbedömning av ett förorenat område kräver relevanta metoder för karakterisering av den aktuella marken och att resultatet av denna karakterisering utgör grunden för en platspecifik bedömning.

Det kan finnas okända ämnen eller omvandlingsprodukter av föroreningarna i den förorenade marken som inte upptäcks vid de kemiska analyserna. Dessa substanser kan vara både toxiska och persistenta, varför de kan utgöra en potentiell miljörisk. Å andra sidan kan markförhållandena vara sådana att de befintliga föroreningarna binds till jorden eller på annat sätt inte är biotillgängliga och därför inte utgör så stor miljörisk som den uppmätta halten anger. Slutsatsen är att toxiciteten lika väl kan överskattas som underskattas om inte en direkt undersökning av toxiciteten i just den aktuella jorden utförs.

Det är svårt att utföra en platspecifik ekotoxikologisk undersökning när inga rekommendationer eller riktlinjer finns. Olämpliga tester kan också användas så att resultaten inte går att använda för en adekvat riskbedömning. Ekotoxikologiska undersökningar blir inte systematiskt utförda och måste utvecklas i varje projekt för sig. Detta kan innebära mycket höga kostnader. Eftersom lämpliga ekotoxtester inte är standardiserade, kan inte analyslaboratorier bli ackrediterade för dessa tester eller erbjuda testerna som en del av analyspaketet. Framtagning av standardiserade metoder för ekotoxikologiska undersökningar bör därför prioriteras. Kraven som ekotoxtester skall uppfylla för att kunna tillämpas i större utsträckning inom miljöriskbedömningar är:

- Hög känslighet m.a.p. föroreningar (ingen art är känslig för alla föroreningar)
- Ekologiskt relevanta arter/funktioner. Tester behövs för olika miljöer
- Relevant exponeringssituation (för testorganism och miljön)
- Lättodlad organism, tillgänglig året runt, känd biologi, kort livscykel
- Resthaltsanalys, mätning av fysiologiska och biologiska variabler
- Referensvärden, utvärderingsvägledning
- Kostnadseffektivt
- Kommersiellt tillgängligt
- Snabb och säker leverans

Organismer från den terrestra miljön bör användas för test av förorenad jord. Det är viktigt att testorganismerna kommer från olika trofiska nivåer och att störningar av olika centrala funktioner upptäcks. Testandet bör utföras efter ett hierarkiskt

system där baspaketet består av relativt enkla tester som efter hand blir mer och mer sofistikerade. Baspaketet får dock inte bli så förenklat att inte några effekter alls upptäcks med dessa tester. Detta innebär att mycket kortsiktiga, s.k. akuta tester bör undvikas. Det är viktigt att på ett tidigt stadium upptäcka om centrala funktioner i marken kan bli påverkade.

Det finns redan idag ett stort antal tester som används för förorenad mark. En standardisering av vissa tester bör ske och kunskapsluckor bör täckas genom anpassning av ”gamla” tester eller en utveckling av helt nya tester för att bättre täcka frågeställningen. Det är viktigt att komma fram till vilka parametrar och funktioner i marken som behöver undersökas för att snabbt få en uppfattning om jordens toxicitet.

Ett testpaket föreslås som är uppdelat i tre olika nivåer (se figur 4). Nivå 1 (Baspaketet) består av tester för viktiga markfunktioner, toxicitetstester mot växter och reproduktionstester med evertebrater.

Nivå 2 består av tester som ger mer information om exponering av organismer på ett förorenat område med syfte att minska osäkerheterna i riskbedömningen. Testpaketet inkluderar upptagstester och biotillgänglighetstester. För att koppla effekter till toxisk substans utförs en ”TIE” (toxic identification evaluation). Detta är en fraktionering av provet efter kemiska/fysikaliska egenskaper med toxicitetstestning av de resulterande fraktionerna. Dessa fraktioner testas sedan för att få reda på i vilka fraktioner de toxiska substanserna uppträder.

Nivå 3 utgörs av flerartstester (mikrokosmer och / eller mesokosmer) och biologiska undersökningar i fält. Vidare kan tester behövas för att täcka frågeställningar om det kan förekomma substanser med t. ex mutagen eller hormonell påverkan.



<b>Nivå 1 -</b>			
Bakterier	I jorden befintliga mikroorganismer	respiration, kvävemobilisering	toxicitet
Växter	3 st olika (enhjärtbladig, tvåhjärtbladig, köksväxt)	grobarhet	rot- och skotttillväxt
Evertebrater	2 st olika (mask, hoppstjärt, kvalster, nematoder)	reproduktionstest	(dödlighet, förtest till reproduktionstesten)
?	?	Viktiga markfunktioner	

<b>Nivå 2</b>			
Växter	3 st olika	upptagstest	
Evertebrater	Maskar, ??	upptagstest	
Mikroorganismer	I jorden befintliga mikroorganismer	nedbrytbarhet av förorening	
?	Relevanta för området	Biotillgänglighetstester	
		TIE -toxic identification evaluation (fraktionering för identifiering av toxisk substans - enkla tester)	

<b>Nivå 3</b>			
Flerartstester	I jorden befintliga organismer	Mikrokosm	
		Mesokosm	
Fältundersökningar	I jorden befintliga organismer		
Tester vid speciella behov		Mutagentester, hormontester, ??	
?		Nytvecklade tester / tester som anpassats för jord	

Finns standardiserad metod med hel jord eller går att utföra på hel jord med små förändringar
Testmetod finns men är ej standardiserad
Testmetod behöver utvecklas/förbättras

Figur 4 Förslag på testpaket för förorenad mark

Vissa organismgrupper markeras med "?" i figur 4. I dessa fall är det oklart vilka lämpliga testorganismer som är mest relevanta för svenska förhållanden. Dessa organismgrupper bör utredas vidare med hänsyn till vilka organismgrupper som förekommer i svenska jordar.

## 2.4 Sammanfattning av slutsatserna

Slutsatserna från kunskapssammanställningar sammanfattas punktvis nedan. Slutsatserna diskuteras i avsnitt 3, där en prioritering av föreslagna arbetsinsatser görs.

### 2.4.1 Generella rekommendationer

- Riktlinjer och vägledning för miljöriskbedömningar borde utarbetas vad gäller allt från skyddsobjekt/målsättning till metodik och beslutskriterier.
- Metodik för platsspecifik riskbedömning borde tas fram.
- Översyn av listor av ämnen prioriterade för riskbedömning/åtgärder (t.ex. Vattendirektivet, HELCOM, OSPAR, utländska riktvärdeslistor). Vilka av dessa ämnen förekommer på förorenade områden? Kan förorenade områden utgöra viktiga bidrag till flödet av prioriterade föroreningar till akvatiska miljöer. Finns alla viktiga föroreningar med på listorna? Kan de befintliga metoderna utnyttjas för alla prioriterade föroreningar eller behöver metoderna tillämpas eller utvecklas?

## 2.4.2 Riktvärden

- Översyn av riktvärden - behöver till exempel riktvärden anpassas till svenska förhållanden? Finns ny ekotoxikologisk information som behöver beaktas?
- Definiera datakravet för framtagning av riktvärden för markmiljön (eller platsspecifika riskbedömningar). Till exempel, för hur många olika markfunktioner samt funktionella och taxonomiska organismgrupper behövs toxicitetsdata?
- Utfyllnad av kunskapsluckor och kunskapsbrist i form av fler toxicitetsundersökningar behövs för många ämnen för att öka riktvärdenas tillförlitlighet. Prioriteringar i detta arbete behöver göras med hänsyn till:
  - Förekomsten av olika föroreningar i saneringsprojekt (andra projekt inom 'Hållbar Sanering' gör dessa sammanställningar)
  - Ämnens miljöfara
  - Känsligheten och miljörelevansen/skyddsvärdet av olika organismer och ekosystemfunktioner
  - Omfattning av det befintliga dataunderlaget

## 2.4.3 Exponeringsbedömning

- Framtagning av riktlinjer för vilka typer av exponeringsdata som behövs på olika riskbedömningsnivåer
- Framtagning av bioackumulationstester
- Framtagning av biotillgänglighetstester
- Framtagning av tester för nedbrytning

Tester behövs för olika exponeringssätt (t.ex. förtäring av jord, direkt kontakt med jord m.m.), samt för olika grupper av organismer med olika levnadssätt.

## 2.4.4 Effektsbedömning och toxicitetstester

- Kalibrering och standardisering av befintliga men icke-standardiserade tester t.ex.:
  - Växter, grobarhet, rot- och skotttillväxt
  - Upptagstester, växter, maskar
- Tillämpning av tester som idag används vid:
  - Sedimenttester
  - Toxicitetstester, rena substanser.
- Utveckling av nya tester i områden där inga befintliga tester finns.
  - Identifikation av relevanta testarter. Borde vara relevanta testorganismer från olika trofiska nivåer.
  - Utveckling av nya metoder, speciellt med avseende på:
    - Bakterier – struktur och funktion (det finns en stor potential att utnyttja moderna molekylärbiologiska tekniker)

- Nedbrytbarhetstester med mikroorganismer.
- Flerartstester i form av t.ex. mikro- eller mesokosmer.
- Utveckling och tillämpning av kriterier och riktlinjer för utvärdering och tolkning av resultat från toxicitetstester.
- Utveckla ett hierarkisk system för ekotoxicitetstestning med
  - Paket av enkla tester – för användning i gallringsbedömningar
  - Paket av kroniska tester för både funktionella (t.ex. mineralisering) och strukturella endpoints (t.ex. reproduktion) – för användning i detaljerade riskbedömningar.

#### 2.4.5 Riskkaraktärisering

- Utveckling av metodiken för användning av säkerhetsfaktorer: utvärdering av lämpliga säkerhetsfaktorer för olika extrapoleringar, utveckling mot att använda ett intervall av faktorer snarare än ett specifikt värde.
- Riktlinjer för hur jämförelsen mellan uppmätta föroreningshalter med eko-toxikologiska riktvärden bäst skall utföras och utvärderas. Vilka metoder är bäst på olika riskbedömningsnivåer? Vilka beslutskriterier är bäst att använda?
- Hur bör olika skyddsnivåer definieras (t.ex. m.a.p. markanvändning)? När kan man använda olika skyddsnivåer? Vägledning för tolkning av riskbedömningen med avseende på olika markanvändningar och olika föroreningsdjup eller geografisk utbredning av föroreningen.
- Utveckling av sannolikhetsbaserade metoder för användning i situationer där en fullständig platspecifik riskbedömning behövs.
- Utveckling och tillämpning av metoder för att värdera och hantera olika typer av bevis (t.ex. olika typer av tester och fältundersökningar).
- Utveckling av ett system för begränsning/reglering av utsläpp från förorenade områden eller deponier på liknande sätt som begränsning av utsläpp från industrier m.m. sker. Detta system bör baseras på en helhetsbild av avrinningsområdets ekologi och hydrologi samt ta hänsyn till skyddsbehov av vattentäkter och grundvatten.

## 3 Diskussion och förslag till fortsatt arbete

### 3.1 Inledning

För att kunna bedöma miljöriskerna av t.ex. förorenad mark krävs det både tillräcklig kunskap om vilka föroreningar som finns och hur toxiska dessa ämnen är. Att göra en miljöriskbedömning av förorenade områden innebär ett betydligt större åtagande än vad som vanligtvis kommer till uttryck i det praktiska miljövårdsarbetet.

För att inte tappa bort vad miljöriskbedömningen har att ta hänsyn till så måste vi rekapitulera vad vi menar med miljö. Enkelt uttryckt är den miljö vi här avser ett samlade begrepp för de djur och växter som omger oss. Sekundärt omfattar miljön också samspelet mellan dessa djur och växter, den fysiska miljö som djuren och växterna lever i samt de kretslopp av t.ex. syre, kol och kväve som gör att de kan växa och föröka sig. Den miljö vi vill skydda är alltså en mångfald av ekosystem, som inbördes eller påverkade av varandra är i ständig utveckling för att anpassa sig till förändrande miljöbetingelser. Här ligger därmed den stora skillnaden mellan hälso- och miljöriskbedömningar. Medan en hälsoriskbedömning bedömer risken (bl.a. giftigheten) för en art (människan), ska miljöriskbedömningen ta hänsyn till miljoner arter, med olika fysiologi, känslighet, levnadsstrategier, habitat, nischer, plats i näringsvävar och roller i energiflödet.

Denna mångfald gör det givetvis omöjligt att i praktiken direkt skydda allt i miljön genom att införskaffa alla nödvändiga specifika kunskaper om exponeringar och effekter. I stället tvingas vi utnyttja alternativa strategier i vårt skydd av miljön. En möjlighet är att avgränsa målsättningen till att skydda ett fåtal organismer och funktioner. En annan möjlig strategi är att försöka skydda 'allt' genom att generalisera från det vi vet. Båda dessa strategier har utnyttjats för skydd av miljön i Sverige och andra länder. Båda dessa strategier har sina styrkor och svagheter och är lämpliga för olika typer av riskbedömningar.

En övergripande slutsats från det avslutade projektet är att ett gemensamt ramverk för miljöriskbedömningar av förorenade områden behövs för att effektivisera arbetet med miljöriskbedömningar genom att strukturera undersökningar så att arbetet fortsätter endast till den detaljgrad som krävs för effektiva beslutsfattanden. En vedertagen metodik underlättar påvisning av att en undersökning har tagit hänsyn till alla kända viktiga faktorer och osäkerheter på det aktuella förorenade området.

Ramverket bör inkludera alla delar av en miljöriskbedömning, från definition av skyddsobjektet till val av metod och beslutskriterier. I denna rapport presenteras ett preliminärt förslag på ett ramverk för ekologisk riskbedömning av förorenad mark. En kombination av olika strategier för skydd av miljön vid riskbedömning av förorenad mark inkluderas i ett förslag till en riskbedömningsmetodik. Genom att utvärdera ekologiska risker på ett stegvist sätt (även kallad sekventiell riskbedömning i denna rapport) kan fördelarna med de olika strategierna (dvs. generalisering

eller skydd av ett fåtal arter) utnyttjas fullt ut. På tidiga nivåer av riskbedömningen (t.ex. gallringen) förespråkar vi riskbedömning genom utnyttjande av generella ekotoxikologiska riktvärden härledda från befintlig ekotoxikologisk information. Dessa riktvärden bör vara satta med en så väl tilltagen säkerhetsmarginal att det i praktiken inte finns någon risk att problemet underskattas. I sådana fall då tillförlitliga riktvärden saknas eller om föroreningen är otillräckligt karakteriserad bör ett 'baspaket' av toxicitetstester utföras. Om gallringsbedömningen visar på en oacceptabel risk bör de ekologiska riskerna bedömas mer utförligt i en detaljerad riskbedömning. På denna nivå krävs mer utförlig information om både exponering och ekologiska effekter, till exempel i form av biotillgänglighets- och bioackumulationsstudier samt mer realistiska kroniska toxicitetstester. Eftersom målsättningen på denna detaljerade nivå bör vara att bedöma och beskriva miljöproblemet typ och omfattning, och inte bara identifiera om det finns ett problem, ökar behovet av en väl definierad beskrivning av vad som skall skyddas. Anledningen till detta är helt enkelt att utan en definierad beskrivning av vad som ska skyddas går det inte att kvantifiera effekter eller risker. Det är också viktigt att detaljerade bedömningar tar hänsyn till vad som är skyddsvärt på den undersökta lokalen, eftersom ekologiska riskbedömningar skall kunna utnyttjas som underlag för saneringsbeslut. Saneringsbeslut behöver nämligen motiveras ur ett lokalspecifikt perspektiv.

Miljöriskbedömningar är ofta baserade på ett kunskaps- och dataunderlag som är mindre omfattande än vad som behövs. Därför inkluderar metodiken vägledning för hantering av osäkerheterna som är förknippade med efterbehandlingsprojekten. Utveckling av ett antal verktyg och metoder som kan tillämpas platspecifikt för att minska osäkerheterna har också förslagits.

Eftersom riktvärden (generella och platsspecifika) kommer att fortsätta att vara en viktig del av metodiken behöver metoderna som används vid framtagning av riktvärden en förbättring.

Riktvärdena bör anpassas till svenska miljöförhållanden och anpassas till miljöskyddskraven för aktuella efterbehandlingsprojekt. Dessutom behövs en komplettering av dataunderlaget för riktvärdesframtagning, delvis med avseende på kompletterande uppgifter för ämnen som redan finns på Naturvårdsverkets riktvärdeslistor, men också med avseende på ämnen som inte idag finns på riktvärdeslistorna.

I miljöriskbedömningar bortser man ofta från det faktum att det är föroreningarnas sammantagna biotillgänglighet och skadlighet/giftighet snarare än mätbara halter av enskilda kemikalier som skall ligga till grund för riskbedömningen. Enbart kemisk analys innebär alltid direkt eller indirekt förhandsval där man bestämmer sig för vilka ämnen som skall analyseras (och inte), vilket i viss mån kan liknas vid att man letar "under gatlyktan" istället för mer förutsättningslöst. Skadlighet/giftighet avser effekter på biologiska system och fordrar biologiska tester för att kunna mätas. Dessa tester ger till skillnad från enbart kemiska analyser även ett effektsvar från eventuella okända och ej förväntade eller eftersökta föroreningar. I den föreslagna metodiken ses kemiska analyser och biologiska effektmätningar som komplement till varandra. Biologiska undersökningar kan omfatta ekotoxikologiska tester, mätning av föroreningarnas upptag i biota, dvs. deras biotillgänglighet och bioackumulation samt undersökningar direkt i det förorenade området för

att direkt studera föroreningarnas miljöpåverkan. Teststrategier har också utvecklats i form av stegvisa insatser, där inledningsvis enkla biologiska och kemiska s.k. gallringstester vid behov kan följas av kombinationer av mer avancerade och skräddarsydda tester. Detta förfarande är ofta mycket kostnadseffektivt. Standardiserade metoder för biologiska undersökningar behövs för olika organismgrupper från olika delar av ekosystemet.

Förslaget till ramverk är inte helt klart utan en hel del arbete återstår vad gäller testning av metodiken på riktiga fallstudier samt dokumentation av riktlinjer. I detta arbete är det viktigt att den utarbetade metodiken varken under eller över-skyddar miljön samt att metodiken blir praktiskt genomförbar med tillgängliga resurser.

## 3.2 Förslag till framtida arbetsinsatser

### 3.2.1 Framtagning av en metodik för bedömning av miljörisker från förorenade områden

#### 3.2.1.1 METODER FÖR RISKKARAKTÄRISERING

I denna rapport presenteras ett preliminärt förslag på vilka riskkaraktäriseringsmetoder som kan användas på olika nivåer i en riskbedömning. De identifierade metoderna bör anpassas till de specifika krav som ställs vid miljöriskbedömning av förorenade områden. De specifika frågor som behöver utvecklas och utvärderas är:

- **Risikvoter:** Vilka värden bör ingå i kvoten (t.ex. typ av riktvärde, realistiskt eller maximalt värde på föroreningskoncentrationen? Hur bör totala risken av flera föroreningar skattas?
- **Osäkerheter:** Vilka metoder bör användas för att beskriva och kvantifiera osäkerheter? Osäkerheterna i riktvärden kommer att kvantifieras och anges tillsammans med det numeriska värdet för ett antal utvalda ämnen.
- **Sannolikhetsbaserade metoder:** Bör dessa metoder användas och i så fall när? Vilka metoder är att föredra? Hur bör resultat presenteras för att underlätta förståelse och acceptans?
- **Metoder för hantering och värdering av olika typer av bevis:** Hur bör olika typer av resultat (t.ex. biotester och fältundersökningar) vägas samman? Vad gör man t.ex. om resultaten är motstridiga?
- **Metoder för presentation av riskbedömningsresultat:** Hur bör riskbedömningen presenteras för att den ska vara koncis men ändå tillräckligt informativ?

#### 3.2.1.2 DEFINIERING AV LÄMPLIG SKYDDSNIVÅ FÖR EFTERBEHANDLINGSPROJEKT

Olika projekt har olika krav på miljöskydd beroende på den tänkta markanvändningen och känsligheten samt skyddsvärdet av omgivningen. Dessa skyddsnivåer måste kunna definieras och kvantifieras så att de kan användas i riskbedömningsmetoderna som föreslås för de olika stegen i en riskbedömning. Det är viktigt att definitionen av lämpliga skyddsnivåer är transparent och kan diskuteras inom risk-

bedömningsprocessen. Vid gallringsnivån motsvarar olika intervall på en statistisk fördelning av toxicitetsdata olika grad av miljöskydd. I en fullständig, platsspecifik riskbedömning kan graden av miljöskydd inkluderas i uppskattning av exponeringen av organismer för föroreningar. Hänsyn bör tas till svenska förhållanden, t.ex. artfattiga ekosystem.

### 3.2.1.3 KRAV PÅ DATAUNDERLAGET FÖR FRAMTAGNING AV RIKTVÄRDEN

Vid framtagning av riktvärden för mark föredras metoden som använder en fördelning av ekotoxikologiska data framför säkerhetsfaktormetoder. Metoder som använder fördelningskoefficienter och akvatiska data bör användas endast i brist av data för terrestra arter/processer. Databehovet varierar mellan metoderna. För att kunna ta fram pålitliga riktvärden som beaktar förhållandena i svenska jordar, bör kravet på dataunderlaget för framtagning av riktvärden definieras för alla tre metoderna. Frågor som skall beaktas i definitionen av datakraven vid framtagning av riktvärden inkluderar:

- Hur många uppgifter behövs för tillämpning av olika metoder?
- Vilka effektvariabler är relevanta och skall inkluderas, dvs. letala akuta, subletala och kroniska data; enartstester och/eller tester av ekologiska processer. Vilka effekter är viktiga på ekosystemnivå (effekter som är viktiga på populationsnivå)
- Vilka säkerhetsmarginaler skall tillämpas för olika omfattande dataunderlag.

Dessa frågor är aktuella för terrestra såväl som för akvatiska miljöer, men eftersom efterbehandlingsprojekt ofta är fokuserade på föroreningar i markområden är det lämpligt att arbetet med riktvärden börjar med terrestra miljöer.

En central fråga är vilka grupper av marklevande organismer som är viktiga för ekologiska processer i svenska jordar. Kunskap om markekologin i svenska jordar är mycket viktig för att kunna definiera vilka funktionella och taxonomiska grupper som måste ingå i ekotoxdataunderlaget för att kunna vara säkra på att vi inte underskattar miljöriskerna. En definition av datakraven för framtagning av riktvärden borde därför baseras på ekologiska studier av svenska jordar.

### 3.2.1.4 SPECIALANPASSADE METODER

Specialanpassade metoder behövs för vissa föroreningssituationer. Långsiktiga risker av extremt svårnedbrytbara organiska föroreningar som PCB, dioxiner och PBDE är svåra att bedöma med dagens metoder. Ett alternativ till riskbedömning kan i detta fall vara saneringsbeslut baserat på föroreningarnas inneboende miljöfarliga egenskaper. Hur detta ska ske i praktiken behöver dock definieras mer specifikt än vad fallet är idag.

### 3.2.1.5 PRIORITERING AV ÄMNEN FÖR FRAMTAGNING AV RIKTVÄRDEN/KOMPLETTERING AV DATAUNDERLAGET

En översikt av Naturvårdsverkets riktvärdeslistor förslås för att utvärdera om flera ämnen/ämnesgrupper bör inkluderas. Ämnen som är prioriterade för risk-

bedömning/åtgärder (t.ex. av Vattendirektivet, HELCOM, OSPAR, utländska riktvärdeslistor) bör utvärderas i första hand. Utvärdering bör ta hänsyn till förekomsten av dessa ämnen på förorenade områden och bidraget från förorenade områden till det totala flödet av prioriterade föroreningar till akvatiska miljöer.

### **3.2.2 Framtagning av en vägledning**

Det finns ett behov av en klar och tydlig vägledning till hur miljöriskbedömningar skall genomföras. Vägledningen bör utarbetas runt den framtagna metodiken och innehålla:

- En prioritering av vilka metoder som bör användas vid olika miljöriskbedömningsnivåer (gallring, detaljerad, platsspecifik).
- En beskrivning av hur dessa metoder bör utföras.
- En specifikation av vilken typ samt omfång av data som krävs för olika typer av metoder.
- En vägledning till hur resultaten kan tolkas med avseende på den ekologiska betydelsen av risken.
- En vägledning till hur resultaten bör presenteras för att underlätta dess utnyttjande i beslutsprocessen samt i kommunikationen med andra intressenter som t.ex. allmänheten.

### **3.2.3 Tillämpning av metodiken på ett förorenade område**

För att verkligen kunna utvärdera användbarheten av riskbedömningsmetodiken krävs att den testas på ett verkligt fall. Därför bör den utvecklade riskbedömningsmetodiken testas på ett eller två aktuella efterbehandlingsprojekt. Valet av efterbehandlingsprojekt borde ta hänsyn till vilka föroreningar som förekommer och miljöförhållanden inom området och omgivningen. Metodiken bör testas på ämnen som är välundersökta m.a.p. deras ekotoxikologiska effekter samt ämnen med stora luckor i kunskapsunderlaget. Ett antal olika riskbedömningsmetoder kommer då att tillämpas för att ta hänsyn till de olika omfattande dataunderlagen. Både organiska och oorganiska föroreningar bör omfattas.

### **3.2.4 Tillämpning av biologiska undersökningar på förorenade områden**

Riskbedömningsmetodiken inkluderar ett förslag till testpaket av biologiska undersökningar för förorenad mark, också indelat i tre nivåer (se figur 4). För att kunna utveckla ett testpaket som inkluderar ett antal olika ekotoxikologiska tester och andra biologiska undersökningar behövs standardiserade metoder. Denna rapport har föreslagit ett antal åtgärder för att ta fram standardiserade metoder, men detta arbete kräver samordnade insatser från ett antal organisationer i olika länder. I Sverige kan utveckling av ett testpaket bäst göras genom provning och anpassning av befintliga metoder. Innan testpaketet kan provas på ett förorenat område, bör paketet vidare utvärderas för att kontrollera om test saknas för någon viktig funktionell nivå eller viktiga testorganismer. Samarbete med markekologer behövs för att utvärdera denna fråga. Testpaketet kan eventuellt kompletteras, t.ex. med tester på relevanta inhemska organismer, eller andra former av biologiska undersökning-



ar. Identifiering av befintliga tester som kan anpassas till andra lämpliga testorganismer bör ta hänsyn till arbetet som pågår i andra grupper som arbetar med metoder för ekotoxikologiska och biologiska undersökningar. Testerna i testpaketet beskrivs nedan.

#### 3.2.4.1 EKOTOXTESTER PÅ VÄXTER OCH EVERTEBRATER

I nivå 1 ingår tester som studerar grobarhet och rot- och skottillväxt i växter (engelskt rajgräs, vitklöver, och rädisa) och reproduktiva effekter hos maskar (*Enchytraeus crypticus*). Ytterligare ett evertebrattest bör ingå i testpaketet och val av lämpligt test och testorganism baseras på en kunskapssammanställning om ekologiska förhållanden i svenska jordar. Testerna bör utföras med hel jord.

I nivå 2 ingår upptagstester, där det är lämpligt att upptaget av substanser från en förorenad jord kommer att utföras med samma växter och maskar som ovan.

#### 3.2.4.2 TESTER PÅ MARKPROCESSER

Potentiella tester av markprocesser är mätning av heterotrof respiration, vilket ger ett samlat mått på markbiologisk aktivitet och mätning av processer i kvävekretsloppet, nettomineralisering av kväve och nettonitrifikation. Ett problem med marktester är att de inte bara är känsliga för toxiska ämnen som sätter ned aktiviteten utan också det organiska materialets tillgänglighet för nedbrytning. Befintliga tester har använts för att mäta aktivitetsnivå i mark och inte för att uppskatta endast föroreningars påverkan. Vid tillämpning av befintliga tester på förorenade områden bör därför testerna göras oberoende av ursprungssubstratet genom tillsättning av t.ex. glukos, kväve och fosfor.

#### 3.2.4.3 BIOTILLGÄNGLIGHETSTESTER

Ett sätt att mäta biotillgängligheten är att utföra bioackumulationstester med marklevande organismer, men dessa är både mycket tids- och resurskrävande. Ett högt prioriterat mål är därför att kunna mäta biotillgängligheten direkt med hjälp av enkla och snabba tester. Nya metoder för mätning av biotillgänglighet med hjälp av "biomimetiska tester" är under utveckling (t.ex. semipermeabla membraner, SPE fibrer, konstgjorda magsafter). En biomimetiskt test går ut på att härma giftupptaget som sker i en organism under enkla experimentella förhållanden, t.ex. genom att inkbera och skaka förorenad jord med magsaftextrakt.

#### 3.2.4.4 BIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR

Erfarenhet från biologiska undersökningar, främst i akvatiska miljöer har visat att de kan detektera förändringar i miljö kvalitet som inte kan detekteras med kemiska analyser eller korta standardiserade toxicitetstester. Tidigare studier av markfaunan har visat att antalet arter sällan minskar vid en miljöförändring, medan däremot stora förändringar syns i sammansättningen av arter. Med andra ord, vissa arter försvinner medan andra tillkommer. Vi kan därför anta att miljö störningar i första hand kommer att påverka artsammansättningen (svaga störningar), i andra hand artantalet (starkare störningar) och i tredje hand ekosystemfunktionen, t.ex. nedbryt-

ningen (kraftig miljöstörning). Ett antal befintliga undersökningsmetoder för markfauna kan tillämpas för att pröva om denna trappstegsvisa responsfunktion gäller även för oorganiska och organiska föroreningar. Potentiella taxonomiska grupper för biologiska undersökningar är collemboler (hoppstjärter), kvalster (både pansarkvalster och rovlevande gamasidkvalster) och enchytraeider (småringmaskar).

## 4 Referenser

CCME (1987-2004): *Canadian Environmental Quality Guidelines. Water quality guidelines for the protection of aquatic life*. Canadian Council of Ministers of the Environment (guidelines for individual substances updated separately).

Denneman CAJ and van Gestel CAM (1990); *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's*. Bijlage bij rapportnr 725201001 RIVM. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

NV (1996): *Development of generic guideline values. Models and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. Rapport 4639, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV/SPIMFAB (1998): *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Rapport 4889, Naturvårdsverket, Stockholm.

RIVM (1994): *Proposal for intervention values for soil clean-up: Second series of chemical*, Report no 715810 004. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

RIVM (1995): *Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration*. Substances evaluated in 1993 and 1994. RIVM report 715801 008. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

# Bilaga 1 – Riskbedömningsmetoder

## Sammanfattning

Den huvudsakliga målsättningen med denna rapport har varit att utarbeta ett förslag på ett ramverk för bedömning av ekologiska risker på förorenade områden. Detta förslag baseras på en kritisk genomgång av de huvudsakliga angreppssätten för ekologisk riskbedömning (ur ett internationellt perspektiv).

Generellt sett består en ekologisk riskbedömning av tre huvudsakliga beståndsdelarna (problemformulering, riskanalys samt riskkaraktärisering). Den genomförda litteraturgenomgången identifierar och diskuterar ett antal olikheter i dessa beståndsdelar mellan olika länder och olika tillämpningsområden. Trots dessa olikheter identifieras och beskrivs en gemensam bas som bör kunna utgöra fundamentet för riskbedömning av förorenade svenska områden.

Rapporten identifierar också en rad metoder som är viktiga för genomförandet av en ekologisk riskbedömning (toxicitetstester, härledning av riktvärden, bedömning av bioackumulation och biotillgänglighet samt olika metoder för riskkaraktärisering). Efter diskussion av alternativa metoder samt avsaknaden av metoder presenteras en rad rekommendationer för hur metodiken kan eller bör modifieras för att förbättra ekologiska riskbedömningar av förorenade svenska områden. Framför allt finns det ett behov av fastställa och utveckla nödvändiga tester (t.ex. toxicitet, bioackumulation, biotillgänglighet), samt att utarbeta en detaljerad vägledning för hur riskbedömningen skall genomföras (t.ex. härledning av riktvärden samt metoder för bedömning av risker och osäkerheter).

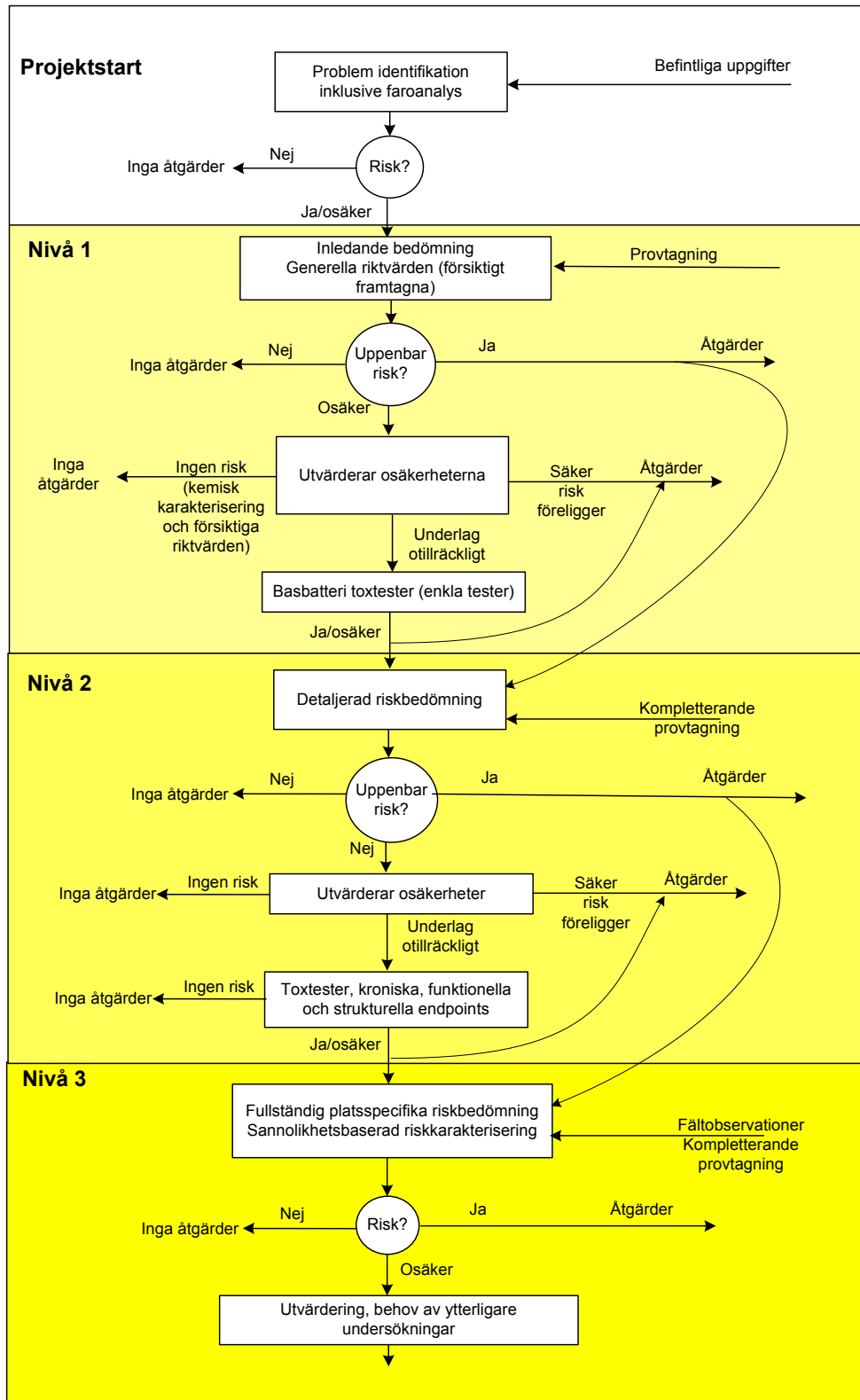
Vi föreslår att ekologiska risker på förorenade områden utvärderas med hjälp av en sekventiell riskbedömningsmetodik innehållande 3 nivåer (se figur nedan). Denna stegvisa ansats förbättrar möjligheten att fokusera riskbedömningsinsatserna dit de verkligen behövs. Vi förespråkar också att de föreslagna nivåerna och ingående metoderna skall kunna utnyttjas på ett flexibelt sätt. Detta innebär till exempel att de olika nivåerna skall kunna göras om efter komplettering av data underlaget, eller att olika nivåer skall kunna hoppas över för att direkt utföra en Nivå 3 bedömning (om det t.ex. redan är känt att de ekologiska riskerna är betydande). Ytterligare en flexibilitet i det föreslagna systemet är att problemägaren bör ha möjlighet att avstå vidare undersökningar i de fall en Nivå 1 eller Nivå 2 undersökning visar på en oacceptabel risk och i stället utföra de saneringsåtgärder som krävs för att nå acceptans på dessa nivåer. Detta möjliggör en avvägning mellan kostnader för ytterligare riskbedömningsundersökningar och kostnader för saneringen.

Nivå 1 (gallrings bedömning) innebär i dess enklaste form en jämförelse mellan ekotoxikologiska riktvärden och uppmätta koncentrationer av kemikalier. Om riktvärden samt den kemiska karaktäriseringen bedöms som tillförlitliga bör inga ytterligare undersökningar krävas på denna nivå. Om osäkerhet råder rörande den

kemiska karaktäriseringen (är t.ex. alla toxiska föreningar analyserade?) eller de tillgängliga riktvärdena (saknas riktvärden eller är dataunderlaget bristfälligt?) bör ett baspaket av enkla och snabba toxicitets tester utföras.

Nivå 2 (detaljerad bedömning) innebär i dess enklaste form en komplettering av data rörande organismers exponering (fler kemiska analyser, samt utvärdering av bioackumulation och biotillgänglighet) för en mer realistisk exponeringsbedömning. Denna mer realistiska exponering jämförs sedan med de ekotoxikologiska riktvärdena (samma som Nivå 1). Även på denna nivå behöver osäkerheterna och tillförlitligheten av exponeringsbedömningen samt de ekotoxikologiska riktvärdena utvärderas. Om tillförlitligheten bedöms som bristfällig rekommenderas att toxiciteten undersöks med ett mer detaljerat paket tester.

Nivå 3 (platspecifik bedömning) innebär en fullständig undersökning av ekologiska effekter och risker på den aktuella lokalen. På denna nivå finns det behov av att utföra toxicitets tester med arter och miljöförhållanden som är relevanta för det undersökta området samt att utföra fältundersökningar (t.ex. artsammansättning, biomarkörer). I den platspecifika riskbedömningen rekommenderar vi risker och osäkerheter karaktäriseras med de bästa tillgängliga metoderna (t.ex. bör s.k. sannolikhetsbaserade metoder föredras på denna nivå).



Figur Generell översikt på den föreslagna sekventiella metodiken för riskbedömning av förorenade områden.

# Introduktion

## Mål och avgränsning

I denna rapport diskuteras och sammanfattas metoder för ekologisk riskbedömning av förorenade områden. Målsättningen är att belysa de huvudsakliga angreppssätten ur ett internationellt perspektiv samt att, baserat på denna genomgång, ge preliminära rekommendationer på hur ekologisk riskbedömning kan/bör utnyttjas som stöd för att uppnå målet 'hållbar sanering' av förorenade områden. Även om rapporten är finansierad av programmet 'Hållbar sanering' så skall alla slutsatser betraktas som författarnas egna.

Huvudsyftet har varit att sammanställa metoder som kan/har använts för bedömning av lokalt förorenade områden i form av förorenad mark. Där av följer att företrädesvis metoder och studier från terrestra miljöer har valts för att exemplifiera rapporten. Men eftersom många av de mer övergripande metoderna och angreppssätten är oberoende av miljö, så förekommer också en hel del hänvisningar till studier och metoder från akvatiska miljöer. Inte minst beror detta på att riskbedömningsmetoder är mer utvecklade och allmänt vedertagna för användning i akvatiska miljöer än i terrestra.

I rapporten används begreppen ekologi och ekologisk som synonymer till miljö när riskbedömningar och effekter av föroreningar diskuteras. Ekologisk riskbedömning definieras som alla metoder som på ett systematiskt sätt syftar till att bedöma riskerna av föroreningar på populationer av växter och djur samt på ekologiska funktioner som mineralisering av organiskt kol och närsalters omsättning i miljön. Ekologisk riskbedömning är alltså att betrakta som separerad från en bedömning av humantoxikologiska risker, även om betydande överlapp och samordningsvinster kan förekomma mellan dessa olika former av riskbedömning [Suter et al., 2003]. Denna rapport behandlar alltså enbart ekologisk riskbedömning och tar bara upp humantoxikologisk riskbedömning i den mån det finns ett behov av att diskutera samordningsvinster eller samordningsbehov/krav.

Rapporten har en övergripande struktur av kunskapssammanställning följt av analys och rekommendationer. De inledande kapitlen (Kapitel 2–5) utgör sammanställningar och diskussioner av de viktigaste komponenterna/faserna av en ekologisk riskbedömning. Specifika rekommendationer kopplade till riskbedömningens olika delar beskrivs också i dessa inledande kapitlen. I det avslutande kapitlet (Kapitel 6) försöker vi väga samman dessa rekommendationer till dels (i) ett preliminärt förslag på ett ramverk för ekologisk riskbedömning av förorenad mark, och dels (ii) till en prioritering av utrednings och forskningsinsatser som krävs för att vidare utveckla ramverket till en praktiskt användbar metodik. Det är viktigt att påpeka att det föreslagna ramverket skall betraktas som ett första ganska ospecificerad försök att definiera huvuddragen av en möjlig framtida strategi. Förhoppningsvis kan detta försök stimulera till nödvändiga diskussioner om för och nackdelar kopplade till viktiga val och avväganden som behöver göras.

## Riskbedömningar som beslutsunderlag

Det huvudsakliga syftet med en ekologisk riskbedömning av en förorenad miljö är att generera den information om ekologiska risker som krävs för att möjliggöra väl avvägda beslut kring sanering. Denna nödvändiga information rör framför allt typ, grad och utbredning av ekologiska effekter samt sannolikheten av att dessa effekter skall uppstå till följd av olika beslutsalternativ (t.ex. att lämna lokalen som den är eller att frakta bort och deponera förorenad mark).

Naturligtvis är ekologiska risker inte den enda aspekt som bör beaktas vid saneringsbeslut, utan även ekonomiska, politiska, juridiska, etiska m.m. avväganden bidrar till det slutgiltiga beslutet. Inte desto mindre så betraktas idag humantoxikologiska och ekologiska risker som viktiga drivkrafter bakom miljöbeslut. Dessvärre, försvårar faktorer som resursbrist, kunskapsbrist, stora osäkerheter samt en avsaknad på allmänt vedertagna metoder ofta användning av denna riskinformation vid miljöbeslut. Följaktligen finns det ett stort behov av att definiera allmänt vedertagna, generella och resurseffektiva ramverk och metoder för ekologisk riskbedömning av kemikalier och förorenade områden. På en hel del områden har detta standardiserings och effektiviseringsarbete resulterat i metoder som uppvisar betydande likheter mellan länder [Environment Canada, 1997; USEPA, 1998], samt mellan typer av kemikalier [EC, 2003]. Inom andra områden/kemikaliegrupper som till exempel radionuklider [FASSET, 2004], läkemedel [Läkemedelsverket, 2004] samt förorenade terrestra miljöer [EC, 2000; Suter et al., 2000] har dock standardiseringsarbetet inte kommit lika långt. För att uppnå målet 'Hållbar sanering' av förorenad mark krävs alltså ytterligare insatser för att utarbeta allmänt accepterade standardiserade metoder och kriterier för ekologisk riskbedömning. Kunskapsammansättningen och analysen som presenteras i denna rapport utgör en del i detta utvecklingsarbete.

Det finns enligt Suter och medförfattare [2000] i huvudsak tre olika sätt på vilka ekologiska riskbedömningar har använts för att stödja saneringsbeslut:

- 1) För att bedöma om riskbaserade standarder eller gränsvärden överskrids.**
- 2) För att bedöma sannolikheten av att riskbaserade standarder eller gränsvärden överskrids**
- 3) För att bedöma risker** – Det vill säga att skatta sannolikhetsfördelningen av olika typer av effekter eller sannolikheten av olika grader av en och samma effekt.

Det förefaller som om sätt 1 och 2 ovan är vanligast. Det vill säga att det är vanligast att saneringsbeslut baseras på information om hur olika föroreningars uppmätta eller modellerade koncentrationer förhåller sig till ekotoxikologiska gränsvärden. Litteraturgenomgången som presenteras i denna rapport visar dock att denna till synes enkla och pragmatiska metod är sammankopplad med ett antal problem allt från: (i) problem med att definiera gränsvärdet; (ii) problem med att definiera vad som är acceptabelt eller skall skyddas; (iii) problem med att skatta eller mäta organismers exponering, till (iv) metodologiska problem med hur själva jämförelsen mellan exponeringen och gränsvärdet skall utföras på bästa sätt.



Det finns också en klar tendens till att enkla jämförelser med gränsvärden (1,2) föredras som beslutsunderlag eftersom dessa metoder är lätta att begripa samt lätta att kommunicera till bland annat allmänheten. Inom riskbedömnings litteraturen framhävs dock ofta att dessa enkla jämförelser på grund av brist på realism i många fall ger allt för onyanserade beslutsunderlag (speciellt i de fall då de ekologiska riskerna inte är försumbara). Jämförelser med gränsvärden kan till exempel leda till föreställningen att risken just över gränsvärdet är 1 och risken just under är 0, när risk i själva verket är en kontinuerlig variabel mellan 0 och 1. Vidare så är enbart kunskapen att ett gränsvärde överskrids eller inte ett bristfälligt beslutsunderlag i sig. I själva verket behövs oftast information om graden av ekologiska risker samt riskernas geografiska och tidsmässiga utbredning för att kunna bedöma olika saneringsalternativ för och nackdelar. På grund av dessa problem med enkla jämförelser med gränsvärden brukar man rekommendera en övergång till mer sannolikhetsbaserade metoder (3) när enklare metoder (1,2) visar på oacceptabla ekologiska risker.

## Metoder som används idag i Sverige

### Riktvärden för förorenade områden

Bedömning av ekologiska risker i förorenade områden har gjorts huvudsakligen genom att jämföra uppmätta föroreningshalter med ekotoxikologiska riktvärden som är framtagna för att representera en viss grad av skydd för miljön.

Ekotoxikologiska riktvärden (även kallade miljöriskbaserade riktvärden) för mark och sötvatten anges för 31 ämnen/ämnesgrupper i Naturvårdsverkets sammanställning av generella riktvärden för förorenad mark [NV, 1996]. Vidare så anges riktvärden för 3 grupper av alifater, 2 grupper av aromater, BTEX, PAH och 4 tillsatsämnen i SPIMFAB/Naturvårdsverkets lista över branschspecifika riktvärden för förorenade bensinstationer [NV/SPIMFAB, 1998].

Det är dock viktigt att poängtera att inga miljöriskbaserade riktvärden som är specifikt anpassade till svenska förhållanden har tagits fram för förorenade områden. I stället har riktvärden som är framtagna utomlands av olika organisation tillämpats. Det är i och för sig möjligt att denna överföring av kunskap från till exempel Nederländerna till Sverige är helt i sin ordning. Vår analys av riskkaraktäriseringsmetoder (Kapitel 5) visar dock att det saknas standardiserade metoder för framtagning av riktvärden samt också kriterier för hur lämpligheten av olika riktvärden skall värderas. De huvudsakliga typerna av ekotoxikologiska riktvärden som används i Sverige beskrivs kortfattat nedan samt i större detalj i 'bilaga 2 – Dataunderlaget'.

Två typer av miljöriskbaserade riktvärden har använts. Det första avser effekter på flora, fauna och mikroorganismer inom det förorenade markområdet och det andra avser effekter på det akvatiska livet i ett närbeläget ytvatten. I den senare typen används en enkel modell för att uppskatta transport av föroreningar till ytvatten från ett förorenade markområde.

För markmiljön, tillämpas två olika markanvändningar; Känslig Markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) där skyddsvärdet för mil-

jön anses vara olika. Riktvärden för dessa markanvändningar är olika. För ytvatten, finns bara ett skyddsnivå.

Generella riktvärden tas fram utifrån tillgänglig information om ekotoxikologiska effekter av olika föroreningar. För de flesta föroreningar, är information om ekotoxikologiska effekter begränsad till resultaten av ekotoxikologiska tester på ett mycket begränsat antal arter. Det är därför inte möjligt att direkt ta fram ekotoxikologiska riktvärden utifrån de arter som faktiskt förekommer på den undersökta förorenade lokalen. I stället antas att information om ekotoxikologiska effekter på ett fåtal arter kan extrapoleras till riktvärden som skyddar alla (eller i alla fall de flesta) arter (se 5.2.3. för en diskussion om tillgängliga extrapoleringsmetoder). En heltäckande litteraturgenomgång för alla de föroreningar som behandlas i riktvärdeslistan var inte möjligt när riktvärdena togs fram [NV, 1996; NV/SPIMFAB, 1998]. Därför baserades riktvärdena på befintliga litteraturgenomgångar och dataanalyser genomförda i Nederländerna och Kanada. Riktvärden för mark baserades på Nederländska sammanställningar [Denneman and van Gestel, 1990; RIVM, 1994; RIVM, 1995] och riktvärden för ytvatten baserades på en Kanadensisk sammanställning [CCME, 1996].

För vissa ämnen i riktvärdeslistan (t.ex. många fraktioner petroleumkolväten) saknades nederländska ekotoxikologiskt baserade interventionsvärden eller CCMEs riktvärden baserade på vattenkvalitet. I dessa fall har miljöriskbaserade generella riktvärden satts utgående från ekotoxikologiska data från litteraturen. Ekotoxikologiska data saknades helt för några ämnen (t.ex. cyanider, Krom(VI), trihalometaner), därför saknas miljöriskbaserade riktvärden i dessa fall och generella riktvärdena är endast hälsoriskbaserade.

Naturvårdverkets sammanställning av generella riktvärden publicerades 1996 och de branschspecifika riktvärdena några år senare. Data sammanställningarna på vilka riktvärdena är baserade gjordes betydligt tidigare. Både RIVMs datasammanställning och CCMEs datasammanställning har uppdaterats i flera omgångar sedan de generella riktvärdena togs fram, eftersom ny ekotoxikologisk information har tillkommit. Omfattningen av dessa dataunderlag diskuteras i bilaga 2 – Dataunderlaget. Det förefaller rimligt att de generella svenska riktvärdena behöver uppdateras på motsvarande sätt så att de tar hänsyn all relevant ekotoxikologisk information. Vidare så bör det ske en utvärdering om riktvärden behöver anpassas till svenska förhållanden eller ej.

#### MARK

Riktvärdena för effekter inom det förorenade områden är tänkt att motsvara en föroreningsnivå vid vilken det inte förväntas någon allvarlig störning av markens funktioner. Vid känslig markanvändning är kravet på markens funktioner hög; ingen påverkan på markens funktioner accepteras. Detta betyder att riktvärden syftar på en icke-effekt koncentration av föroreningar. Vid mindre känslig markanvändning mildras kravet, dock kan inte utslagning av markekosystemet accepteras, eftersom marken förväntas stödja vissa funktioner, t.ex. tillväxt av växter runt kontors/industribyggnader. Djur som tillfälligt vistas på området skall inte heller ta skada.

Riktvärden för mark baserades på en datasammanställning gjord av RIVM [Denneman and van Gestel, 1990] vid framtagande av 'interventionsvärden'. Interventionsvärdena motsvarar en föroreningshalt över vilken en allvarlig störning av markens funktioner kan befaras. Värdena motsvarar en skyddsnivå på 50 % av arterna med en konfindensnivå på 95 %. Framtagning av dessa riktvärden beskrivs närmare i bilaga 2.

Vid framtagning av svenska riktvärden, bedömts ett skydd av 50 % av arterna i markosystemet vara otillräcklig vid känslig markanvändning. En kontroll av underlagsdata för metaller i den Nederländska sammanställningen gjordes för att försöka fastställa en icke-effekt koncentration i mark (dock kunde inte en statistisk analys av underlagsdata göras). En icke-effekt koncentration sammanfaller för metaller vid ca hälften av det nederländska interventionsvärdet. Därför ligger miljöriskbaserade värdet för Känslig Markanvändning vid hälften av nederländska interventionsvärdet och värdet för Mindre Känslig Markanvändning ligger vid nederländska interventionsvärdet.

RIVM har uppdaterat sin datasammanställning [RIVM, 2001a]. En mer detaljerad beskrivning av RIVMs datasammanställning och metod för framtagning av riktvärden finns i bilaga 2.

#### RIKTVÄRDEN FÖR YTVATTEN

Riktvärden för ytvatten baserades på de kanadensiska vattenkvalitetsnormerna för akvatiskt liv [CCME, 1996]. De kanadensiska vattenkvalitetsnormerna anger en föroreningsnivå vid vilken det inte förväntas någon allvarlig störning av populationer av sötvattenorganismer. Vattenkvalitetsnormerna är också baserat på en sammanställning av information från ekotoxikologiska tester på en mängd olika akvatiska organismer. Framtagning av dessa riktvärden beskrivs närmare i bilaga 2.

#### **Andra riktvärden som finns i Sverige**

##### BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR MILJÖKVALITET

Klassificering av föroreningshalter med avseende på sannolikhet för biologiska effekter har gjorts för ett begränsat antal metaller i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet; framförallt i bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag [NV, 1999b], odlingslandskapet [NV, 1999a], skogslandskapet [NV, 1999c]. Ett antal klasser definieras som totalhalt i mark eller vatten, baserade på risken för biologiska effekter.

För odlingslandskapet identifierades fem haltklasser från en översiktlig litteraturstudie samt en studie av tillstånd i svensk åkermark [Eriksson et al., 1997] med avseende på potentiell påverkan på mikroorganismer och växter (och för kadmium, potentiella toxiska effekter på konsumenter av grödor odlade på marken). För skogslandskapet är klassning baserat på påverkan på markbiologiska processer som nedbrytning av förna, kväveminerisering, enzymaktivitet och markandning. Halterna identifierades huvudsakligen från studier som har gjorts på svenska jordar. På grund av det dåliga kunskapsläget definieras endast tre haltklasser.

För sjöar och vattendrag, definieras 5 haltklasser baserat på risk för biologiska effekter. Klass 1 motsvarar inga eller endast mycket små risker för biologiska effekter. Klass 3 omfattar halter där effekter kan förekomma och i klass 5 påverkas

överlevnaden hos vattenlevande organismer redan vid kort exponering. Dataunderlaget för klassningen har inte publicerats.

#### KEMIKALIEINSPEKTIONENS RIKTVÄRDEN FÖR PESTICIDER I YTVATTEN

KemI har tagit fram riktvärden för 100 verksamma ämnen i växtskyddsmedel som gäller för dessa ämnens förekomst i ytvatten. Riktvärdena är avsedda att vara ett hjälpmedel som tillsammans med övervakningsprogram (nationella och regionala) kan användas för att följa upp miljömål, bl.a. "Giftfri miljö".

Dessa riktvärden anger den koncentration av ett ämne där inga effekter på vattenmiljön kan förväntas. För att ta fram detta värde används tester av ämnets giftighet för olika akvatiska organismer.

Metoden som används för att ta fram riktvärden för ytvatten baseras på riktlinjer angivna i EUs ramdirektiv för vatten [EU, 2000] samt på de metoden som anges i EUs Technical Guidance Document (TGD) [EC, 2003]. Riktvärdet är effektbaserat och ska skydda alla vattenlevande organismer mot effekter av exponering för skadliga ämnen.

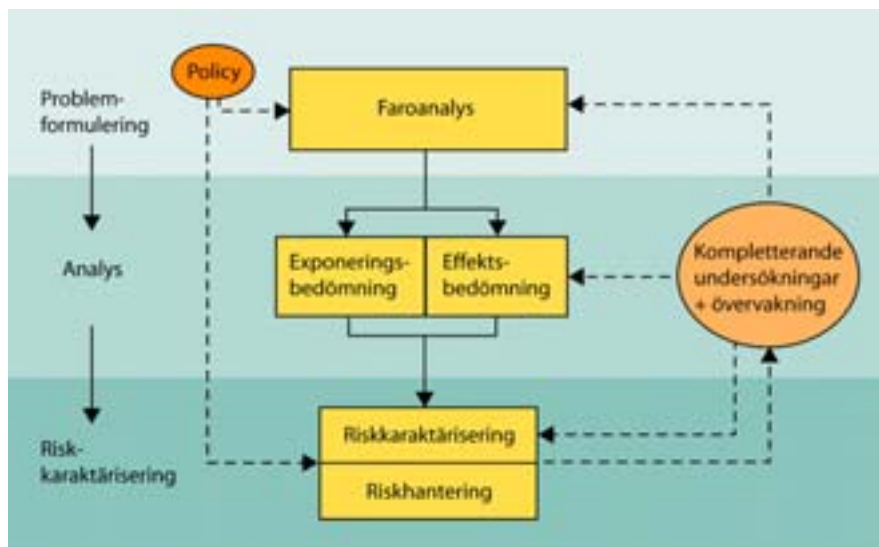
# Riskbedömningsmetoder

## Det generella ramverket för riskbedömning

Ursprungligen har olika ramverk för kemisk riskbedömning enbart varit fokuserade på bedömning av humantoxikologiska effekter. Under de senaste 20 åren har det dock funnits en utveckling mot att också bedöma ekologiska risker av kemikalier. Detta innebär att det finns stora likheter mellan humantoxikologisk och ekologisk riskbedömning (i och med deras gemensamma ursprung), men också att ekologisk riskbedömning fortfarande är under utveckling vad gäller specifika metoder och tekniker.

Trots den pågående utvecklingen av metoder finns det idag ett generellt accepterat ramverk för ekologisk riskbedömning [Environment Canada, 1997; USEPA, 1998; EC, 2003; OECD, 2003]. Detta ramverk består av tre huvudsakliga komponenter eller faser (Figur 2.1).

- 1) Problemformulering: Målsättningen definieras och avgränsas.
- 2) Analys: Exponering och dos-effekt samband beskrivs.
- 3) Riskkaraktärisering: Kunskap om exponering och effekter vägs samman till en beskrivning om typ, grad och sannolikheten av en ekologisk effekt.



Figur 2.1. Det generella ramverket för riskbedömning [t.ex. Environment Canada, 1997; USEPA, 1998]

I den inledande problemformuleringsfasen planeras riskbedömningen och problemet/problemen definieras. Denna fas kan liknas vid en normal hypotesformulering och experimentplanering inom andra vetenskapliga studier. Problemformuleringen definierar: riskbedömningens målsättningar, ekosystemkomponenter som skall bedömas/skyddas, riskbedömningens avgränsning i tid och rum, samt hur man avser att mäta/bedöma effekter och indikatorer. Vidare så är det viktigt att man

redan i denna fas definierar vilka beslutsregler som gäller, t.ex. när risken kommer att bedömas som oacceptabel. En viktig del av problemformuleringen är också att sammanställa all tillgänglig information i en så kallad konceptuell modell. Denna dokumentation av tillgänglig kunskap om källor, spridningsvägar, exponerade samt skyddsvärda ekosystemkomponenter, samt geografisk och tidsmässig avgränsning kan sedan användas för att planera och optimera riskbedömningens utförande. Inom ramen för problemformuleringen finns det också oftast ett betydande behov av samråd mellan alla intresserade parter (t.ex. allmänhet, intresseorganisationer, företag samt myndigheter). Juridiska, ekonomiska och politiska aspekter behöver även beaktas. Slutprodukten av problemformuleringen blir sedan den så kallade analysplanen: som specificerar vilka typer av data, analyser och undersökningar som behövs samt hur och i vilken ordning de ska utföras.

Ett ganska vanligt problem i ekologiska riskbedömningar är vaga eller icke ändamålsenliga definitioner av den organism eller ekosystemfunktion som skall skyddas (den så kallade bedömningsvariabeln) [Suter et al., 2000]. Faktum är att det som skall skyddas oftast definieras i väldigt vaga termer som till exempel 'ekosystemets integritet' eller 'jordekosystemets funktion'. Denna typ av vaga formuleringar fungerar bra som en definition av den grundläggande målsättningen att skydda miljön. Men det behövs också specificerade bedömningsvariabler av typen 'minskad populationsstorlek av en viss typ av dagmask'.

Som framgår nedan (Kapitel 2.2.) så utförs riskbedömningar oftast sekventiellt för att optimera resursanvändningen. Det innebär att man till att börjar med utför riskbedömningen genom att göra väldigt konservativa antaganden om organismers exponering och förhållandet mellan exponering och effekter (den så kallade 'screening' eller gallringsbedömningen). I detta första 'värsta fallet' scenario fungerar bedömningsvariabeln 'skydda allt' ganska bra eftersom målsättningen är att utvärdera om det finns ett problem överhuvudtaget. Men när denna första nivå är passerad och risken för ekologiska effekter bedöms vara icke obetydlig behövs väl definierade bedömningsvariabler. Annars är det så gott som omöjligt att genomföra en väl planerad riskbedömningen till stöd för välavvägda saneringsbeslut.

Inom analysfasen utförs de studier och analyser som har definierats i analysplanen. Målet är att beskriva eller förutsäga hur bedömningsvariablerna eller definierade indikatorer exponeras för föroreningarna samt hur sambandet mellan exponering och effekter ser ut. Det finns även i denna fas betydande skillnader mellan 'gallringsbedömningar' och senare mer detaljerade riskbedömningar. Inom gallringsbedömningar beskrivs exponeringen ofta som den högst uppmätta koncentrationen och effekten som den koncentration då den känsligaste bedömningsvariabeln inte påverkas negativt. I senare detaljerade riskbedömningar krävs en mer utförlig beskrivning om föroreningens förekomst, utbredning, och ackumulation samt en fullständig beskrivning av dos-effektsambanden. De olika komponenterna av analysfasen visas i Figur 2.2. Vidare så beskrivs exponeringsbedömningar i detalj i kapitel 3 samt effektbedömningar i kapitel 4 av denna rapport. I den inledande problemformuleringsfasen planeras riskbedömningen och problemet/-problemen definieras. Denna fas kan liknas vid en normal hypotesformulering och experimentplanering inom andra vetenskapliga studier. Problemformuleringen

definierar: riskbedömningens målsättningar, ekosystemkomponenter som skall bedömas/skyddas, riskbedömningens avgränsning i tid och rum, samt hur man avser att mäta/bedöma effekter och indikatorer. Vidare så är det viktigt att man redan i denna fas definierar vilka beslutsregler som gäller, t.ex. när risken kommer att bedömas som oacceptabel. En viktig del av problemformuleringen är också att sammanställa all tillgänglig information i en så kallad konceptuell modell. Denna dokumentation av tillgänglig kunskap om källor, spridningsvägar, exponerade samt skyddsvärda ekosystemkomponenter, samt geografisk och tidsmässig avgränsning kan sedan användas för att planera och optimera riskbedömningens utförande. Inom ramen för problemformuleringen finns det också oftast ett betydande behov av samråd mellan alla intresserade parter (t.ex. allmänhet, intresseorganisationer, företag samt myndigheter). Juridiska, ekonomiska och politiska aspekter behöver även beaktas. Slutprodukten av problemformuleringen blir sedan den så kallade analysplanen: som specificerar vilka typer av data, analyser och undersökningar som behövs samt hur och i vilken ordning de ska utföras.

Ett ganska vanligt problem i ekologiska riskbedömningar är vaga eller icke ändamålsenliga definitioner av den organism eller ekosystemfunktion som skall skyddas (den så kallade bedömningsvariabeln) [Suter et al., 2000]. Faktum är att det som skall skyddas oftast definieras i väldigt vaga termer som till exempel 'ekosystemets integritet' eller 'jordekosystemets funktion'. Denna typ av vaga formuleringar fungerar bra som en definition av den grundläggande målsättningen att skydda miljön. Men det behövs också specificerade bedömningsvariabler av typen 'minskad populationsstorlek av en viss typ av dagmask'.

Som framgår nedan (Kapitel 2.2.) så utförs riskbedömningar oftast sekventiellt för att optimera resursanvändningen. Det innebär att man till att börjar med utför riskbedömningen genom att göra väldigt konservativa antaganden om organismers exponering och förhållandet mellan exponering och effekter (den så kallade 'screening' eller gallringsbedömningen). I detta första 'värsta fallet' scenario fungerar bedömningsvariabeln 'skydda allt' ganska bra eftersom målsättningen är att utvärdera om det finns ett problem överhuvudtaget. Men när denna första nivå är passerad och risken för ekologiska effekter bedöms vara icke obetydlig behövs väl definierade bedömningsvariabler. Annars är det så gott som omöjligt att genomföra en väl planerad riskbedömningen till stöd för välavvägda saneringsbeslut.

Inom analysfasen utförs de studier och analyser som har definierats i analysplanen. Målet är att beskriva eller förutsäga hur bedömningsvariablerna eller definierade indikatorer exponeras för föroreningarna samt hur sambandet mellan exponering och effekter ser ut. Det finns även i denna fas betydande skillnader mellan 'gallringsbedömningar' och senare mer detaljerade riskbedömningar. Inom gallringsbedömningar beskrivs exponeringen ofta som den högst uppmätta koncentrationen och effekten som den koncentration då den känsligaste bedömningsvariabeln inte påverkas negativt. I senare detaljerade riskbedömningar krävs en mer utförlig beskrivning om föroreningens förekomst, utbredning, och ackumulation samt en fullständig beskrivning av dos-effektsambanden. De olika komponenterna av analys fasen visas i Figur 2.2. Vidare så beskrivs exponeringsbedömningar i detalj i kapitel 3 samt effektbedömningar i kapitel 4 av denna rapport.



Figur 2.2. Olika stadier i analysfasen av en riskbedömning.

Den sista fasen av riskbedömningen är riskkaraktäriseringen och innebär en integrering av de två första faserna av riskbedömningen. Målsättningen med denna fas är att beskriva vilka effekter som uppstår eller kan uppstå samt sannolikheten av att dessa effekter uppstår. Enkelt uttryckt skall riskkaraktärisering sammanfatta arbetet inom de tidigare faserna samt beskriva och tolka de ekologiska riskerna på ett sådant sätt att resultatet är begripligt och användbart som beslutsunderlag [Williams and Paustenbach, 2002]. I idealfallet skall riskkaraktäriseringen resultera i kvantitativa beskrivningar av ekologiska risker vid olika möjliga exponeringssituationer. Men liksom bedömningsfasen är denna realism och detaljrikedom något som enbart behövs när gallringsbedömningen visar på en oacceptabel risk. Riskkaraktäriseringen beskrivs i mer detalj i kapitel 5.

Även om de olika faserna i riskbedömningen beskrivs sekventiellt (dvs. att problemformuleringen sker först och därefter analys osv.) så poängteras det ofta att riskbedömningens olika faser skall kunna omvärderas eller utföras igen om behov uppstår eller om viktig ny kunskap tillkommer [t.ex. USEPA, 1998]. Det kan till exempel framkomma under analysfasen att de använda metoderna är för osäkra, vilket kan leda till en omformulering av analysplanen.

Eftersom det går att särskilja mellan en rad olika specifika riskbedömnings typer (t.ex. före eller efter ett problem har uppstått, generell bedömning av kemikalier eller riskbedömning av lokala föroreningskällor), så kan metodiken och genomförandet variera starkt. Till exempel i vissa fall kan analys av exponering och effekter vara integrerat med sammanfattningen av resultaten (dvs. med riskkaraktäriseringen) [USEPA, 1998]. I andra riskbedömningar baseras riskkaraktäriseringen på en exponeringsbedömning som jämförs med förutbestämd ekotoxikologiska



gränsvärden. Fördelen med att separera effektbedömningen från resten av riskbedömningen är att metodiken blir enkel och lätt att överblicka och kanske framför allt lätt att kommunicera. Denna uppbyggnad av riskbedömningen är speciellt motiverad i gallringsbedömningar eller i situationer när det finns lite eller ingen information om effekter från den undersökta lokalen. Nackdelen med separat härledda gränsvärden är att det alltid finns en osäkerhet i hur relevanta och representativa dessa gränsvärden är för organismer och ekosystemfunktioner i det undersökta området.

## Sekventiella riskbedömningar

Ekologiska riskbedömningar utförs vanligtvis sekventiellt i olika avgränsade nivåer ('tiers' på engelska), med ökande grad av förfining och detaljrikedom t.ex. med avseende på ökande krav på relevanta kemiska data eller ekotoxicitetstester [t.ex. Suter et al., 2000]. Anledning till detta förfarande är helt enkelt att det anses vara det bästa sättet att bemöta den betydande komplexiteten av ekologiska risker genom att fokusera resurser dit de behövs mest. Tyvärr finns det ingen allmänt erkänd terminologi på de olika nivåerna men generellt brukar man skilja mellan följande nivåer:

- 1) problemidentifikation (på engelska scoping) – bedömer om en riskbedömning behövs eller inte.
- 2) gallring (på engelska screening) – bedömer vilka föroreningar, bedömningsvariabler, miljöer som är sammankopplade med en oacceptabel risk.
- 3) detaljerad riskbedömning – beskriver och tolkar typ och omfattningen av de ekologiska riskerna för olika saneringsalternativ samt beskriver de osäkerheter som finns i riskbedömningen. Den detaljerade riskbedömningen kan ibland utföras i 2 separata nivåer med ökande komplexitet och realism (se Tabell 2.1).

Riskbedömningen startar på den mest basala nivån och en övergång till överliggande nivå bestäms baserat på olika kriterier (t.ex. en övergång från gallring till en detaljerad bedömning brukar bestämmas baserat på ekotoxikologiska riktvärden). Utformningen på dessa kriterier kan skilja sig mellan olika ramverk för riskbedömning (t.ex. vad gäller vilka gränsvärden som används och vilken grad av skydd som eftersträvas). Den generella principen är dock att riskbedömningen går vidare till nästa nivå när de ekologiska riskerna bedöms som oacceptabla.

En likhet mellan de olika nivåerna i en sekventiell riskbedömning är att de alla bör innehålla samtliga de generella riskbedömningsfaserna som identifierades i Figur 2.1. Det vill säga även den mest basala problemidentifikation bör definiera problemet som skall undersökas, analysera tillgänglig information om exponering och effekter samt förklarar sambandet mellan exponering och effekter.

De olika nivåerna skiljer sig dock på en rad punkter samt blir successivt mer data intensiva. Dessa förändringar mellan nivåer kan variera något mellan olika riskbedömningsramverk (Tabell 2.1), men innebär någon kombination av förändringar i (i) realism och mängd data som krävs t.ex. i form av data från den under-

sökta lokalen i stället för generella eller modellerade data, samt (ii) realism i riskkarakteriseringen (dvs. en övergång från enkla jämförelser med gränsvärden till sannolikhetsbaserade metoder.

Den sista fasen av riskbedömningen är riskkarakteriseringen och innebär en integrering av de två första faserna av riskbedömningen. Målsättningen med denna fas är att beskriva vilka effekter som uppstår eller kan uppstå samt sannolikheten av att dessa effekter uppstår. Enkelt uttryckt skall riskkarakterisering sammanfatta arbetet inom de tidigare faserna samt beskriva och tolka de ekologiska riskerna på ett sådant sätt att resultatet är begripligt och användbart som beslutsunderlag [Williams and Paustenbach, 2002]. I idealfallet skall riskkarakteriseringen resultera i kvantitativa beskrivningar av ekologiska risker vid olika möjliga exponeringssituationer. Men liksom bedömningsfasen är denna realism och detaljrikedom något som enbart behövs när gallringsbedömningen visar på en oacceptabel risk. Riskkarakteriseringen beskrivs i mer detalj i kapitel 5.

Även om de olika faserna i riskbedömningen beskrivs sekventiellt (dvs. att problemformuleringen sker först och därefter analys osv.) så poängteras det ofta att riskbedömningens olika faser skall kunna omvärderas eller utföras igen om behov uppstår eller om viktig ny kunskap tillkommer [t.ex. USEPA, 1998]. Det kan till exempel framkomma under analysfasen att de använda metoderna är för osäkra, vilket kan leda till en omformulering av analysplanen.

Eftersom det går att särskilja mellan en rad olika specifika riskbedömnings typer (t.ex. före eller efter ett problem har uppstått, generell bedömning av kemikalier eller riskbedömning av lokala föroreningskällor), så kan metodiken och genomförandet variera starkt. Till exempel i vissa fall kan analys av exponering och effekter vara integrerar med sammanfattningen av resultaten (dvs. med riskkarakteriseringen) [USEPA, 1998]. I andra riskbedömningar baseras riskkarakteriseringen på en exponeringsbedömning som jämförs med förutbestämd ekotoxikologiska gränsvärden. Fördelen med att separera effektbedömningen från resten av riskbedömningen är att metodiken blir enkel och lätt att överblicka och kanske framför allt lätt att kommunicera. Denna uppbyggnad av riskbedömningen är speciellt motiverad i gallringsbedömningar eller i situationer när det finns lite eller ingen information om effekter från den undersökta lokalen. Nackdelen med separat härledda gränsvärden är att det alltid finns en osäkerhet i hur relevanta och representativa dessa gränsvärden är för organismer och ekosystemfunktioner i det undersökta området.

Tabell 2.1. Typer av sekventiella riskbedömningar.

Ramverk	Ökade datakrav Förändring från jämförelser av enskilda värden till sannolikhetsbaserade metoder.	Ökade krav på realistisk beskrivning av den undersökta lokalen	Kombination mellan ökade krav på realistisk beskrivning av den undersökta lokalen samt sannolikhetsbaserade metoder
	Environment Canada (1997)	USDOE (2000)	IAEA (2000)
<b>Nivå 1 Problemidentifikation</b>	Finns det ett möjligt problem? Sammanställning av källor, exponering, skyddsvärda organismer och ekosystemfunktioner.	Finns det ett möjligt problem? Sammanställning av källor, exponering, skyddsvärda organismer och ekosystemfunktioner.	Finns det ett möjligt problem? Sammanställning av källor, exponering, skyddsvärda organismer och ekosystemfunktioner.
<b>Nivå 2 Gallring</b>	Extremt konservativ 'Värsta fallet' antaganden för exponering och toxicitet.	Gallring med generella riktvärden.	Konservativa och generella antaganden.
<b>Nivå 3:1 Detaljerad riskbedömning</b>	Konservativ Använder mer realistiska antaganden för exponering t.ex. biotillgänglighet samt toxicitet (t.ex. känslighet av relevanta arter).	Ökade krav på realistiska data från den undersökta lokalen (t.ex. arter som finns på lokalen, modeller anpassade till den undersökta lokalen).	Ökade krav på realistiska data från den undersökta lokalen.
<b>Nivå 3:2 Detaljerad riskbedömning</b>	Sannolikhetsbaserade metoder Sannolikhetsfördelningar av koncentrationer, exponeringar samt toxicitet.	Använder riktiga uppmätta värden (istället för modell- eller litteraturvärden) för koncentrationer och toxicitet.	Sannolikhetsbaserade metoder Realistisk modell av den undersökta lokalen.

Den första nivån av riskbedömningen är **problemidentifikationen**. Ibland brukar denna nivå placeras utanför den egentliga riskbedömningen eftersom den innebär en slags motivering till om en riskbedömning behöver genomföras eller inte. Problemidentifikationen innebär en basal sammanställning av föroreningen typ och omfattning tillsammans med potentiella exponeringsvägar och skyddsvärda organismer och ekosystemfunktioner. Om problemidentifikationen identifierar möjliga ekologiska risker går bedömningen vidare till nästa nivå.

Målsättningen med denna **gallringsbedömning** är att bedöma om listan av möjliga problem (m.a.p. potentiellt miljöfarliga kemikalier, eller potentiellt påverkade organismer/ekosystemfunktioner) kan kortas ned. I gallringsbedömning används väldigt konservativa antaganden och metoder för att säkerställa att inga verkliga risker avskrivs på ett felaktigt sätt. En annan målsättning med gallringsbedömningen är att identifiera viktiga kunskapsluckor och osäkerheter. Detta kan sedan underlätta genomförandet av den detaljerade riskbedömningen. Om betydande kunskapsluckor och osäkerheter upptäcks kring en viss kemikalie eller förorenings-situation skall dessa osäkerheter användas som en anledning att behålla föroreningen på listan över möjliga miljöhot inte som ett argument att avskriva risken.

Föroreningar eller miljöer som inte kan avskrivas som möjliga miljöhot behöver analyseras i en **detaljerad riskbedömning**. Man kan också tänka sig att vissa risker på grund av deras speciella natur går direkt till en detaljerad riskbedömning (t.ex. om den planerade markanvändningen innebär extra skyddsbehov eller om föroreningen på ett tidigt stadium bedöms innebära stora miljörisker). Detaljerade riskbedömningar innebär som tidigare nämnts en ökad realism och komplexitet i bedömningen. De kan variera en del i utformning eftersom de i större utsträckning än gallringsbedömningar kommer att påverkas av det specifika problemets natur. Det vill säga typen av förorening, typ av förorenad miljö samt planerad användning av marken kommer alla att styra och begränsa utformningen av den detaljerade riskbedömningen. Generellt är dock målsättningen med den detaljerade riskbedömningen att beskriva (så fullständigt som nödvändigt och möjligt) typen, graden samt utbredningen av de ekologiska riskerna för olika möjliga saneringsbeslut.

Sammanfattningsvis bör återigen nämnas att målsättningen varierar stark mellan de olika riskbedömningsnivåerna. Framför allt är det stor skillnad mellan gallringen och den detaljerade riskbedömningen. På gallringsnivån är målsättningen att gallra bort föroreningar från listan över potentiellt miljöfarliga kemikalier. Detta görs genom att utnyttja extremt konservativa antaganden och riktvärden (för att minimera risken att en miljöfarlig kemikalie på ett felaktigt sätt bedöms ofarlig för miljön). Detaljerade riskbedömningar syftar å andra sidan till att beskriva riskernas typ och omfattning och innebär ofta att olika typer av information (t.ex. toxicitetstester, fältobservationer och modeller) behöver utvärderas och vägas samman. Dessa skillnader påverkar i stor grad vilka metoder som används för exponerings- (Kapitel 3) och effektbedömning (Kapitel 4) samt för hur riskkaraktäriseringen utförs (Kapitel 5).

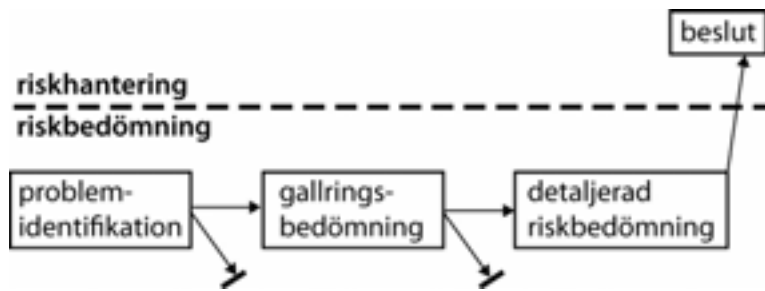
### **Sekventiella riskbedömningar och saneringsbeslut**

Som beskrivits ovan så är sekventiellt utförda riskbedömningar oftast det bästa sättet att fokusera bedömningsinsatserna dit de verkligen behövs bäst. Angreppssättet i sig påverkar och begränsar dock beslutsfattningsprocessen på ett antal sätt.

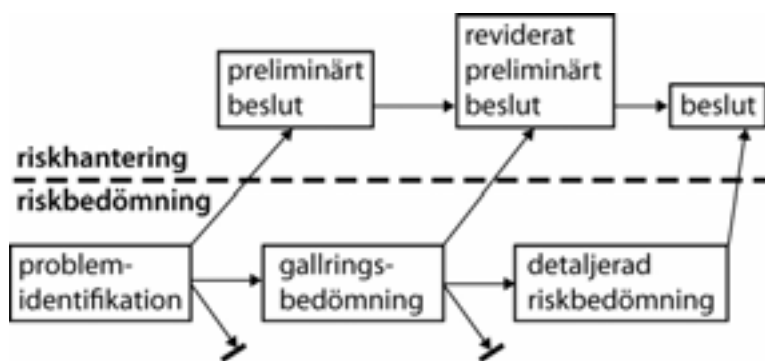
För det första så förutsätter metodiken att det går att definiera kriterier för hur resultaten från de olika nivåerna skall tolkas (dvs. vilka är kriterierna för att en kemikalie bedöms som potentiellt miljöfarlig eller ofarlig). På gallringsnivån baseras oftast denna tolkning på förutbestämda ekotoxicitetsbaserade riktvärden på ofarliga koncentrationer i miljön (t.ex. total koncentration i jord). Tyvärr finns det för förorenad mark ingen standardiserad metodik för hur dessa riktvärden skall bestämmas (t.ex. vilken typ av toxicitetsvärden som skall användas eller vilken säkerhetsmarginal som skall användas). Det innebär att det kan finnas olika uppfattningar (t.ex. mellan olika berörda parter) om vad som utgör en oacceptabel miljörisk. På gallringsnivån är risken att underskatta problemet inte oacceptabelt stor (även om den kan finnas) eftersom alla gallringsbedömningar utformas så att de skyddar miljön med betydande säkerhetsmarginal. Om riskbedömningen går vidare till den mest utförliga formen av den detaljerade riskbedömningen (nivå 3:2 i figur 2.1) blir det dock svårt att på ett enkelt sätt definiera vad som utgör en oacceptabel ekologisk risk. I den detaljerade bedömningen kommer nämligen alltid

andra faktorer än toxicitet att behöva vägas in t.ex. förorenings utbredning, nedbrytning och naturlig borttransport, värdet av den förorenade miljön, samt planerad användning av lokalen. Det innebär att en svårt förorenad miljö kan bedömas innebära en acceptabel miljörisk om föroreningen är starkt begränsad geografiskt och eller om föroreningen kommer att brytas ned snabbt av naturliga processer. Riskbedömningen på den detaljerade bedömningsnivån kommer därför i många fall innehålla tolkningar (dvs. subjektiva inslag) från den som utför riskbedömningen. Vidare så kommer även det slutgiltiga saneringsbeslutet att påverkas av juridiska, ekonomiska och etiska/estetiska faktorer (se 1.2.). För att nå en acceptans i hela riskbedömnings- och beslutsfattningsprocessen anses det viktigt att de olika berörda parterna ges tillräcklig möjlighet att påverka processen [NRC, 1996]. Behovet av denna typ av deltagande- och konsensusarbete ökar när den berörda risken är komplicerad eller när det finns ett stort engagemang från vissa berörda parter. Ett exempel på en sådan risk är förorenade områden med högt skyddsvärde eller med en planerad markanvändning som innebär stor risk för exponering av människor.

För det andra så har sekventiella riskbedömningar traditionellt använts som ett 'vänta och se system' [Hansson and Rudén, 2004]. Det vill säga när låga riskbedömningsnivåer indikerar att det finns betydande miljörisiker har detta inte använts som underlag för miljöbeslut. I stället har beslut först fattas efter det att riskbedömningen har passerat genom alla riskbedömningsnivåerna (Figur 2.3). Följden blir naturligtvis en fördröjning från den tidpunkt risken först beskrivs till dess saneringsbeslut fattas. En alternativ metod att utnyttja sekventiella bedömningar har föreslagits av Hansson och Rudén (2004). Denna metod innebär att riskhanteringsbeslut fattas på varje nivå så att riskhanteringen förbättras successivt (Figur 2.4). Hansson och Rudén menar att riskbesluten som fattas på de olika nivåerna skall vara proportionella till både faran och till det vetenskapliga kunskapsläget. En intressant tillämpning av denna metodik är att definiera nödvändiga saneringsåtgärder på lägre riskbedömningsnivåer på ett sådant sätt att ytterligare bedömning är valbar. Anta till exempel att en gallringsbedömning indikerar att en förorenad mark medför betydande ekologiska risker. Markägaren (eller den/det som är ansvarig) har då två alternativ: antingen att avstå från ytterligare riskbedömning och genomföra de saneringsåtgärder som krävs, eller att utföra ytterligare riskbedömningar (vilket kan leda till både en ökad eller minskad bedömning av de ekologiska riskerna, även om ökad realism oftast leder till det senare). Fördelen med denna typ av system är att ekonomiskt omotiverade riskbedömningar undviks. Problemlösgärens kan välja att antingen acceptera de möjligtvis överbeskyddande åtgärderna som krävs efter gallringsbedömningen eller att acceptera kostnaden av ytterligare riskbedömningar. Ett incitament för ytterligare bedömningar är att ökad realism oftast leder till en minskning av den bedömda risken.



Figur 2.3. Den traditionella användningen av sekventiella riskbedömningar som underlag för riskhanteringsbeslut (anpassad från Hansson och Rudén [2004]).



Figur 2.4. En ny användning av sekventiella riskbedömningar som underlag för riskhanteringsbeslut (anpassad från Hansson och Rudén [2004]).

# Exponeringsbedömning

## Inledning

I en ekologisk riskbedömning av ett kontaminerat markområde bör man först välja sina rikt mål, dvs. vilka arter vill man skydda, sedan bedöma om arterna utsätts för en acceptabel eller oacceptabel mängd av föroreningar. Ett av de första stegen är då att utföra en exponeringsbedömning, dvs. att kartlägga föroreningshalterna som växter och djur i det kontaminerade området kan utsättas för och sedan jämföra dessa halter med eventuella toxicitetsvärden från litteraturen, databaser eller egna biotester. Antingen utgår man från befintlig data eller så tar man jordprover för att kunna kemiskt analysera vilka gifter och vilka halter som finns i marken. Enbart förekomsten av miljögifter i en jord betyder inte nödvändigtvis att dessa gifter utgör en toxicitetsrisk för de organismer som lever på den förorenade marken. Det som är av betydelse är vilka gifthalter som växter och djur verkligen exponeras för, dvs. hur stor andel av de markbundna gifterna som är tillgänglig för biotan. För att kunna göra en korrekt bedömning av toxiciteten av en förorenad mark räcker det därför inte veta vilka totalhalter av gifterna som finns i jorden. Man måste också ta hänsyn till vilka faktorer som styr föroreningarnas biotillgänglighet. Både biotillgänglighet och giftexponering påverkas dessutom rumsligt och med tiden. Marken är oftast inte homogen, den består av en blandning av mineraler och organiska ämnen av olika typer av kornstorlek och kompaktionsgrad. I urban miljö kan marken bestå av olika fyllnadsmassor. Både jordtyp och hur länge en förorening varit i kontakt med jorden påverkar bindningsstyrkan mellan giftet och jordpartikeln och därmed föroreningens biotillgänglighet. Klara direktiv om hur man bör utföra en exponeringsbedömning av kontaminerade markområden saknas i dag i Sverige. Man kan dock utgå från den praxis som utvecklats av US EPA för ekologiska riskbedömningar av kontaminerade sediment [EPA 1992, 1998] och jordar [EPA 2000].

Exponeringsbedömningen integrerar gifternas rörlighet både i marken och genom födokedjan, Det är därför viktigt att urskilja ”direkt exponering” av marklevande organismer som sker genom direkt kontakt mellan organismen och den förorenade jordpartikeln, och ”indirekt exponering” av djur högre upp i näringskedjan som exponeras främst via kontaminerad föda. En exponeringsbedömning består av att kunna beskriva och vikta dessa olika exponeringsvägar. Exponeringsbedömningen står sedan till grund för effektbedömningen (toxicitetsbedömning) som baserar sig på hur mycket gift organismerna har tagit upp (bioackumulation) och hur mycket gift som kan transporteras i näringskedjan (biomagnifikation). Följande stycken beskriver mer i detalj olika faktorer som styr gifternas biotillgänglighet, bioackumulation och transport eller nedbrytning.

## Bioackumulation

### Metoder för utvärdering av bioackumulation

Det bästa sättet att bedöma om en markbunden förorening kommer att vara tillgänglig och tas upp i en marklevande organism är om man kan mäta direkt vilka

halter av giftet som lagrats i organismens vävnader, dvs. hur mycket gift som bioackumulerats. För att kunna bioackumuleras måste en förorening tas upp fortare än den elimineras. Detta sker med så kallade persistenta och bioackumulativa ämnen. De är ämnen som är svåra att bryta ned och som har kapacitet att lagras i vävnader (t.ex. i fettvävnad hos djur, rötter i växter). Exempel på bioackumulerbara ämnen är organiska bekämpningsmedel (DDT), flammskyddsmedel (PCB, PBDE), aromatiska kolväten (PAH, dioxin), och många metaller (Hg, Pb, Cd... ). Andra ämnen som är mindre långlivade kan även dom anses som bioackumulerbara om dom släpps ut kontinuerligt eller i stora volymer, t.ex. nonylfenoler. Upptagsmekanismer varierar med organismen. Masken *Eisenia fetida*, som används i standardiserade OECD tester, kan ta upp markbundna gifter både direkt via huden och med födan. De allra högsta halterna uppnås vanligen i rovdjur genom indirekt upptag, dvs. att dom äter kontaminerade bytesdjur (maskar, sorkar) som är i direkt kontakt med förorenade marken, en bioackumulations process som kallas ”biomagnifikation”. Högsta biomagnifikationen sker hos luftandande rovdjur som livnär sig på fisk, men biomagnifikation förekommer också i markmiljön. Växter kan också ackumulera markbundna föroreningar. En del ”hyperackumulerande växter” kan bioackumulera vissa metaller (t.ex. Ni, Zn, Pb, Hg) upp till 100 gånger mer än andra växter [Reeves & Baker, 2000; McGrath & Zhao, 2003]. Användning av hyperackumulerande växter har även föreslagits som biosaneringsåtgärd för metallförorenade markområden, en process kallad växtsanering eller ”phytoremediation”. Phytoremediation har emellertid hittills visat sig vara en mycket långsam och låg-effektiv saneringsprocess [Huang et al., 1997]. En positiv effekt av växtsanering, annan än att extrahera metallerna ur jorden, är att växterna kan stabilisera jorden och minska metallernas utläckning och biotillgänglighet [Wang, 2004]. Även om upptaget i växter och djur utgör en fälla för markbundna föroreningar, förblir den allra största delen av föroreningarna i jorden. Detta p.g.a. att den totala jordmassan är så pass mycket större än den totala biomassan. I en riskbedömning är förståelsen av bioackumulationsprocesser framförallt viktig för att kunna beskriva/förutsäga vilka gifthalter organismerna utsätts för/kommer att utsättas för. En rad olika bioackumulationsmodeller utgör främsta metoden för utvärdering av bioackumulation vid exponeringsbedömning.

Den enklaste modellen är jämviktsfördelningsteorin ”Equilibrium partitioning theory” (EqP) som utvecklats i akvatiska sediment för långlivade organiska föroreningar [Di Toro et al., 1991]. EqP förutsätter att organismen är i termodynamisk jämvikt med sin yttre miljö, dvs. att organismen har nått en jämvikt ”steady-state” mellan föroreningshalterna i organismens vävnader och den yttre miljön. När organismen befinner sig vid steady-state kan man räkna ut en bioackumulationsfaktor, som är kvoten mellan gifthalterna i organismen och yttre miljön.

$$EqP = C_{i \text{ organismen}} / C_{i \text{ yttre miljön}}$$

Där C: halter av föroreningar i organismens vävnad eller i yttre miljön, dvs. där organismen lever. För sediment- eller marklevande organismer är den yttre miljön



sediment eller jord och EqP brukar uttryckas som en bioackumulationsfaktor ”BAF”:

$$\text{BAF} = C_{i \text{ organism}} / C_{i \text{ jord}}$$

Termen  $C_{i \text{ jord}}$  inkluderar samtliga exponeringsvägar i jord, dvs. både upptag av lösta föroreningar i porvattnet och av partikelbundna föroreningar. Genom att mäta BAF-värden för olika föroreningar, organismer och jordtyper från fältdata eller laboratorieförsök kan en databas av BAF byggas upp och användas för att förutse bioackumulationen i exponeringsbedömningar.

Dessa BAF värden har emellertid visat sig vara beroende av externa faktorer. En av de främsta faktorerna som påverkar BAF är marktypen och framförallt, mängden och typen av organiskt material i marken. Organiskt material i mark och i sediment har en stark sorptionskapacitet för både organiska föroreningar och metaller. Om giftupptaget sker främst genom porvattnet kommer den lösta fraktionen av föroreningar minska när halten av organiskt material ökar. Biotillgängligheten minskar, bioackumuleringen minskar och därmed även toxiciteten. Detta har varit känt länge i markmiljön, där man kunnat visa att upptaget och toxicitet av organiska bekämpningsmedlen Lindan och Dieldrin i fluglarven *Drosophila melanogaster* var negativt korrelerade till halten av organiskt material i marken [Edwards et al., 1957; Hermanson & Forbes, 1966]. Labförsök, där majs exponerats för bekämpningsmedel bundet till jordpartiklar av olika C innehåll, visade att både desorptionen av bekämpningsmedel och bioackumulationen var negativt korrelerade till organisk C halt [Felsot & Lew, 1989]. Att organisk C är en styrande faktor för desorption och biotillgänglighet och har också påvisats i marklevande evertetrater [Ma et al., 1998]. En annan styrande faktor för bioackumulation av organiska föroreningar är organismens fetthalt. Marklevande leddjur, ringmaskar och rundmaskar har ett yttre skal (cuticula) som innehåller vax och har en hög affinitet för fettlösliga ämnen. Organiska markföroreningar kommer därmed att adsorberas till djurens cuticula, och sedan eventuellt absorberas i djurets interna fettdepåer. En annan bioackumulationsmodell, ”BSAF modellen” som kompenserar för dessa två styrande faktorer har föreslagits för sedimentlevande organismer [Lake et al., 1990], men kan även appliceras i markmiljö:

$$\text{BSAF} = (C_{i \text{ organism}} / L) / (C_{i \text{ jord}} / \text{org C})$$

Där BSAF: ”Biota sediment accumulation factor”, L: fetthalten i organismen, org C: organiska kolhalten i jorden. Många BSAF värden har tagits fram för sedimentlevande organismer och man har föreslagit ett teoretiskt BSAF medelvärde på 1.7 [McFarland & Clarke, 1988]. BSAF modellen ger oftast en signifikant högre precision än BAF modellen, men den kräver också att man mäter organisk C halt i marken och fetthalt i organismen. Genom att multiplicera BSAF-värdet med organisk C-normaliserade föroreningshalten i jord kan man skatta föroreningshalten i organismen [Lee II, 1992].

Ett problem med BSAF-modellen är att den, liksom BAF-modellen förutsätter att den marklevande organismen har nått ett steady-state, dvs. en termodynamisk jämvikt med sin omgivning. Oftast vet man inte om organismen har nått steady-state och det innebär att man riskerar att underestimera exponeringen om man räknar ut ett BSAF-värde för en organism som inte hunnit nå sitt steady-state. Tiden det tar för en organism att nå ett steady-state är beroende av framförallt föroreningens fettlöslighet (ju högre fettlöslighet, desto längre tid) och exponeringsvägen. Exponeringsvägen beror i sin tur på organismens habitat och födostrategi. En marklevande organism som livnär sig på att äta jordpartiklar kommer att utsättas för både lösta föroreningar i porvattnet och för partikelbundna föroreningar och därmed nå ett högre steady-state och utsättas för högre gifthalter än en organism som enbart exponeras för lösta föroreningar. Det bästa sättet för att veta när en organism har nått sitt steady-state är att utföra kinetikförsök. Kinetikförsök består i labstudier där man exponerar en organism för föroreningar i en tidserie. Man mäter föroreningshalterna i organismens vävnader tills de nått ett maxvärde, dvs. nått steady-state. Den vanligaste bioackumulationsmodellen som används vid kinetikstudier är "First order kinetic" (FOK) modellen [Lee II, 1992]:

$$dC_{\text{organism}}/dt = ku C_{\text{jord}} - ke C_{\text{organism}}$$

Där  $t$  är tiden,  $ku$  är upptagshastigheten och  $ke$  elimineringshastigheten (exkretion + metabolisering). Vid steady-state är:  $ku C_{\text{jord}} = ke C_{\text{organism}}$  och BSAF kan då räknas ut som:

$$\text{BSAF} = ku / ke$$

Fysiologiska ändringar som t.ex. en ökad tillväxt, lek eller födoupptag kommer också att påverka steady-state. En rad mer komplicerade bioackumulations modeller som tar hänsyn till organismens fysiologi och olika exponeringsvägar har föreslagits för detaljerad exponeringsbedömning vid platsspecifika riskbedömningar [t.ex. Luoma et al., 1992]. Problemet med dessa multiexponeringsvägar fysiologiska kinetikmodeller är att de tenderar till att bli för komplicerade. Men vid specifika platsundersökningar kan dessa modeller behövas om en hög precision och låg osäkerhet av exponeringsbedömningen fordras. Andra mer generella bioackumulations modeller för fördelning av föroreningar har också utvecklats, t.ex. fugacitets modeller [Mackay & Paterson, 1981; Mackay et al., 1991] eller modeller för transport genom näringskedjan och för biomagnifikation [Thomann et al., 1989; Gobas et al., 1993], men dessa modeller bygger på teoretiska biologiska och geokemiska värden och konstanter och är oftast för generella för att användas i platsspecifika riskbedömningar.

Ovannämnda bioackumulations modeller gäller främst för organiska ämnen. Det är svårare att modellera metallers fördelning och bioackumulation p.g.a. att de flesta metallerna har många kemiska former (t.ex. Fe, Fe<sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>) och kan bilda olika typer av komplexbindningar med proteiner, t.ex. metallothionin. Bioackumulation verkar inte drivas av samma processer som för organiska ämnen. För-

delningen bestäms mer av vilka kemiska grupper som metallerna kan binda sig med, t.ex. hydroxyl grupper (-OH) eller sulfidryl grupper (-SH). I mark och sediment påverkas metallernas biotillgänglighet främst av redoxförhållanden, pH och sulfidhalt. Normalisering till sulfidhalt (AVS, acid volatile sulphide) och totalt organiskt kol har föreslagits och givit en god fördelningsmodell för vissa metaller [Di Toro et al., 1990].

### **Utvärdering/rekommendation**

I en ekologisk exponeringsbedömning bör man till att börja med erhålla information om totala föroreningshalter i marken, antingen från historisk data om den finns eller med hjälp av nya kemiska analyser. Därefter kan man använda sig av BAF-värden från litteraturen för att få en mycket grov uppskattning av exponeringssituationen. Problemet är att BAF värdena är beroende av jordtypen som undersöks, framförallt beroende av organiska C halten i marken. En bättre metod är att erhålla data av organisk C halt i marken och sedan använda BSAF-värden. Ett problem i dag är att de flesta databaser för BSAF-värden kommer från sedimentlevande djur. Vi behöver därför utöka våra databaser med BSAF-värden från terrestra organismer. Om exponeringsbedömningen leder till oacceptabelt höga halter i organismerna kan man gå vidare med en mer detaljerad exponeringsbedömning. Med en mer detaljerad analys minskar osäkerheten och precisionen av exponeringsbedömningen ökar. En mer detaljerad exponeringsbedömning kan utföras antingen genom (1) erhålla mer information om biotillgängligheten (se nedan) eller (2) genom att använda mer avancerade fysiologiska kinetikmodeller. För exponeringsbedömning av metaller i mark finns i dag inga generellt accepterade bioackmulationsmodeller och en noggrann hänsyn måste tas till metallernas kemiska form, markens mineralkomposition och faktorer som pH och redoxförhållanden.

## **Biotillgängligheten**

### **Metoder för uppskattning av biotillgängligheten**

Totala föroreningshalter i mark och sediment överskattar oftast den biotillgängliga fraktionen av föroreningarna. Även om den totala halten av föroreningar är den samma, kan två kontaminerade markområden skilja sig markant i toxicitet för marklevande organismer om biotillgängligheten är högre i den ena marken än i den andra. Biotillgänglighet av föroreningar i sediment och i mark kan definieras som ”fraktionen av den totala mängden av en förorening i porvatten och partikelbunden som är tillgänglig för marklevande organismer via respiration, föda eller direkt diffusion genom huden” [Landrum & Robbins, 1990]. Trots att marklevande organismer exponeras endast för den biotillgängliga fraktionen, användes traditionellt den totala halten av föroreningar i mark vid exponeringsbedömningar. Dos-respons gränsvärden som erhålles genom standardiserade toxicitetstester baseras också på den totala föroreningshalten, i stället för den biotillgängliga fraktionen. Där försöker man att kringgå problemet med skiljaktig biotillgänglighet genom att standardisera alla de faktorer som kan påverka biotillgängligheten, som jordtyp, organiskt C innehåll, syreförhållanden, temperatur osv. Huvudorsaken till att man använder sig av den totala halten i stället för den biotillgängliga halten är att det hittills varit

både svårt och osäkert att kvantifiera den biotillgängliga fraktionen. Men nya metoder har tagits fram och/eller är under utveckling för att kunna mäta den biotillgängliga fraktionen. Det bästa sättet att mäta biotillgänglighet är att mäta den indirekt genom att utföra bioackumulationstester. Den fraktion som organismen tagit upp är per definition den biotillgängliga fraktionen. Men bioackumulationstester tar tid och är mycket kostsamma (oftast den mest kostsamma delen i en exponeringsbedömning). Det är därför mycket tilltalande att använda enklare och snabbare metoder för att kunna skatta biotillgängligheten.

Även om ett flertal metoder för att uppskatta biotillgänglighet har redan tagits fram, har deras applicering i exponeringsbedömning hittills varit begränsad. Metoderna utgår från att endast föroreningsfraktionen som är löst associerad till partiklar eller som är löst i porvattnet är tillgänglig för organismen.

#### UTKLAKNINGSTESTER:

Utlakningstester tillhör de vanligaste metoder som används för att skatta biotillgängligheten av föroreningar i mark. Ett flertal utlakningstester har utvecklats värden över för både metaller [e.g. Sato, et al. 2002] och organiska ämnen [e.g. van der Klein, 2001]. EU:s ramverk för forskning och utveckling har nyligen startat olika projekt för att ta fram förslag för harmonisering av utlakningstester för organiska ämnen (EU DG XII, SMT-Programme). Fördelen med dessa metoder är att dom är snabba, kostnadseffektiva och går att standardisera och ger en möjlighet att beräkna transport av föroreningar genom marken. Nackdelen är att dom visar egentligen endast hur mobila föroreningarna är inte huruvida dom är biotillgängliga för marklevande organismer eller ej.

#### KEMISK FRAKTIONERING:

Kemisk fraktionering består i att sekventiellt extrahera jorden i olika fraktioner med mål att karakterisera den biotillgängliga fraktionen. Olika typer av kemisk fraktionering har utvecklats både för organiska ämnen och för metaller. För organiska ämnen har man använt svaga lösningsmedel som t.ex. terahydrofuran eller butanol [Tang & Alexander, 1999]; för metaller har man föreslagit svaga saltlösningar med  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ , eller ammonium acetat [Conder & Lanno, 2000]. Dessa extraktionsmetoder beskriver dock endast en kemisk biotillgänglighet vid en viss tidpunkt. Andra så kallade "Biomimetiska" metoder har utvecklats för att mäta biotillgänglighet in situ över en längre tid och därmed representera en mer realistisk exponeringstid.

#### BIOMIMETISKA METODER

En vanlig biomimetisk metod är användningen av fibrer, så kallade "solid-phase extractants" (SPEs). Signifikanta korrelationer mellan sorption av DDT [Tang et al., 1999] och aromatiska kolväten [Wells & Lanno, 2001] till SPEs och bioackumulation i mask har visats, och SPE tycks vara en lovande metod för skattning av biotillgänglighet. En annan biomimetisk metod som föreslagits för förorenade sediment är att använda naturlig magsaft från en sedimentlevande organism, här masken *Arenicola brasiliensis*. Magsaft från ca hundra maskar erhålles genom dissektion. Kontaminerat sediment inkuberas sedan in vitro under några timmar

med magsaften i centrifugrör, varefter rören centrifugeras och den desorberade giftfraktionen kan mätas [Weston & Mayer, 1998a]. Goda korrelationer mellan desorberad fraktion i magsaft och bioackumulation i sediment organismer har visats för både metaller [Weston & Maruya, 2002] och organiska ämnen [Weston & Mayer, 1998b]. Nyligen har en konstgjord magsaft för att skatta biotillgänglighet av organiska ämnen tagits fram [Voparil & Mayer, 2004]. Konstgjorda magsafter har också använts för att mäta den biotillgängliga fraktionen av markbundna gifter som kan intas av människor och framförallt lekande barn [Oomen, 2000, Oomen et al., 2003].

En sammanfattning av metoder för att mäta biotillgänglighet presenteras i Tabell 3.1.

**Tabell 3.1 Metoder för mätning av biotillgänglighet [modifierad från Lanno, 2003].**

Metod	Målorganism	Förorening	Referenser
<b>Kemiska extraktioner</b>			
Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> extrakt	Växter	Zn, Pb, Cd	[Basta and Gradwohl, 2000]□
	Evertebrater	Zn, Cd, Pb	[Conder and Lanno, 2000]□
Propanol, butanol, ethylacetat	Växter	PAH	[Tang and Alexander, 1999]□
	Evertebrater	PAH	[Tang and Alexander, 1999]□
Tetrahydrofuran extrakt	Evertebrater	DDT	[Tang and Alexander, 1999]□
<b>Biomimetiska metoder</b>			
SPE, SPME-fibrer, C-18 disk	Evertebrater	PAH	[Wells and Lanno, 2001]□
	Evertebrater	DDT	[Tang et al., 1999]□
Tenax kulor	Evertebrater	PAH, PCB	[Cornelissen et al., 2001]□
		PAH	[Kraaij et al., 2001]□
Magsaft extrakt	Evertebrater	PAH	[Weston and Mayer, 1998a] [Voparil and Mayer, 2004]□
		Metaller	[Chen and Mayer, 1999] [Weston and Maruya, 2002] [Wang et al., 2002]□
Artificiell magsaft	Människor	PAH, PCB	[Oomen, 2000; Oomen et al., 2003]□
	Evertebrater	PAH	[Voparil and Mayer, 2004]□

### Utvärdering / rekommendationer

Vid riskbedömning används i praktiken först den totala föroreningshalten i marken, vid en första ”screening” undersökning. Sedan uttrycker man en risk kvot (RK),

som i sin enklaste form är den totala föroreningshalten i marken dividerad med en referenskoncentration:

$$RK = C_{\text{total}} / C_{\text{referens}}$$

Referenskoncentrationen erhålles från toxicitetstester, t.ex. ett NOEL (No-observed-effect-level) eller ett EC50 värde. Om RK är > 1 anser man att föroreningshalten i marken utgör en oacceptabel risk för organismen och man måste antingen utföra saneringsåtgärder eller utföra en mer detaljerad exponeringsbedömning. Om man då kan mäta biotillgänglighet och finner t.ex. att endast 10 % av den totala föroreningshalten är biotillgänglig för organismen kan man uttrycka en Biotillgänglighetsfaktor (BIF) (här 0.1) och minska risk kvoten genom att multiplicera BIF med den totala föroreningshalten:

$$RK = BIF \times C_{\text{total}} / C_{\text{referens}}$$

Om den nya kvoten är < 1 blir risken acceptabel.

Användning av metoder som skattar den biotillgängliga fraktionen (BIF) förekommer sällan i riskbedömningar. Det skulle fördyra exponeringsbedömningen, men också minska riskfaktorerna betydligt. I en detaljerad exponeringsbedömning skulle det däremot kunna minska kostnaderna om det ersätter bioackumulationstester. Beslutet att gå vidare med en mer kostsam och detaljerad exponeringsbedömning kan ofta vägas upp av möjligheten den ger till mer kostnadseffektiva saneringsåtgärder.

## Nedbrytning

Förutom biotillgänglighet är nedbrytning och omvandling av markbundna föroreningar essentiella processer att beakta vid en exponeringsbedömning. Även de mest långlivade organiska föroreningar, som PCB och DDT omvandlas och bryts ned i marken, fast det kan ta mycket lång tid. Metaller bryts inte ned men kan omvandlas till olika kemiska former som kan vara mer eller mindre toxiska än ursprungsformen. Man skiljer på mikrobiell och kemisk nedbrytning. Mikrobiell nedbrytning sker med hjälp av mikroorganismer (främst bakterier och svampar) och är generellt sett viktigare än kemisk nedbrytning.

### Mikrobiell nedbrytning

Man skiljer på aerob och anaerob mikrobiell nedbrytning. Aeroba nedbrytningsprocesser är oxidativa reaktioner där mikroorganismer bryter ned eller omvandlar organiska ämnen med hjälp av syre, vilket resulterar i produktionen av ofarliga oorganiska ämnen som koldioxid och vatten. Organiska föroreningar agerar som elektrongivare och energikälla för mikroorganismerna. Anaeroba nedbrytningsprocesser är betydligt långsammare än aeroba processer, de är reductiva reaktioner, där organiska föroreningen agerar som elektronaccepterare. Exempel på anaerob nedbrytning är deklorinering av PCBer. Komplexbildning och polymerisering är två omvandlingsprocesser där föroreningen bildar starka kovalenta bindningar till or-

ganiska ämnen. Detta leder oftast till att biotillgängligheten för föroeningen minskar. Metylering av vissa metaller, t.ex. Hg ökar däremot både biotillgängligheten och toxiciteten för metallen. Mikrobiella omvandlingsprocesser resulterar i att föroeningen inte helt bryts ned utan omvandlas till en annan kemisk form, som är antingen mindre eller mer toxisk än det ursprungliga ämnet. PAHer kan t.ex. omvandlas till catecholer som är mindre toxiska, medan trichloroetylen kan omvandlas till vinylklorid som är mer toxiskt. Ett annat exempel är det hormonstörande ämnet nonylfenol, som bildas genom partiell nedbrytning eller omvandling av nonylfenoletoxilater.

### **Kemisk nedbrytning**

Kemisk nedbrytning sker utan hjälp av mikroorganismer genom en rad kemiska reaktioner som hydrolys, oxidation, reduktion, komplexbildning, nukleofil substitution, och precipitering. Fotokemisk nedbrytning förekommer när en organisk föroening omvandlas p.g.a. att den absorberar ljus eller reagerar med fria syreradikaler. Fotoaktivering kan ses som motsatsen till fotokemisk nedbrytning. I stället för att brytas ned laddas ämnet med energi vid exponering för ljus och kan bli mer toxiskt än det ursprungliga ämnet. Fotoaktivering förekommer t.ex. för vissa PA-Her som fluoranten, vars toxicitet blir tio gånger högre vid solljus än i mörker [Bell et al., 2004].

### **Utvärdering/rekommendationer**

Vid en exponeringsbedömning och för beslut av eventuella saneringsåtgärder är det essentiellt att veta hur fort en föroening kommer att brytas ned [Larson, 1979]. Precis som med biotillgängligheten är det orimligt att basera en exponeringsbedömning på den initiala totala koncentrationen. Riskfaktorerna kommer att minska betydligt om föroeningarna bryts ned, och måste korrigeras för nedbrytningen. Nedbrytningens hastighet och effektivitet är emellertid svåra att förutsäga generellt då de är beroende av en rad faktorer som marktyp, syreförhållanden och mängd och typ av mikroorganismer i marken. Nedbrytningshastigheten kan mätas experimentellt, antingen via direkta mätningar där man mäter % av initialkoncentration vid olika tidpunkter, eller indirekt genom att mäta funktionella variabler som återspeglar nedbrytningen, som t.ex. syrekonsumtion, produktion av CO<sub>2</sub>, eller närtsaltsfluxer. Radiorespirometri är en vanlig metod för att mäta nedbrytningshastighet, där man tillsätter en <sup>14</sup>C-inmärkt föroening till jord eller sediment och sedan mäter produktionen av <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> [Reid et al., 2001]. Eftersom nedbrytningsprocesser är så starkt beroende av markens geokemiska karaktär och de mikroorganismer den innehåller, är det svårt att bygga upp en databas med nedbrytningshastighet för enskilda föroeningar. Ett brett spektrum av nedbrytningshastigheter måste i så fall anges baserad på max- och minimivärden från nedbrytningsförsök under olika förhållanden. För en detaljerad platsspecifik exponeringsbedömning måste man mäta nedbrytningshastigheten i den mark man undersöker. Den allra bästa metoden är att utföra nedbrytningstester i mikro/mesokosmförsök där man mäter både indirekta funktionella variabler och direkta halter i jorden efter olika exponeringstider. De höga kostnader som sådana mesokosmförsök innebär måste vägas upp av den

ökade precision som erhålles [t.ex. NIVA, 1993] och beslutsunderlag till mer kostnadseffektiva saneringsåtgärder.

## Utvärdering och rekommendation av exponeringsbedömningsmetoder

- Klara direktiv om hur man bör utföra en exponeringsbedömning av kontaminerade markområden saknas i dag i Sverige
- I ett första steg ("gallrings undersökning") måste man erhålla information om totala föroreningshalter i marken, både från tidigare data och med hjälp av nya kemiska analyser.
- Miljöhalter i marklevande organismer bör också erhållas om möjligt.
- Sedan kan man jämföra dessa halter med riktvärden från databaser.
- För en platsspecifik exponeringsbedömning räcker det inte att veta vilka totalhalter av gifterna som finns i marken. Man måste också ta hänsyn till vilka faktorer som styr föroreningarnas biotillgänglighet.
- Man bör därför så tidigt som möjligt i en platsspecifik exponeringsbedömning erhålla information om faktorer som kan påverka föroreningarnas spridning och biotillgänglighet. Dessa är framförallt markens geokemiska egenskaper som porositet, kompaktionsgrad, och organisk C innehåll.
- Det är också viktigt att erhålla information om de identifierade föroreningarnas kemiska egenskaper som nedbrytningshastighet, och vatten- eller fettlöslighet.
- Om man inte har tillgång till föroreningshalter i marklevande organismer kan skatta dem med hjälp av jämviktsmodeller som BAF modellen eller BSAF modellen (som normaliserar för organisk C halten i marken och fetthalten i djuren).
- Databaser för BAF och BSAF saknas för marklevande organismer och behöver utvecklas.
- Utlakningstester på markprover kan ge en bra uppskattning om markföroreningars rörlighet men är inget bra mått på biotillgängligheten.
- Nya metoder för mätning av biotillgänglighet med hjälp av "biomimetiska tester" är under utveckling (t.ex. semi-permeabla membraner, SPE fibrer, konstgjorda magsafter). Sådana metoder härmar upptaget i marklevande organismer och återspeglar föroreningens biotillgänglighet.
- Användning av metoder som skattar den biotillgängliga fraktionen förekommer sällan i riskbedömningar i dag. Kostnaderna för en platsspecifik exponeringsbedömning skulle kunna minska drastiskt om man hade tillgång till effektiva mätningsmetoder av biotillgängligheten. Vi rekommenderar därför att forskning om nya metoder för mätning av biotillgängligheten av markassocierade gifter prioriteras.



# Effektbedömningar

## Metoder

En effektbedömning utgår från att koppla samman en organism eller ekosystems exponering för föroreningar med observerade effekter och sammanfatta dessa data så att de kan användas för riskkaraktärisering (kap. 5). Effektdata kan antingen erhållas genom observationer i fält eller genom toxicitetstester. Integrering av effekter med exponering definierar typ och omfattning av effekterna i tid och rum. Toxicitetstester mäter en toxisk effekt som ett dos-respons förlopp. Det är lika viktigt att veta vilka halter av föroreningar som en organism exponeras för, som att veta under hur lång tid den exponeras. Exponeringstiden beskrivs därför alltid i standardiserade en-artistester och bör jämföras med exponeringstiden som organismen verkligen utsätts för i den förorenade marken. Så kallade ”akuta” toxicitetstester är tester som utförs under en relativt kort exponeringstid (24 eller 48 h), medan en ”kronisk” toxicitets test utförs med en längre exponeringstid (t.ex. 10 dagar). Långtidstester (flera månader) kan behövas t.ex. om man vill följa en effekt över genetiskt skadliga ämnen över mer än en generationscykel. Toxicitetsresponsen (toxicity endpoint) bör vara tydliga och objektiva effektvariabler. Man skiljer på letala (dödliga) och subletala (ej dödliga) effekter. Subletala effekter beskrivs också som ”varningssystem”, dvs. effekter som kan påvisas vid ett tidigt skede innan organismen har hunnit utsättas för dödliga halter. Subletala effekter kan mätas i fält med hjälp av ”biomarkörer”, dvs. en olika cellulära, eller subcellulära effektvariabler, t.ex. förändrad enzymaktivitet (EROD, AChE), eller produktion av inducerbara stressproteiner (HSP 70). Problemet med biomarkörer är att de är oftast ospecifika och det är svårt att kunna etablera orsak-verkansamband mellan en förorening och en organism. Det är däremot lättare med toxicitetstester på lab. Den vanligaste effektvariabeln på lab är dödlighet som mäts med ett LC50 värde (Lethal Concentration, halt som dödar 50 % av testorganismerna), eller en beteendeparameter, t.ex. rörlighet, som mäts med ett EC50 värde (Effect Concentration, halt som påverkar 50 % av testorganismerna). Andra vanliga effektvariabler vid toxicitetsbedömning är NOTEC eller NOEL (No Observed Effect Concentration, No Observed Effect Level), tröskelhalten där ingen effekt observeras, dvs. maximala föroreningshalten som inte ger en statistisk signifikant effekt. Att en kemikalie är giftig betyder att den ger upphov till negativa biologiska effekter i celler, organ, vävnader eller fysiologiska system, vilket kan leda till sjukdomar, kroniska skador och i värsta fall döden. I stora drag ser sker dessa processer på liknande sätt i olika arter men även små evolutionära skillnader kan leda till att två närstående arter uppvisar motsatt respons som svar på exponering för en kemikalie.

På ekosystemnivå skiljer man på strukturella och funktionella effektvariabler. En strukturell effekt är en effekt som påverkar ekosystemets struktur. Strukturella effekter är effekter på organism eller populationsnivå, det är t.ex. om en art minskar i antal eller försvinner helt, medan en annan art ökar. Funktionella effekter är effekter där ekosystemets funktion förändras, det är t.ex. förändringar i fotosyntesen, eller när nedbrytningshastigheten av organiskt material i marken minskar, eller

när fluxer av närsalter i sediment ändras. För toxicitetsbedömning av markområden är det essentiellt att både strukturella och funktionella effektvariabler beaktas.

Omfattningen av en effektbedömning ökar successivt med riskbedömningens detaljnivå under sekventiellt utförda riskbedömningar. Vid problemidentifieringen räcker det med att kvalitativt beskriva att en organism kan skadas av en förorening. Vid gallringsbedömning beskrivs typiskt dos-responsmätningar från enkla en arts tester och jämförs med gränsvärden, dvs. värden som är konservativt definierade som ett tröskelvärde för toxiska effekter. I definitiva riskbedömningar ökar effektbedömningens detaljnivå till att inkludera osäkerhetsfaktorer associerade till exponeringssituation, som t.ex. skillnader i biotillgänglighet och nedbrytbarhet. Detaljerade riskbedömningar kan också nödvändiggöra användandet av mer komplicerade toxicitetstester som är utförda för att inbegripa mer ekologisk realism, dvs. bättre återspegla verkliga exponeringsscenarier. Sådana tester är t.ex. mikro- och mesokosmtester. Definitiva riskbedömningar bör också inkludera fältmätningar om möjligt valideras i fält.

Även om det finns betydligt fler toxicitetstester utvecklade för akvatiska system, har nya nationella och EU direktiv kraftigt utökat utbudet av toxicitetstester för mark från mindre än 5 tester under 80 talet till mer än 50 tester i dag. Testerna inkluderar nästan alla funktionella grupper av marklevande organismer (från mikroorganismer till leddjur). Både strukturella (t.ex. OECD dagmasktesten med *Eisenia fetida*) och funktionella tester [Römbke et al., 2003]. Även om många nya toxicitetstester för mark har utvecklats är det fortfarande relativt få som är standardiserade och fler standardiserade tester behövs.

TIES (Toxicity Identification Evaluations) är ett relativt nytt sätt att karaktärisera toxicitet [USEPA, 1991]. Metoden går ut på att genom en serie av labtester dela upp den förorenade marken i olika fraktioner som sedan individuellt testas för toxicitet, och därmed kunna identifiera vilken fraktion och vilken associerad förorening är ansvarig för toxiciteten. TIEs kan vara ett kostnadseffektivt alternativ till omfattande kemiska analyser (om man t.ex. genom TIEs kan identifiera att toxiciteten är associerad till en vattenlöslig fraktion är det då onödigt att analysera för opolära organiska ämnen). Det finns ett stort behov av att vidareutveckla och standardisera TIEs för toxicitetstestning av förorenad mark.

## Ekotox tester

### Om testmetoder

I laborietester med olika organismer kan man undersöka om ett ämne orsakar synliga eller mikroskopiska förändringar i olika organ, fysiologiska förändringar, minskad fortplantningskapacitet, fosterskador, cancer, beteendeförändringar mm. Man kan också ta reda på ett ämnes verkningsmekanismer med olika försök som ofta görs in vitro i provrör med t.ex. vävnadshomogenat, celler eller organ i odling. Tyvärr är de flesta metoderna inte specifikt framtagna eller i övrigt inte särskilt lämpade för att användas i en miljöriskbedömning.

Med hänsyn till vad vi egentligen vill skydda (dvs. ekosystem) genom miljöriskbedömningar finns det många som tycker att även dagens användning av eko-

toxikologiska testmetoder och verktyg inte är anpassande till att förutsäga effekter av kemikalier i miljön.

De testmetoder som har tillkommit för att på ett förenklat sätt belysa akuta effekter på representanter från tre steg i en tänkt näringskedja, t.ex. i vattenmiljön. En primärproducent (växt) tar till vara solenergin och utgör näring för ett kräftdjur som i sin tur konsumeras av en fisk. Detta är en bra princip, men som sagt, enkelt tillämpad i dagens praxis. Hos mikroalgen (i regel *Selenastrum capricornutum*) studeras hämning av tillväxten av antalet nya individer genom asexuell förökning under 3 dygn. Hos vattenloppa/hinnkräfta (vanligtvis av släktet *Daphnia*) mäts dödlighet/orörlighet efter 48 timmar. Man uttrycker resultaten som EC50, d v s den koncentration som efter 72 resp. 48 timmar minskar tillväxten resp. antalet rörliga individer med 50 %. Hos fisk (i regel vuxen sebrafisk) mäts antalet individer som har dött efter 4 dygn. Man använder då begreppet LC50, d v s den koncentration som efter 96 timmar dödar 50 % av fiskarna (96 tim LC50).

Man måste också förstå dilemmat att välja ut ett rimligt antal representativa organismer och effektkriterier för att till rimlig kostnad göra en nödvändig miljöriskbedömning. Vi kan då fråga oss om vi kan acceptera att som idag en enda mikroalg, ett enda kräftdjur och en enda fisk vars tillväxt resp. överlevnad vi mäter i akuta testförsök räcker för att göra en bedömning av möjlig akut och kronisk påverkan i miljön. Vi inser lätt att detta är en oerhörd förenkling och en eftergift för att hålla kostnaderna för miljöriskbedömningar på en låg nivå. Denna ”prutning” innebar naturligtvis en osäkerhet och därmed en ökad ”risk” att vi missar negativa miljöeffekter.

#### **Krav på biologiskt test**

- hög känslighet
- ekologiskt relevant art
- lättodlad organism
- tillgänglig året runt
- känd biologi
- kostnadseffektiv
- standardiserad

#### **Metoder i Sverige**

Ordet ”metod” kan ha olika innebörd. I detta sammanhang eftersträvas att ”testmetoden” ifråga är standardiserad (nationellt eller internationellt) och därmed har en mycket grundligt utvärderad och väl definierad manual för utförande, resultatanalys och rapportering. Man bör då kunna förvänta sig att konsultlaboratorier kan erbjuda dessa tester och att beställare och ansvariga myndigheter kan kontrollera att testerna utförts och resultaten tolkats på rätt sätt. I brist på standardiserade testmetoder kan man ibland tvingas använda testmetoder som är på väg att standardiseras eller som i övrigt har väl etablerade manualer som används av flera laboratorier. I det sistnämnda fallet är det ofta fråga om forskningsanknuten verksamhet, vilket alltid är ett nödvändigt inledande stadium i utvecklandet av nya standardiserade metoder.

Vad avser utvecklade testmetoder för mark, sediment och vatten och deras användning i Sverige är situationen mycket olika, vilket redovisas i följande tre avsnitt.

### Marktester

Ekotoxikologiska tester på förorenade jordar utförs relativt sällan i Sverige och om tester utförs är det oftast enkla screeningtester och inte ett ”paket” av tester. Det finns ett flertal standardiserade tester avsedda för ekotoxikologisk testning av jord och jordmaterial avseende negativa effekter på akvatiska och terrestra organismer. Flera av dessa tester finns rekommenderade i Svensk Standard SS-ISO 15799:2004 ”Markundersökningar – Vägledning för ekotoxikologisk karaktärisering av jord och jordmassor”. Testerna för de terrestra organismerna redovisas i tabell 4.2 och för akvatiska organismer i tabell 4.3. Denna standard är relativt ny som svensk standard men har tidigare funnits som ISO standard. Flera av testerna med terrestra organismer som rekommenderas använder dock inte ”hel” förorenad jord som testsubstrat utan är avsedda för ”spikade” substanser i en artificiell jord. Det rekommenderas i anvisningarna att ett paket av tester med olika arter används och inte enbart en enskild test. Vilka tester som ska väljas finns inte klart angivet utan måste avgöras från fall till fall.

Ett antal jordar förorenade med både organiska och oorganiska föreningar har testats av IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Ett paket av tester med terrestra organismer från olika trofiska nivåer användes. Testerna beskrivs kort i tabell 4.1. och representativa resultat finns i [Allard et al., 2002]. De flesta av testerna bygger på standardiserade SS-ISO tester med små förändringar. Tester och testorganismer har valts för att ingå i ett hierarkiskt testsystem.

Ett exempel på basplatta i ett sådant system är ett testpaket bestående av bakterietester (toxicitet), grobarhet och rot- och skotttillväxt med växter och reproduktionstester med mask. Mer sofistikerade tester kan utgöras av upptagstester i biota och mikrobiella nedbrytnings / omvandlingstester.

Tabell 4.1. Förteckning över de biologiska testerna som ingår i IVLs testpaket

Test	Testorganism	Testtid (dygn)
Grobarhet, rot- och skotttillväxt	Engelskt rajgräs	5
	Vitklöver	5
	Rädisa	3
Överlevnad och reproduktionsstörning; mask	Enchytraeus crypticus	35
Toxicitet mot jordbakterier	Naturligt förekommande jordbakterier	ca 7
Omvandling och nedbrytning av organiska föreningar	Naturligt förekommande jordbakterier	*
Upptag i biota	Växter	*
	Maskar	*

Flera veckor / månader beroende på testorganism och substans

I vissa fall måste testandet kompletteras med ytterligare typer av tester t. ex. genotoxtester. Exempel på genotoxtester är umu-testen (ISO 13829) och Ames' test.

Dessa tester använder en salmonellastam som testorganism. Testerna har använts på vattenprov men i väldigt liten utsträckning för den terrestra miljön.

Vissa föreningar kan också ge hormonell påverkan t. ex. östrogena eller androgena effekter. Det finns inga standardiserade ”enkla” tester att mäta sådana effekter, men en rad olika ”snabbtester” finns utvecklade och har använts i vattenmiljön och i mindre utsträckning för fast material. Ett exempel är YES/YAS testerna [Rotledge and J.P., 1996; Sohoni and P.J., 1998] där jäststammar med inkorporerade mänskliga östrogen respektive androgenreceptorer använts. Dessa tester har använts på en rad olika vatten i Sverige [t.ex. Svenson et al., 2002; Svenson et al., 2004].

**Tabell 4.2. Standarder med terrestra organismer rekommenderade i SS-ISO 15799:2004**

	Effektparameter	Testorganism	Testsubstrat	End point	Standard
Mikroorganism	Jordandning	Mikroorganismer närvarande i jorden	Förorenad jord	Vid test av kemikalier EC10, EC50	ISO 17155
	Ammonium oxidation	Bakterier närvarande i jorden	Förorenad jord	Vid test av kemikalier EC10, EC50	ISO-15685
	Markens mikrobiella biomassa SIR	Mikroorganismer närvarande i jorden	Förorenad jord	Mikrobiellt bundet kol i joden	SS-ISO 14240-1
	Markens mikrobiella biomassa FE	Mikroorganismer närvarande i jorden	Förorenad jord	Mikrobiellt bundet kol i jorden	SS-ISO 14240-2
	Kvävemineralisering och nitrifiering	Mikroorganismer närvarande i jorden	Förorenad jord	Mineraliseringshastighet, Hämmande dos (ID%)	SS-ISO 14238
Växter	Tillväxthämning	Korn	Artificiell jord / förorenad jord	NOEC	SS-ISO 11269-1
	Utveckling och tillväxt	Monokotyledoner och dikotyledoner	Artificiell jord / förorenad jord	NOEC, LOEC	SS-ISO-11269-2
Maskar	Akut toxicitet	Daggmaskar	Artificiell jord	LC50	SS-ISO 11268-1
	Reproduktion	Daggmaskar	Artificiell jord	EC50, NOEC	SS-ISO 11268-2
	Reproduktion	Enchytraeider	Artificiell jord	LOEC, NOEC, ECx	ISO 16387
Insekter	Reproduktion	Hoppkärt	Artificiell jord / förorenad jord	ECx, NOEC	SS-ISO 11267
	Akuttest	Skalbaggelarv	Artificiell jord	LC50	ISO 20963

### Sedimenttester

Sediment fungerar både som sänka för kemikalier genom att dessa kan bindas till partiklar samt som källa för kemikalier genom resuspension. Sediment integrerar effekter av ytvattenkontaminering över tid och rum och kan sålunda representera en risk för akvatiska samhällen (både pelagiska och bentiska) vilken inte är förutsägbar enbart med utgångspunkt från koncentrationer i vattenfasen [EC, 2003].

Effekter på bottenorganismer är allvarliga eftersom de representerar en viktig länk i näringskedjan och återföring av partikulärt material (t.ex. via bioturbation) och näringsämnen. Eftersom metoder som mäter t.ex. mikroorganismers och övrig bottenfaunas förmåga att omsätta detritus och näringsämnen i stort sett saknas och i ännu mindre utsträckning är standardiserade är behovet av metodutveckling mycket stort. Svenska standarder (SIS) för effektmätningar på sedimentlevande organismer saknas helt. Även inom ISO saknas motsvarande standarder men två är under utveckling. Det ena är ett test med den luminiserande bakterien *Vibrio fischeri* (ISO/WD 21338). Enkelt uttryckt kan man beskriva testet som en vidareutveckling av Microtox-testet mot användning även för testning av sediment och några andra tillämpningar. Den andra testmetoden som är under utveckling avser ett akut sedimenttest med marina eller brackvattenlevande märkräftar, s.k. amphipoder vars dödlighet avläses efter 10 dagars exponering (ISO/FDIS 16712).

Internationellt har många olika tillvägagångssätt och utgångspunkter ( t.ex. equilibrium partitioning, interstitial water quality, spiked sediment toxicity, tissue residue, derived sediment quality criteria) utvecklats och prövats för att studera hur kemikalier beter sig i sediment och vilka effekter de har på sedimentorganismer [OECD, 1992a]. Man kan utifrån dessa erfarenheter konstatera att endast helsedimenttester med bentiska organismer är lämpliga för att inkludera alla exponeringsvägar och därmed medge en adekvat riskbedömning av sedimentfraktionen. Ett PNEC<sub>sed</sub> kan erhållas ur dessa tester och kan jämföras med den beräknade koncentrationen i sedimentet (PEC<sub>sed</sub>) som baseras på analyserade eller antagna värden. Metodbeskrivningar för sådana sedimenttester finns bl.a. utgivna av ASTM (American Society for Testing & Materials) och inkluderar flera sötvattensarter: *Chironomus* sp. (fjädermygga), *Hexagenia* sp. (dagslända), *Lumbricus variegatus*, *Tubifex tubifex* (ringmaskar) *Gammarus* sp. och *Hyalella azteca* (märkräftar). Kanada har också flera nationellt standardiserade metoder för att testa sediments giftighet. För marina och bräckta miljöer har man metoder som använder märkräftar resp. luminiserande bakterier (i princip samma två som ISO f.n. utvecklar, se ovan) och ett 14 dagars sedimenttest med havsborstmasken *Polydora cornuta*. Man tillämpar även motsvarande metoder för sötvattensmiljöer med t.ex. *Hyalella azteca* och *Chironomus* sp. som nämns för ASTM ovan. OECD har en metod med chironomider exponerade för spikade sediment under utveckling [OECD 2001]. OECD har också gjort en sammanställning av tillgängliga (ej standardiserade) akvatiska toxtester som även inkluderar sediment [OECD 1998]. Det finns dock inga färdiga internationella riktlinjer för hel-sedimenttester, vilket understryker att detta arbete både är eftersatt och också betydligt svårare än tester av ämnen i vattenfasen.

### Vattentester

Varför är även vattenmiljön så viktig när man vill bedöma miljöeffekter av förorenade områden? Förr eller senare så riskerar miljöfarliga ämnen i förorenad mark att hamna i vattenmiljön. Det är alltså mer sannolikt att dessa ämnen slutligen hamnar i vattenmiljön än i någon annan del av miljön. I vattenmiljön skulle de rent teoretiskt kunna omsättas via näringskedjor och eventuellt kunna återföras till männi-

skan via t.ex. fisk eller andra födoämnen från vattenmiljön. Om vi tar i beaktande att vattenmiljön inkluderar tusentals arter med olika specialiseringar i form av anpassningar till olika miljöer så förstår vi lätt att risken är stor att någon särskilt svag länk kan finnas och därmed också drabbas.

I förhållande till sedimenttester är tillgången på standardiserade tester med vattenorganismer betydligt bättre, även om de som huvudsakligen avser korttidsexponeringar och registrering av akuta effekter. Nedan redovisas metoder som är i allmänt bruk både i Sverige och internationellt.

**Tabell 4.3. Tester på vattenorganismer rekommenderade i SS-ISO 15799:2004**

	Testorganism	Effektparameter	End point	Standard
Bakterie	<i>Vibrio fischeri</i>	Hämning av luminiscens	EC50	SS-EN-ISO 11348
Alg	Encelliga alger sötvatten	Tillväxthämning	NOEC, ECx	ISO 8692
	Encelliga alger marin	Tillväxthämning	NOEC, ECx	ISO 10253
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	Effekt på rörlighet hos unga djur	EC50	ISO 6341
	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	ECx, NOEC	ISO 10706
Copepoder	Marin copepod	Dödlighet	LC50	ISO 14669 *
Vattenväxt	<i>Lemna minor</i>	Tillväxthämning	ErCx, LID (lowest ineffective dilution)	ISO 20079 **
Fisk	<i>Danio rerio</i>	Dödlighet	LC50	SS-EN-ISO 7346

\* Finns även som SS 02816 med *Nitocra spinipes* som testorganism

\*\* Finns även som SS 028213

Ett flertal nya metoder är under utveckling inom såväl ISO som OECD och en tydlig strävan finns att inkludera sexuell fortplantning samt utveckling, fler tester med ryggradslösa djur och växter, särskilt från marin miljö. Olika metoder för att mäta endokrina störningar hos olika djurgrupper är också under utveckling.

## Mikrokosmer och mesokosmer

Toxtester med flera arter tillsammans avser som regel att studera interaktioner mellan arter och därmed sammanhängande sekundära effekter. Man förväntar sig därmed att de skall ge än bättre bild av vad som kan hända i naturen än vad som erhålls från en-artstester i laboratoriet. Tyvärr har dessa tester ännu inte uppnått tillräcklig grad av tillförlitlighet, enkelhet och rimlig kostnad för mer rutinemässigt bruk.

Termen ”mikrokosm” syftar till en miniatyrmodell av ett ekosystem, i praktiken ett förenklat samhälle i laboratoriemiljö. Som regel akvatiska mikrokosmer mindre än ett fåtal liter, medan termen ”mesokosm” täcker större volymer, från ett fåtal liter upp till flera kubikmeter vatten i form av dammar eller inneslutningar av naturliga vatten, eller om det avser landmiljö upp till några tiotal kvadratmeter.

Man skulle kunna förvänta sig att dessa system vore ideala för att testa effekter i miljön, men har hittills huvudsakligen nyttjats för rena forskningsändamål. Environment Canada [1999] har sammanställt erfarenheterna från tester med fler-  
artstester i form av mikrokosmer och mesokosmer:

- Ett verkligt mikrokosm skall inte bara innehålla ett flertal arter, utan måste också representera beteendet hos ett ekosystem. Det kan inneslutas i flaskor, lådor eller akvarier i laboratoriet där omgivande faktorer kan kontrolleras.
- Ett toxtest med mikrokosmer kan vara känsligt eftersom det testar flera arter, deras interaktioner, transport och omvandling av testsubstanser och giftigheten hos metaboliter.
- Mikrokosmer är ibland mer känsliga än en-artstester, men är vanligtvis jämförbara. Populationsdynamik och interaktioner mellan arter kan minska känsligheten i fler-artstesterna.
- Mikrokosmer har en benägenhet att visa stor variabilitet och försvårar upprepning av försöken. Standardmetoder har ännu inte utvecklats för rutinestning. Mikrokosmer fordrar mer utrymme, tid, kostnader och expertis än en-artstester.
- Mesokosmer är användbara forskningsverktyg men tester med dessa stora inneslutningar är alltför dyra och tidskrävande för rutinmässig användning.
- Akvatiska mesokosmer kan användas för att recirkulera artificiella strömmar inomhus eller naturliga kanaler av hundratals meters längd med kontinuerlig nytilförsel av vatten och det ämne som ska testas. Sådana mesokosmer är relativt stabila, har god reproducerbarhet och har varit till nytta för att verifiera resultat från en-artstester.
- Mesokosmer kan också utgöras av landsektioner, dammar, påslika inneslutningar i havet eller t o m små sjöar. De statiska akvatiska mesokosmerna kan uppvisa stor variation mellan replikaten och meningsfull analys av deras (vanligtvis) sjunkande testkoncentrationer kan ifrågasättas.

Många har understrukt behovet av att verifiera resultat från mikrokosmer och mesokosmer att gälla för naturliga ekosystem, men det har visat sig vara svårt och det är oklart vilka kriterier som skall användas för att bedöma detta. Risken finns att man visserligen har samma grad av komplexitet i sina system som de som råder i naturen, men att komplexiteten ändå inte är av samma art. Därtill medför den stigande komplexiteten att resultaten blir allt svårare att tolka och att tolkningen ofta inte görs på det grundliga sätt som materialet kräver.

## Fältobservationer

Fältobservationer bör utföras i ett tidigt stadium på det förorenade området där man bl.a. undersöker om det finns skyddsvärda arter inom området och om det finns risk för att djur som tillfälligt uppehåller sig på området kan påverkas. Finns det arter som behöver skyddas måste en sanering anpassas därefter.



För att få en uppfattning om direkta effekter på ett förorenat område kan man inventera förekomst och sammansättning av de befintliga organismerna. Vissa arter kan vara specifikt tåliga, resp. känsliga och signalera närvaron/frånvaron av giftbelastning. Ett frågetecken är om de snarare markerar marktyp/jordmån. För den terrestra miljön saknas det ofta kunskap om vilka organismer som bör finnas i just det området. Vi har inte samma kunskaper om marklevande organismer som för vattenlevande organismer där frånvaron/närvaron av vissa kända indikatororganismer kan ge vägledning om vilka främmande ämnen som finns i vattendraget (t. ex. bottenfaunaundersökningar).

Också efter utförda undersökningar är det lämpligt att utföra fältobservationer. De testresultat man uppnått med ekotoxikologiska tester i laboratorieförsök verifieras med de effekter man kan förvänta sig finna i miljön.

## Utvärdering

### Endpoints, effekter, markörer

Det finns en rad olika tester med olika testorganismer, testmetoder och endpoints. Det är viktigt att man har frågeställningen klar och vad man vill ha svar på innan man bestämmer vilken typ av test som ska väljas. I valet av s.k. ”endpoints” eller effektvariabler ingår förutom val av organismer även val av effektmarkörer på olika nivå. Det gäller då att snegla på såväl *ekologiskt relevanta effekter* såsom reproduktion, utveckling och överlevnad som på tidiga eller mycket känsliga effekter, men kanske med lägre ekologisk relevans.

Vissa metoder är mer lämpliga för ”screening” genom sin snabbhet och lägre kostnad, medan andra är mer definitiva och har större tyngd i miljöriskbedömningen. Ett stort antal nya metoder finns under utveckling och särskilt den nya DNA-tekniken tycks kunna medföra nya redskap inom ekotoxikologin. I avvaktan på att så sker får vi tills vidare luta oss emot de metoder som är etablerade och från vilka de finns erfarenheter avseende användbarhet för miljöriskbedömning.

De enklaste testerna där man oftast får ett mått på dödlighet (letala effekter) kan vara för trubbiga för frågeställningen. Det kan behövas höga halter av vissa föroreningar innan en påverkan på dödligheten märks. Låga halter kan dock ge utslag på andra parametrar. En effekt på reproduktionen eller ett upptag i biota kan vara mycket negativt för miljön. Vissa arter kan påverkas eller slås ut och på så sätt påverka hela ekosystemet i den aktuella marken. Upptag i biota kan bidra till vidare spridning i näringskedjan. Testerna bör väljas så att flera parametrar mäts och bör inkludera överlevnad, tillväxt, utveckling av tidiga steg, reproduktion. Andra ekologiska viktiga parametrar är t.ex. förändringar i beteendet, fysiologiska parametrar och patologiska skador.

Testresultaten kan också uttryckas på olika sätt, t. ex. kan ett EC<sub>x</sub> (den koncentration där x % av testorganismerna är påverkade), NOEC (no observed effect concentration) eller LOEC (lowest observed effect concentration) värde anges. Hur testresultaten rapporteras bestäms av testupplägget och antal replikat, koncentrationer och koncentrationsintervall.

Låt vara att de mesta erfarenheterna av vissa viktiga effektvariabler har inhämtats utomlands, men vi kan ändå tillämpa dem i vårt land, eventuellt överförda på

svenska organismer. Environment Canada [1999] har sammanställt ett urval endpoints för sitt National Contaminated Sites Remediation Program. För kontaminerad jord rekommenderas grobarhet och tidig tillväxt hos sallad och rädisa, dödlighet hos dagmask samt tillväxthämning hos mikroalg. För kontaminerat sötvattenssediment studeras dödlighet och könsmognad hos märkräppla, dödlighet hos mygglarver och dagslända.

### Testorganismer

Det finns ett stort antal olika testorganismer som används för ekotoxikologisk testning. Vissa arter används lokalt i ett land eller område och vissa används över hela världen. Många tester är standardiserade (t.ex. SS, ISO, EN, OECD, EPA) och en bestämd testorganism anges. I vissa tester är valet av testorganism mer flexibelt. En del testorganismer, särskilt för den akvatiska miljön, har använts under en lång tidsperiod och det finns mycket data sedan många år tillbaka i tiden. Ett exempel är sebrafisk (*Danio rerio*). Denna art används flitigt som testorganism i Sverige trots att den inte alls är en art som naturligt förekommer här. I Sverige finns mångårig erfarenhet av sedimenttester med vitmärsla (*Monoporeia affinis*), särskilt avseende missbildning av ägg/embryon i fält- och labstudier i såväl sötvatten som i Östersjön (Brita Sundelin, Ann-Kristin Eriksson, ITM). Vid ITM pågår även utveckling av en OECD Test Guideline för livscykeltest med marina harpacticoida copepoder (3 arter). Själva livscykeltestet tar ca 3 veckor, men erfarenheterna från den svenska arten *Nitocra spinipes* antyder att larvutvecklingshastigheten är den känsligaste endpointen och kan mätas redan efter en vecka

När det gäller förorenad mark har vi inte samma långa erfarenhet av tester och testorganismer. Problemställningen är inte heller den samma som för ett utsläpp till en recipient.

Många olika testorganismer har använts för testning av förorenad jord t.ex. bakterier, växter, insekter, maskar. Det är viktigt att testorganismerna väljs så att eventuell påverkan på viktiga funktioner upptäcks och att organismer från olika nivåer i näringskedjan ingår.

En frågeställning är om testorganismerna ska utgöras av svenska arter eller om det ska finnas ett ”europeiskt standardtestpaket”. Fördelen med att använda svenska arter som kan finnas på den förorenade platsen är att vi får ett platsspecifikt svar på eventuella effekter. Det kan också vara lättare att få gehör från de involverade lokala aktörerna om testorganismer som uppfattas som relevanta används. Nackdelar kan vara att varje land har sina egna testorganismer och det blir svårt att jämföra resultat mellan länderna.

De flesta testorganismer som nu används är spridda över stor del av världen. De standardiserade testerna rekommenderar ofta flera olika testorganismer. För t.ex. växttester finns ett antal växter föreslagna där man rekommenderar att tre olika används. Masktesterna ger även de förslag på olika maskar. Testresultaten skiljer sig något mellan t.ex. olika växter beroende på förorening. Vissa växter är mer tåliga mot vissa substanser och det går oftast inte att generellt säga att någon växt är känsligare än någon annan.

## Rekommendationer

Institutionen för Tillämpad Miljövetenskap (ITM) vid Stockholms Universitet har under hösten 2004 genomfört en enkät till samtliga länsstyrelser avseende genomförda efterbehandlingsprojekt. En av de frågor som ställdes avsåg i vilken utsträckning biologiska tester använts i något stadium av projektet (t.ex. preliminära undersökningar, underlag för prioriteringar, undersökningar före resp. efter sanering). Eftersom i skrivande stund (4 januari 2005) endast 11 av 21 länsstyrelser (efter två påminnelser) svarat går det inte att göra en heltäckande redovisning i dagsläget. Det är dock tydligt redan nu att biologiska tester nästan aldrig kommer till användning. I de flesta fall där de ändå har kommit till användning så är det i form av inledande effektmätningar med Microtoxmetoden (luminiscerande bakterietest med *Vibrio fischeri*).

Det är uppenbart att mycket få ekotoxikologiska tester i samband med efterbehandling blir genomförda i Sverige. Detta kan i sig ha flera orsaker. Dels behövs utbildning och av berörd personal men framför allt behöver myndigheter lättillgänglig assistans från vetenskapliga institutioner/referenslaboratorier att utifrån ett angivet ”testschema” välja testmetoder utifrån den specifika situationen och även hjälp för att utvärdera resultaten.

# Riskkaraktärisering

Målsättningen med riskkaraktäriseringen är att bedöma och beskriva de ekologiska risker som finns. Det görs genom att sammanfatta och väga samman de resultat om exponering och effekter som har erhållits inom analysfasen av riskbedömningen. Riskkaraktäriseringen utgör alltså länken mellan riskbedömningen och riskhanteringen. Slutsatserna som dras i riskkaraktäriseringsfasen bör därför presenteras klart och tydligt och bör även ställas i relation till riskbedömningens målsättningar, kunskapsluckor, samt övriga osäkerheter.

Det förekommer en hel del diskussion huruvida riskkaraktäriseringen skall betraktas som en separat fas av riskbedömningen eller som en integrerad del i hela beslutsprocessen. Generellt kan sägas att riskkaraktäriseringen har en mer integrerad / kontinuerlig roll vid bedömning av humantoxikologiska effekter [NRC, 1996] än vid bedömning av ekologiska risker [t.ex. Environment Canada, 1997; USEPA, 1998]. Vidare så är det naturligtvis så att den exakta utformningen av riskkaraktäriseringen påverkas av målsättningar, antaganden och andra val som görs i problemformuleringsfasen. Till exempel så är det stora skillnader på hur riskkaraktäriseringen utförs i en gallringsbedömning jämfört med en detaljerad riskbedömning. Trots dessa skillnader är det ändå möjligt att identifiera ett antal viktiga komponenter som vanligtvis ingår i en riskkaraktärisering (Tabell 5.1).

**Tabell 5.1. Generella and specifika komponenter av riskkaraktärisering**

Generell komponent	Specifik komponent	Beskrivning
Riskbedömning		Integrering av exponerings och dos-respons data tillsammans med en utvärdering av osäkerheter.
	Integrering av exponering och effekter	För varje beviskedja, integration av befintlig information rörande exponering och effekter för att bedöma graden typen samt utbredningen av effekter. Om möjligt bör dessa riskbedömningar vara kvantitativa
	Bedömning av osäkerheter	Identifikation och bedömning av olika typer av variation och osäkerheter, tillsammans med utvärdering av datakvalitet samt data-brist.
Riskbeskrivning		Beskrivning och tolkning av tillgänglig information om ekologiska risker. Beskrivningen skall utformas så att den lämpar sig för kommunikation med beslutsfattare och andra intresserade.
	Tolkning och värdering av olika beviskedjor	Tolkning av graden av ekologiska risker, och utvärdering av vilken bedömning av risk (beviskedja) som är mest trolig
	Presentation av resultaten	En klar, tydlig och sund beskrivning av bedömda ekologiska risker där alla relevanta antaganden och osäkerheter definieras.

## Integrering av exponering och effekter

### Kriterier för gallring av kemikalier och förorenade miljöer

Den absolut enklaste formen av riskkaraktärisering utförs inom gallringsbedömningar där kemikaliers potentiella miljörisk utvärderas baserat på ett antal olika kriterier (Tabell 5.2). Dessa kriterier kan beroende på de behov och begränsningar som finns i det specifika fallet utnyttjas var och en för sig eller i någon kombination.

**Tabell 5.2. Kriterier som används för att bedöma om en förorening är potentiellt miljöfarlig.**

Egenskap som gallringen är baserad på	Kriterium som gallringen är baserad på
Exponeringspotential	Källa
	Fysiska/kemiska egenskaper
	Detektion
	Naturlig bakgrund
	Produktionsvolym
	Bioackumulation
Effektpotential	Ekotoxikologiska riktvärden
	Kriterier/standards
	Riktvärden framräknande med hjälp av jämviktsfördelningar

#### KÄLLA, FYSISKA OCH KEMISKA EGENSKAPER OCH DETEKTION

Gallring baserat på källa är motiverat när källan (t.ex. ett deponerat avfall) är väl dokumenterad vad gäller typ och mängd av kemikalier. Om en kemikalie inte finns beskriven i källan kan den avskrivas som ett möjligt problem och behöver alltså inte ingå i följande riskbedömningar. En variant på denna gallring baserat på exponering utförs inom EU för riskbedömning av nya och befintliga kemikalier [EC, 2003]. I detta system används produktionsvolymen som ett kriterium för vilka krav på tester och omfång på riskbedömningen som krävs (dvs. större produktion leder till större krav).

Information om en kemikalies egenskaper (t.ex. flyktighet, vattenlöslighet och nedbrytbarhet) kan också användas för att gallra bort en kemikalie som ett möjligt problem. Till exempel så kan en kemikalies egenskaper (t.ex. extremt låg vattenlöslighet eller hög flyktighet) medföra att kemikalien inte bedöms förekomma i en viss miljö (t.ex. vatten och vattendrag). Användbarheten av detta kriterium gallringsbedömning av förorenad mark förefaller dock begränsad eftersom det kan vara svårt på denna nivå av riskbedömningen att separera mellan olika exponeringsvägar (luftexponering undantaget). Vid djupdeponering av toxiskt material kan ämnens rörlighet i berg och jord tillsammans med deras nedbrytningstid användas för att bedöma vilka ämnen som utgör möjliga miljöproblem.

Gallring baserat på detektionsgränser är också en möjlighet. Följaktligen så kan det finnas anledning att gallra bort en kemikalie som inte detekteras i en viss miljömatrix. För att denna metod skall vara tillräckligt säker för miljön är det viktigt att detektionsgränsen är klart under riktvärdet för ekotoxikologiska effekter. Det

här kan vara ett reellt problem i de många fall kunskapsläget om ekologiska effekter är dåligt eller då komplicerade föroreningsblandningar bedöms. Föroreningsblandningar kan nämligen ge upphov till ekologiska effekter även om varje enskild kemikalie förekommer i låga koncentrationer.

#### NATURLIG BAKGRUND

Ett flertal potentiellt miljöfarliga kemikalier förekommer miljön i bakgrundskoncentrationer även på områden som inte utsätts för någon lokal föroreningskälla. Vissa kemikalier är naturligt förekommande (t.ex. metaller och vissa radionuklider), medan andra förekommer till följd av regional förorening (t.ex. 137Cs och PCB). Generellt sett utförs riskbedömningen på totala (bakgrund + förorening) halter i miljön. Det vill säga ekologiska risker av den totala dosen behöver bedömas. Ofta kommer dock beslut, som rör till exempel godkännande eller begränsning av en verksamhet, att baseras på 'nyttillförd' eller 'adderad' förorening [t.ex. EA, 2002]. Den nederländska miljöskyddsmyndigheten RIVM har utarbetat ett system att bedöma och reglera denna 'adderade risk' [RIVM, 2001b]. I detta system kan den 'maximalt tillåtna additionen' till en miljö räknas ut baserad på bakgrundskoncentrationen och det ekotoxikologiska riktvärdet (s.k. maximalt tillåtna koncentrationen). Följaktligen tillåts lägre tillförsel av ny förorening i miljöer med höga bakgrundskoncentrationer.

Gallring baserat på naturlig bakgrund kan vara motiverad eftersom bakgrundskoncentrationer sällan ger upphov till några direkta ekologiska effekter och eftersom det är osannolikt att restriktioner eller saneringsåtgärder någonsin kommer att krävas när exponeringen ligger på eller under bakgrundsnivåer [Suter et al., 2000].

Om naturlig bakgrund använd som ett kriterium är det mycket viktigt att referensområdena är opåverkade och att bakgrundskoncentrationerna är representativa för den förorenade lokalen. Det är till exempel möjligt att det finns skillnader i biotillgänglighet eller exponeringsvägar som kan leda till en underskattning av risken.

I stället för att direkt använda bakgrund som ett gallringskriterium, föreslår de flesta riskbedömningssystem att det är bättre att utnyttja bakgrunden för att säkerställa relevansen av ekotoxikologiska riktvärden [ORNL, 1996; Environment Canada, 1997]. Detta innebär att riktvärden justeras baserat på bakgrundsnivåer så att de inte ligger avsevärt under den naturliga bakgrunden.

För ett framtida svenskt system för riskbedömning av förorenad mark förefaller denna, justerande, roll av bakgrunden vara den mest lämpliga. Men det kan också finnas anledning att i vissa situationer utnyttja ett system för bedömning av tillåten 'adderad risk' i likhet med det utarbetat av RIVM (t.ex. vid deponering av avfall).

#### EKOTOXIKOLOGISKA RIKTVÄRDEN

Att använda olika typer av ekotoxikologiska riktvärden (dvs. koncentrationer som anses säkra för miljö) baserade på exponeringseffektinformation är den vanligaste metoden att integrera exponerings- och effektinformation. Riktvärden som används som gallringskriterium är vanligtvis härledda så att de skall vara så pass konserva-

tiva att inga potentiellt miljöfarliga kemikalier gallras bort. Om det finns anledning att befara att riktvärdena inte är tillräckligt konservativa eller om skyddsbehovet är extra stort kan riktvärden i vissa situationer divideras med en säkerhets faktor [ORNL, 1996; Environment Canada, 1997; RIVM, 2001b; EC, 2003]. Det bör dock påpekas att säkerhetsfaktorer oftast också ingår som en extrapoleringsmetod för att härleda de primära riktvärdena (se 5.2.3.2)

Riktvärden kan också användas för detaljerad riskbedömning. I dessa fall rekommenderas dock oftast att mer realistiska värden skall väljas från den befintliga databasen, eller att annan eller ny information (t.ex. fältdata och ytterligare toxicitetstester) skall utnyttjas för att härleda riktvärden [Environment Canada, 1997; USDOE, 2002].

Ett flertal olika metoder finns beskrivna på hur ekotoxikologiska riktvärden kan härledas (Tabell 5.3) och det finns ingen egentlig konsensusuppfattning om vilka metoder som är bäst [Suter, 1996]. Det finns också ganska stora skillnader mellan olika miljömatriser (t.ex. vatten, mark, sediment) och mellan olika organismer (t.ex. evertebrater, vertebrater och växter) i hur riktvärden bestäms. I en litteraturgenomgång av olika tillgängliga ekotoxikologiska riktvärden drar Suter [1996] följande slutsatser:

- Det finns en mängd olika typer av riktvärden (speciellt för vattenlevande organismer).
- De flesta typerna av riktvärden har både fördelar och nackdelar.
- Inga riktvärden är genomgående för känsliga eller för okänsliga.

För att minska risken av att gallra bort en miljöfarlig kemikalie rekommenderas därför ofta att flera olika typer av riktvärden skall användas om det är möjligt [ORNL, 1996]. En alternativ metod är att tillgängliga riktvärden utvärderas under problemformuleringsfasen och att ett 'konsensus' riktvärde definieras (t.ex. genom att räkna fram en medel eller median koncentration) [Swartz, 1999].

**Tabell 5.3. Generella metoder för härledning av ekotoxikologiska riktvärden och kriterier.**

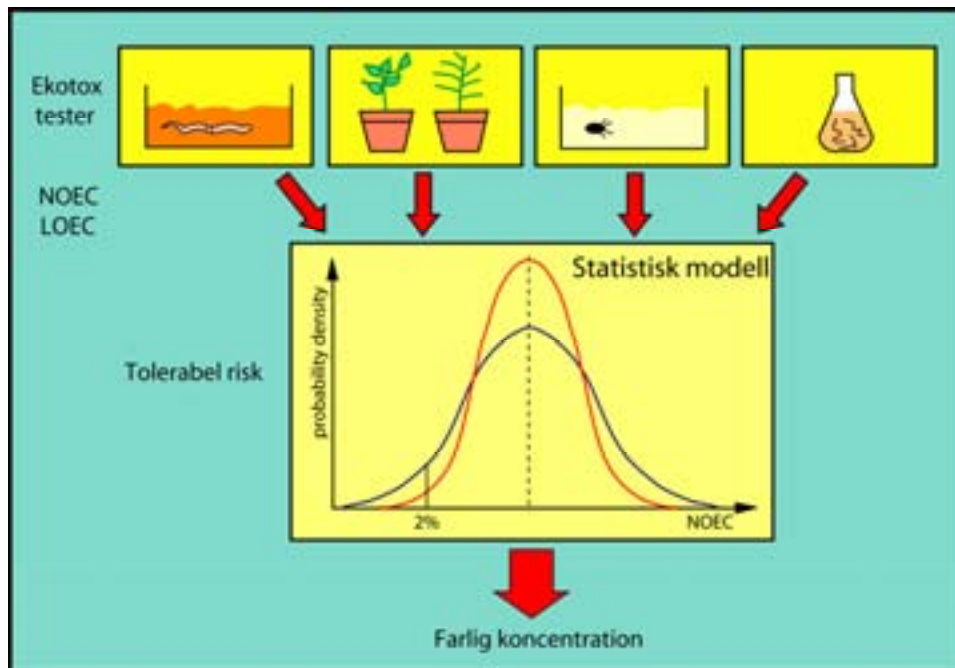
Generell metod	Specifik metod	Exempel	Referenser
<i>Toxicitetstests-parametrar</i>	Anpassad till funktion (t.ex. probit, logit)	LC50, EC20	[Walker et al., 2001]□
	Hypotestestparametrar	CV, LOEC, NOEC, NOAEL	[ORNL, 1996; Suter, 1996; Suter et al., 2000]□
	Fördelningsbaserade	ORNL soil bench-marks, RIVM MPC	[ORNL, 1997a; ORNL, 1997c; RIVM, 2001a]□
	Integrerade populationsparametrar	Test EC20, känsliga arter test EC20, population EC25, r	[Suter, 1996; Forbes and Calow, 2002a]□
	Integration av laboratorie- och fältdata	ER-L, ER-M, TEL, PEL	[review in ORNL, 1997b]□
<i>Extrapolerade</i>	Säkerhetsfaktorer	PNEC, ENEV	[Environment Canada, 1997; EC, 2003]□
	Regressionsmodeller	Mellanarts extrapolering av testparametrar	[Calabrese and Baldwin, 1994]□
	Storleksbaserade och fysiologiska modeller	Mellanarts extrapolering av testparametrar	[Suter, 1993; Sample and Arenal, 1999; Suter et al., 2000]□
	Jämviktsfördelning	Härledning av sediment- och jordriktvärden baserat på vattenriktvärden	[ORNL, 1997b]□
	QSAR	Extrapolering mellan föroreningar	[OPPT, 1994]□
	Artkänslighetsfördelning	NAWQC, Tier II values, MPC	[USEPA, 1985; ORNL, 1996; RIVM, 2001b]□
<i>Fältdatabaserade parametrar</i>	Fältdata	SLC, AET	[ORNL, 1997b]□

Författarna av denna rapport anse att det inom ram för programmet 'Hållbar sanering' finns ett behov av att utvärdera lämpligheten av olika typer av ekotoxikologiska riktvärden t.ex. med avseende på användbarhet, skyddsnivå samt databehov. Om man redan nu ska försöka specificera vilka typer av riktvärden som är mest lämpade för en generell ekologisk riskbedömning av förorenad mark, så leder en avvägning mellan enkelhet, relevans och datakrav fram till en prioritetsordning som överensstämmer med RIVM [2001] och EC [2003]:

#### 1) Riktvärden baserade på artkänslighetsfördelningar

Dessa riktvärden bestäms genom att anpassa information om olika arters föroreningskänslighet till en matematisk fördelning. Den anpassade artkänslighetsfördelningen kan sedan utnyttjas till att beräkna den koncentration som leder till att en acceptabel andel av alla arter påverkas (oftast 5 % med en given konfidensnivå). Huvuddragen i denna metod visas i Figur 5.1 (se 5.2.3.3 för en mer utförlig diskussion)





Figur 5.1. Den generella metoden för framtagning av riktvärden baserade på artkänslighetsfördelning.

2) **Riktvärden baserade på ekotoxicitetstester samt säkerhetsfaktorer**

Denna metod används oftast när tillgängliga data är begränsade, t.ex. då få datapunkter eller endast akuta data finns. Oftast används det lägsta tillgängliga värdet från alla tillgängliga toxicitetsdata. Detta värde delas med en säkerhetsfaktor för att erhålla riktvärdet. Storleken på säkerhetsfaktorn väljs för att ta hänsyn till typen och mängden av toxicitetsdata samt farlighet av föroreningen (se kap 5.2.3.2)

3) **Riktvärden baserade på jämviktsfördelning**

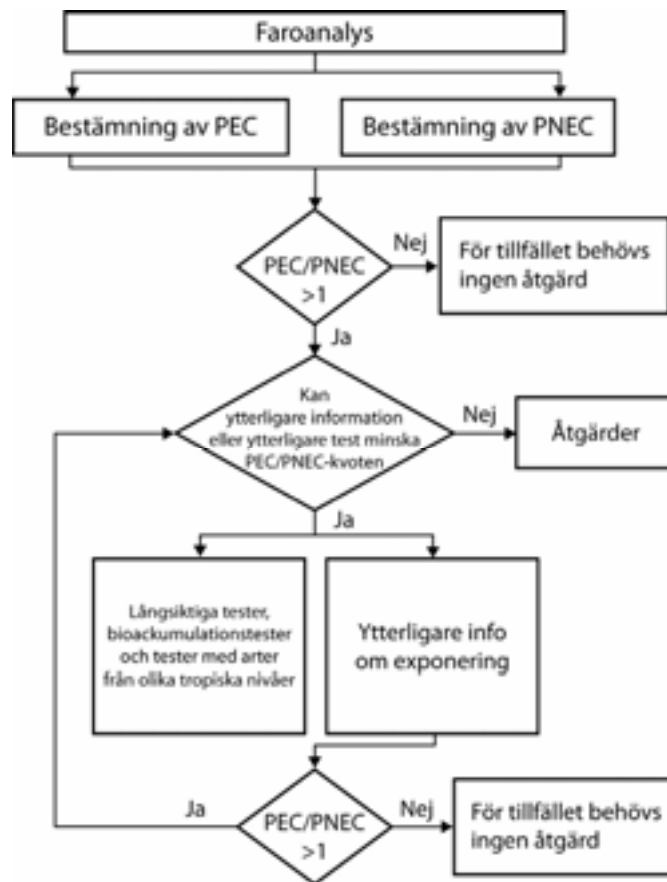
Om andra toxicitetsdata saknas är det för vissa kemikalier (f.a. opolära organiska föroreningar) möjligt att härleda riktvärden för jord baserat på riktvärden för vatten. Metoden utgår från antagandet att kemikalien i fråga fördelar sig mellan markpartiklar och markvatten i enligt vad som förväntas vid termodynamisk jämvikt. Vidare så antas marklevande organismer uppvisa samma föroreningskänslighet som akvatiska organismer. Ett betydande problem med denna metod är att den inte tar hänsyn till det betydande födoupptag av gifter som kan förekomma för vissa organismer och typer av förorening. Fettlösliga organiska föroreningar tas till exempel i många fall huvudsakligen upp via födan. Ett sätt att kompensera för detta problem är att tillämpa en ytterligare säkerhetsfaktor på 10 för kemikalier med en log Kow större än 5 [EC, 2003]. Sammantaget bör dock denna metod användas med försiktighet och som ett sista val när den tillgängliga toxicitetsinformationen inte möjliggör de mer tillförlitliga metoderna beskrivna ovan.

Mer information om hur dessa riktvärden härleds kan hittas i kapitel 1.3 samt i bilaga 2.

### **Riskkvoter**

Den metod som används oftast för att karaktärisera ekologiska risker är de så kallade riskkvoterna (RK). Riskkvoter beräknas genom att dividera exponeringen (mätt eller uppskattad) med ett ekotoxikologiskt riktvärde (en koncentration i miljön som anses säker). Metodiken kring uträkningen av riskkvoter finns utförligt beskrivna i olika ramverk för ekologisk riskbedömning [Environment Canada, 1997; USEPA, 1998; EC, 2003]. När den uträknade riskkvoten blir större än ett förutbestämt kritiskt värde (oftast 1) bedöms den ekologiska risken vara oacceptabel. Man har då att välja på att antingen fatta nödvändiga saneringsbeslut eller att genomföra en ny (mer utförlig) riskbedömning.

Ett exempel, på ett riskbedömningssystem som utnyttjar RK-metoden är det europeiska ramverket för bedömning av nya och existerande kemikalier [EC, 2003]. I detta ramverk jämförs exponering, så kallade 'Predicted Environmental Concentrations (PEC)', med ekotoxikologiska riktvärden, så kallade 'Predicted Environmental No-Effect Concentrations (PNEC)', genom att beräkna  $RK = PEC/PNEC$  (Figur 5.2). En riskkvot mindre än 1 anses indikera att kemikalien inte medför några oacceptabla ekologiska risker. I dessa fall behöver inga fler åtgärder göras. Värden större än 1 indikerar oacceptabel miljörisk och medför antingen att riskbedömningen behöver göras om på ett mer utförligt sätt, eller att riskreducerande åtgärder behöver genomföras. När realiteten av riskkvoten behöver ökas krävs för exponeringen (dvs. PEC) vanligtvis en övergång från generella modellvärden till uppmätta utsläpps- eller koncentrationvärden. De ekotoxikologiska riktvärdena (PNEC) kan också omvärderas genom att väga in information om kronisk toxicitet samt information från mesokosm- och fältstudier. Omvärderingar av PNEC värdet hör dock till undantagen och förekommer framförallt vid riskbedömning av bekämpningsmedel. Till slut, när ytterligare riskbedömning inte anses kunna minska RK-värdet till under 1 krävs inga fler tester eller bedömningar. Tillgänglig kunskap om kemikalien i fråga används då för att besluta om och i så fall hur kemikalien skall användas.

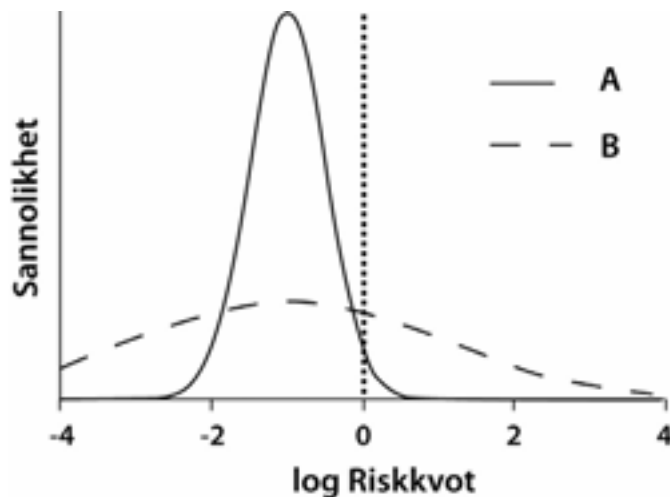


Figur 5.2. Den generella proceduren för ekologisk riskbedömning inom europeiska kommissionen [EC, 2003].

Den stora fördelen med RK-metoden är dess enkelhet och det relativt begränsade behovet av exponerings- och effektdata. Därför används riskkvoter också flitigast inom gallringsbedömningar då det kan finnas behov av att bedöma ett stort antal olika kemikalier i ett antal olika miljömatriker. Riskkvotmetoden är dock problematisk när det finns behov av att bedöma och jämföra graden och typen av ekologiska risker (t.ex. inom detaljerade riskbedömningar). Problemen med riskkvoter kan sammanfattas enligt:

- Riskkvoter är baserade på punktskattningar av exponering och effekter. Det innebär att eventuella skillnader i RK kan bero på skillnader i de underliggande mätvärdenas variation och osäkerhet snarare än på faktiska skillnader (Figur 5.3). Detta innebär också att det inte direkt går att säga att en riskkvot på 10 är värre än en kvot på 2.
- Riskkvoter baseras ofta på antaganden om 'värsta fallet situationer', vilket medför att det är svårt att direkt utnyttja RK-information för att utvärdera kostnader/risker och vinster av olika saneringsbeslut.
- Riskkvoter blir aldrig mer tillförlitliga än använda primärdata för exponering och effekter t.ex.:

- Riskkvoter tar inte hänsyn till fördröjda och långtidsverkande effekter (t.ex. till följd av biomagnifikation) vilket medför att vissa typer av föroreningar lämpar sig sämre att bedömas med RK-metoden (för vidare diskussion se 5.3.6).
- Riskkvoter baseras oftast på toxicitetsdata från ett fåtal standardiserade arter. Detta innebär att det oftast finns en osäkerhet om de använda riktvärdena skyddar alla arter och ekosystemfunktioner i den undersökta miljön, samt om några indirekta ekologiska effekter (födovävsinteraktioner) kan leda till oförutsedda problem. Genom att utnyttja olika extrapoleringsfaktorer (framför allt säkerhetsfaktorer) kan detta problem begränsas. Säkerhetsfaktorer är dock i sig en form av 'värsta fallet' antaganden och medför därför problem i beslutsfattningsprocessen (extrapoleringar diskuteras mer utförligt i kapitel 5.2.3).



Figur 5.3. Exempel på hur den uträknade riskkvoten påverkas av variation och osäkerhet i exponerings- och effektbedömningen.

Trots dessa identifierade problem så är riskkvoter (p.g.a. av metodens enkelhet att genomföra och kommunicera) väldigt användbara på lägre riskbedömningsnivåer. Enligt författarna av denna rapport borde en framtida svensk strategi för riskbedömning av förorenad mark om möjligt utnyttja riskkvoter som en gallringsmetod. I de fall det finns behov av detaljerade riskbedömningar behöver graden av realism ökas genom utnyttjande av platsspecifik information samt genom att ta hänsyn till variation och osäkerheter.

#### RISKKVOTER OCH FLERA FÖRORENINGAR

Föroreningar som metaller, radionuklider och organiska föreningar förekommer sällan ensamma utan återfinns oftast som mer eller mindre komplicerade blandningar. Därför behöver det finnas en strategi för hur ekologiska risker av flera samverkande föroreningar skall bedömas.

I gallringsbedömningar är det vanligt att anta att de använda metoderna är så pass konservativa att ingen speciell anpassning av metodiken behöver ske. Det innebär att alla föroreningar vars riskkvot är över ett (eller något annat förutbestämt värde) bedöms vara potentiellt miljöfarliga. En alternativ metod är att modellera den kombinerade toxiciteten. Det finns ett antal olika sätt på hur två eller flera kemikalier kan interagera för att ge upphov till en kombinerad effekt:

- Effekterna är oberoende (dvs. kemikalierna ger upphov till olika och oberoende effekter).
- Effekterna är additiva.
- Antagonism, dvs. effekterna är mindre än vad som hade förväntats om de var additiva.
- Synergism, dvs. effekterna är större än vad som hade förväntats om de var additiva.

Antagandet att den totala toxiciteten är lika med summan av den enskilt bestämda toxiciteten för varje kemikalie (additiva effekter) är dock det enda lämpliga antagandet i gallringsbedömningar [Suter et al., 2003]. Även om additiv toxicitet endast är ett fullständigt korrekt antagande för kemikalier som har samma verkningsmekanism, anses ett sådant antagande vara tillräckligt konservativt för gallringsbedömningar [OECD, 1992b]. Naturligtvis ska kunskap om synergistiska interaktioner användas när de finns, men tyvärr finns denna kunskap i försvinnande få fall. Givet additiv toxicitet kan den totala ekologiska risken av blandning föroreningar bedömas genom att beräkna summan av de enskilda kemikaliernas riskkvoter enligt:

$$RI = \sum (PEC_i / PNEC_i)$$

Där RI är ett riskindex, PEC är 'Predicted Environmental Concentration' och PNEC är 'Predicted No-Effect Concentration'. Om RI är större än 1 bedöms de kemikalier vara potentiellt miljöfarliga (i) vars riskkvot är större ett förutbestämt värde (t.ex. 0.3), eller (ii) som ger upphov till mer än en viss procent (t.ex. 10 % eller 1 %) av risken [Suter et al., 2003].

Vissa typer av föroreningsituationer kan vara svåra att riskbedöma med riskindexmetoden eftersom föroreningen är otillräckligt kemiskt karakteriserad eller om tillförlitliga ekotoxikologiska riktvärden saknas för en eller flera kemikalier. Detta problem angrips oftast genom att utföra bedömningen på en välkänd representativ kemikalie som är lika eller mer toxisk än medeltoxiciteten i blandningen. Bens[a]pyren har till exempel använts som en sådan representativ kemikalie vid bedömning av PAH förorening. Ofta innebär dock denna metod problem med betydande överskattning av miljörisken. Ett annat alternativ är att basera riskbedömningen på summatoxiciteten av en blandning och sedan jämföra detta riktvärde med en kemisk summavariabel (t.ex. total koncentration petrokemiska kolväten).

Detaljerade riskbedömningar syftar som bekant till en mer fullständig bedömning och beskrivning av riskers typ, grad och utbredning än gallringsbedömningar. Trots detta utnyttjas riskkvoter flitigt i detaljerade bedömningar med den skillnaden att alltmer relevanta data krävs. Det innebär att blandningar av föroreningar även här kan riskbedömas som summan av de ingående kemikaliernas riskkvoter genom att beräkna ett riskindex. Om denna beräkning tyder på att flera kemikalier bidrar till de totala effekterna, så är det lämpligt att testa toxiciteten direkt i den förorenade miljömatriken eller på extrakt (för att beskriva hur kemikalierna interagerar). Det går också att identifiera den toxiska komponenten av en föroreningsblandning genom kemisk fraktionering och efterföljande toxicitetstestning. Denna process brukar benämnas TIE (toxisk identifiering och evaluering) (REF).

## Bedömning av osäkerheter samt sannolikhetsbaserade metoder

### Bakgrund

Ekologisk risk bestäms inte enbart av storleken på en ekologisk effekt utan snarare av sannolikheten av att denna effekt skall uppstå. Sannolikheten och därmed risken av att en förorening skall ge upphov till ekologiska effekter påverkas alltid av hur mycket kunskap som finns. Det vill säga, med ökad kunskap förändras risken mot ett eller noll beroende på om förorening verkligen ger upphov till effekter eller inte. Med fullständig kunskap finns alltså ingen risk eftersom man då vet exakt vad följden av en förorening blir. Eftersom kemiska miljörisker är oerhört komplicerade, med många möjliga kombinationer av organismer, ekosystem och kemikalier, så saknas alltid en fullständig förståelse om hur föroreningar påverkar ekosystem. Det innebär att ekologisk riskbedömning alltid kommer att utföras med inneboende osäkerheter i både exponering och effekter (några exempel ges i tabell 5.4). Detta betyder i sin tur att det alltid kommer att finnas ett behov av att bedöma och handskas med dessa osäkerheter [Warren-Hicks and Moore, 1998].

**Tabell 5.4. Exempel på viktiga källor till okunskap i ekologiska riskbedömningar**

Kategori av okunskap	Typ av okunskap
Exponering	Spridning i miljön
	Biotillgänglighet
	Bioackumulation
	Specifik ansamling inom organismen
Effekter	Dos-respons
	Toxikologiska tröskelvärden
	Populationseffekter
	Ekosystemeffekter

Det är vid bedömning av osäkerheter viktigt att skilja mellan variabilitet (typ II osäkerhet) och osäkerhet (typ I osäkerhet) eftersom dessa olika typer av osäkerhet har olika ursprung [Warren-Hicks and Moore, 1998; Suter et al., 2000]. Variabilitet beror på naturlig variation i en variabel (t.ex. skillnader i känslighet eller bioackumulation mellan individer av samma art). Det går att öka kunskapen om variabiliteten i en variabel men det går inte genom ytterligare studier att minska den. Variabilitet kan beskrivas med en frekvensfördelning eller en sannolikhetsfördelning.

Osäkerhet definieras som 'ofullständig kunskap om nuvarande samt framtida status hos den studerade organismen, populationen eller systemet' [OECD, 2003] och innebär en brist på kunskap om viktiga komponenter i riskbedömningen. Osäkerhet kan alltså minskas genom mer omfattande och nya studier.

Det är möjligt att identifiera ett antal olika orsaker till denna typ av (typ I) osäkerhet som alla bidrar till den totala osäkerheten i en variabel [Williams and Paus-tenbach, 2002]:

- Parametersäkerhet: (mätfel, statistikvariation (t.ex. beroende på alltför små stickprov), systematiska fel, värderings (subjektiva) parametrar)
- Modellfel: (modellstruktur, , modelldetalj, extrapolering, validering)
- Scenariofel: (deskriptiva fel, aggregationsfel, fel i expertbedömningar)

Eftersom osäkerheter är fundamentala för bedömning av risk bör alla nivåer av riskbedömningen innehålla en strategi för hur osäkerheter skall bemötas och om möjligt bedömas. Uppdelning av osäkerhet i olika kategorier (mätfel osv.) för de viktiga variablerna kopplade till exponering och effekter ger en ökad möjlighet att på ett systematiskt sätt värdera hur tillförlitlig riskbedömningen är. Vidare så kan denna kunskap möjliggöra en effektiv prioritering av kommande studier genom att identifiera extra viktiga källor av osäkerhet (t.ex. brist på kunskap), eller genom att bedöma vilka osäkerheter som är oväsentliga.

Det är dock viktigt att poängtera att det finns ett antal olika motiv till varför osäkerhetsanalyser utförs [Suter et al., 2000] (Tabell 5.5). Dessa olika motiv påverkar utformningen och innehållet i själva analysen och därmed även resultat och möjliga slutsatser. Första steget i en osäkerhetsanalys bör därför vara att specificera varför en osäkerhetsanalys skall genomföras. Eftersom de olika motiven inte fullständigt utesluter varandra, så är det möjligt att genomföra osäkerhetsanalyser av flera olika skäl (t.ex. både för att säkerställa tillräcklig skydd samt för att underlätta

planering av kommande riskbedömningar). Utformningen av osäkerhetsanalysen behöver dock anpassas till den mest krävande anledningen (t.ex. vad gäller data-behov).

**Tabell 5.5. Motiv för genomförande av osäkerhetsanalyser inom ekologisk riskbedömning modifierad efter [Suter et al., 2000]. Exempel på möjliga metoder kopplade till de olika motiven ges också.**

Motiv för osäkerhetsanalys	Möjliga metoder
Önskan att säkerställa tillräckligt skydd	<ul style="list-style-type: none"><li>• Fara likställs med risk (försiktighetsprincipen)</li><li>• Konservativa antaganden</li><li>• Säkerhetsfaktorer</li></ul>
Önskan att undvika överbeskydd	<ul style="list-style-type: none"><li>• Kvantitativ osäkerhetsanalys – mycket känsliga kriterier för vad som är en acceptabel risk</li><li>• Mindre konservativa antaganden (realistiska värden i stället för extrema antaganden)</li><li>• Lägre säkerhetsfaktorer</li></ul>
Önskan att åskådliggöra och presentera osäkerheter	<ul style="list-style-type: none"><li>• Sannolikhetsbaserade metoder för riskkaraktärisering</li><li>• Utförlig beskrivning av möjliga orsaker till osäkerhet</li><li>• Kvantitativ osäkerhetsanalys</li></ul>
Behov att bestämma sannolikhetsbaserad bedömningsvariabel	<ul style="list-style-type: none"><li>• Sammanvägning av sannolikheten för exponering och effekter</li><li>• Viabilitetsanalys av populationer</li><li>• Bedömning av sannolikheten av extrema händelser med låg sannolikhet</li></ul>
Planering av ytterligare studier	<ul style="list-style-type: none"><li>• Osäkerhets och känslighetsanalys kan användas för att prioritera ytterligare studier. Vilka osäkerheter är viktigast? Vilka osäkerheter går att minska med tillgängliga resurser?</li></ul>
Underlag för saneringsbeslut	<ul style="list-style-type: none"><li>• Osäkerhetsanalys leder generellt till mer välinformerade beslut</li><li>• Kvantitativ osäkerhetsanalys kan användas som en del i kvantitativa beslutsmetoder</li></ul>

### Osäkerhetsanalyser i sekventiella riskbedömningar

Naturligtvis är en omfattande osäkerhetsanalys resurskrävande. För att möjliggöra effektivt resursutnyttjande bör därför omfånget av osäkerhetsanalysen öka successivt i sekventiella riskbedömningar [t.ex. Environment Canada, 1997] (dvs. mer kraft bör läggas på att analysera osäkerheter när bedömningen går vidare från gallring till en detaljerad riskbedömning).

I **gallringsbedömningar** är som bekant målsättningen att utvärdera vilka föroreningar som kan avskrivas som potentiellt miljöfarliga. Tyvärr kommer det ofta att finnas betydande okunskap i form av brist på information (data) för både exponering och ekotoxikologiska riktvärden. Det kommer också i många fall finnas behov av att använda data/information av tveksam kvalitet (t.ex. ytterst få kemiska analyser, eller tveksamma/icke representativa toxicitetsdata från litteraturen). Det övergripande sättet att angripa osäkerheter på gallringsnivån bör ur ett försiktighetsperspektiv vara att använda osäkerhet som en anledning att behålla en förorening på listan över potentiellt miljöfarliga kemikalier. I praktiken innebär detta att osäkerheter huvudsakligen angrips genom konservativa antaganden (t.ex. maximalt



uppmätt/modellerad exponering i den känsligaste arten) i kombination med en flitig användning av olika säkerhetsfaktorer (se Kapitel 5.2.3) för att ta hänsyn till olika former av osäkerhet. Problemet med konservativa antaganden är att alla dessa antaganden sammantaget kan leda till en orimligt hög grad av konservatism och därmed ett överbeskydd. Är det till exempel rimligt att använda ekotoxikologiska riktvärden som är många gånger under den naturliga bakgrundskoncentrationen av en kemikalie?

Det finns också ett behov att i gallringsbedömningar beskriva identifierade osäkerheter med ord så att det går att utvärdera trovärdigheten av riskbedömningen. Den slutgiltiga presentationen av gallringsbedömningen bör därför innehålla koncisa skriftliga beskrivningar av de viktigaste källorna till osäkerhet som har uppdagats. Exempel på osäkerheter som kan behöva beskrivas är betydande brist på kunskap om exponering eller effekter för en viktig organism eller tveksam kvalitet på använd data.

**Detaljerade riskbedömningar** strävar efter en mer fullständig beskrivning av ekologiska risker. Härmed ökar behovet av att beskriva osäkerheter på ett systematiskt och kvantitativt sätt samt att genomföra riskkaraktäriseringen med hjälp av sannolikhetsbaserade metoder (Kapitel 5.2.4). Utformningen på dessa analyser bestäms av riskbedömningens avgränsning och motiv samt av vilka motiv som finns för att analysera osäkerheter (Tabell 5.5.).

Det finns en rad olika metoder beskrivna för hur osäkerhetsanalys kan genomföras [Suter et al., 2000]. Det finns också en allmän övertygelse att osäkerhetsanalyser kan bidra med bättre underlag för miljöbeslut än konservativa metoder (p.g.a. större realism och högre genomsynlighet). Följaktligen har flera miljömyndigheter börjat publicera riktlinjer för hur dessa osäkerhetsanalyser skall utföras och utvärderas [Environment Canada, 1997; USEPA, 1997]. Det finns därmed all anledning att förvänta sig att kvantitativa metoder för riskbedömning kommer att öka i framtiden. Tyvärr har resultaten av dessa metoder i många fall visats sig svåra att utvärdera och kommunicera. Vad innebär t.ex. att det finns en 10 % sannolikhet att 20 % av dagmaskarna får reproduktionsstörningar? Sammantaget innebär detta att det finns en skepsis bland många aktörer att frångå de enklare säkerhetsfaktorbaserade metoderna, även om dessa i många fall innebär ett överbeskydd.

Metodmässigt kan osäkerheter i både exponering och effekter beskrivas på fyra huvudsakliga sätt:

1) Fördelningar av mätdata samt modellresultat [Warren-Hicks and Moore, 1998].

Osäkerhet låter sig ofta beskrivas som fördelningar av modell resultat (t.ex. förändringar i föroreningskoncentrationer över tid) eller mätdata (t.ex. toxicitet). Med hjälp av dessa fördelningar går det sen att beskriva osäkerheten kring en framtida föroreningskoncentration i jord eller koncentrationer som ger upphov till negativa effekter hos jordlevande evertetrater. Förutom presentation av datas sannolikhetsfördelning kan det vara informativt att grafiskt beskriva exponering och effekter i förhållande till viktiga beskrivande variabler från den studerade lokalen. Det kan till exempel hjälpa tolkningen av riskbedömningen att beskriva:

- Förändringar i föroreningskoncentration i rummet, över tid samt mellan olika organismer.
- Förändringar i toxicitet beroende på organismtyp samt till följd av skillnader mellan individer-populationer-samhällen.

En av de största svårigheterna med att bestämma fördelningar av data är att definiera den matematiska funktion som bäst beskriver data [Suter et al., 2000]. En rad olika funktioner kan användas (t.ex. log-normal, poisson, empirisk osv.). Rekommendationer för hur denna anpassning av data till matematiska funktioner bör utföras är beskrivna av bland annat [Mishra, 2002]. Eftersom många omvärldsvariabler följer en log-normal fördelning är den log-normala fördelningen den mest använda inom ekologisk riskbedömning.

#### 2) Kombination av flera osäkerheter genom t.ex. Monte Carlo simuleringar [USEPA, 1997].

I situationer då det finns ett flertal osäkra och/eller variabla parametrar (t.ex. i spridnings och exponeringsmodeller) går det att analysera den totala osäkerheten av modellen genom Monte-Carlo simuleringar. Detta är en numerisk metod som från de definierade parameterfördelningarna (punkt 1 ovan) tar ett stort antal slumpvisa värden och löser modellen för vart och ett av dessa stickprov. Fördelningen av dessa modellresultat ger en samlad beskrivning av modellens osäkerhet. Metoden går i princip att utföra på alla typer av resultat (exponering och effekter), men används inom ekologisk riskbedömning framförallt på exponeringsmodeller.

#### 3) Känslighetsanalys [t.ex. Saltelli et al., 2000].

I känslighetsanalyser studeras hur resultatet av en modell påverkas av variation i olika parametrar. Därmed går det att bestämma vilka parametrar som betyder mest för utfallet av riskbedömningen.

#### 4) Extrapoleringar baserade på empiriska data eller expertbedömningar (t.ex. artkänslighetsfördelningar och säkerhetsfaktorer)(se Kapitel 5.2.3 samt [Chapman et al., 1998; Forbes and Calow, 2002c; Goodman, 2002]).

### **Extrapoleringar**

Ett vanligt sätt att hantera brist på kunskap och osäkerhet inom ekologisk riskbedömning är att definiera olika extrapoleringsregler (dvs. regler för hur man kan använda det man vet för att säga något om det man inte vet). Extrapoleringar över tid, mellan geografiska områden, mellan typer av stress, mellan organismer och mellan olika biologiska organisationsnivåer förekommer alla av och till inom ekologisk riskbedömning. Extrapoleringar utförs för både exponeringar och effekter men med olika metoder. Exponeringsbedömningar innehåller vanligtvis extrapoleringar i form av mer eller mindre sofistikerade modeller (t.ex. spridning och kinetiska bioackumulationsmodeller). Empiriska regressionsmodeller baserade på storlek eller fylogeni används också för extrapolering av exponeringsdata. Extrapoleringar av effektdata bygger å andra sidan framför allt på säkerhetsfaktorer alter-

nativt statistiska artkänslighetsfördelningar. Följande beskrivning kommer att fokusera sig på extrapoleringar inom effektbedömningar.

#### EXTRAPOLERINGAR AV EFFEKTER

Ett av de största problemen med att genomföra tillförlitliga ekologiska riskbedömningar av kemikalier är de ofta betydande kunskapsluckorna vad gäller effekter. Faktum är att nästan all information om ekologiska effekter är baserad på akuttoxicitet hos ett fåtal biotestarter. Denna kunskapssituation står därmed i bjärt kontrast med den övergripande målsättningen att skydda allt i ekosystemet (dvs. arter och funktioner) mot låga kroniska exponeringar. Tabell 5.6. sammanfattar de mest betydelsefulla kunskapsluckorna och de nödvändiga extrapoleringarna.

**Tabell 5.6. Betydande kunskapsluckor och nödvändiga extrapoleringar för ekologiska effektbedömningar. Huvudsakliga extrapoleringsmetoder är också angivna.**

Kunskapslucka	Extrapolering	Huvudsakliga metoder
Kronisk, lågdos toxicitet	Akuta till kroniska effekter	Säkerhetsfaktor
Komplicerade blandningar	Enskild toxicitet till blandningars toxicitet	Additiv toxicitet (ibland säkerhetsfaktor)
Populationers känslighet	Individ till population	Individeffekter anses skydda populationer av samma art.
Toxicitetsdata för många organismer	Mellan arter	Säkerhetsfaktor eller Artkänslighetsfördelning
Toxicitet på ekosystemfunktioner	Ekosystem struktur till funktion	Struktur anses skydda funktion

De huvudsakliga metoderna som används för extrapolering av effektdata är säkerhetsfaktorer och artkänslighetsfördelningar [RIVM, 2001b; EC, 2003], men andra metoder som klassificering och val, och olika regressionsmodeller förekommer också. **Klassificering och val** innebär att tillgänglig toxicitetsinformation för en viss art antas vara representativ även för andra arter. Ofta används taxonomisk likhet för att bestämma om data kan överföras från en art till en annan, men andra kriterier kan också användas (t.ex. växtform eller fiskars habitat). Metoden är mest utvecklad för fiskar [Suter, 1993] och terrestra växter [Fletcher et al., 1990]. **Regressionsmodeller** innebär att empiriska data används för att definiera matematiska funktioner som kan användas för att extrapolera effekter till arter för vilka toxicitetsinformation saknas [Calabrese and Baldwin, 1993]. Ett specialfall av regressionsmodeller är storleksbaserade eller så kallade allometrisk modeller. Dessa används ofta för människa och andra vertebrater som däggdjur, fåglar och fisk. Allometrisk modeller bygger på antagandet att alla arterna inom en taxonomisk grupp hade uppvisat samma dos-responssamband om inga storleksskillnader hade funnits.

#### SÄKERHETSFAKTORER

Den absolut vanligaste metoden att extrapolera effektdata i ekologisk riskbedömning är så kallade säkerhetsfaktorer. Dessa faktorer används vanligtvis för att öka säkerhetsmarginalen i ekotoxikologiska riktvärden genom att dividera tillgängliga ekotoxikologiska tröskelvärden med lämplig säkerhetsfaktor. Till exempel, enligt

riktlinjerna för bedömning av kemikalier i EU, används en säkerhetsfaktor på 1000 om enbart tröskelvärden från akuta toxicitetstest finns (Tabell 5.7).

Säkerhetsfaktorer är populära och ganska accepterade av olika berörda parter (dvs. beslutsfattare, allmänhet etc.) eftersom de är enkla att tillämpa och kommunicera. Metodens möjliga överbeskydd (konservatism) anses acceptabel om den används för att härleda gallringsriktvärden, eftersom gallringen bör genomföras så att risker inte underskattas. Det finns dock en tendens att samma säkerhetsfaktorer används både för gallring och för att genomföra detaljerade riskbedömningar. Detta är ett problem eftersom det finns ett behov i den detaljerade bedömningen att beskriva riskens typ och omfång på ett realistiskt sätt [Chapman et al., 1998]. Då säkerhetsfaktorer är valda mer för att vara enkelt använda heltal än för att generera beskrivningar av riskens verkliga natur, är de dåligt lämpade för detaljerade riskbedömningar.

**Tabell 5.7. Exempel på säkerhetsfaktorer som används för att härleda ekotoxikologiska riktvärden för jord, PNECsoil [EC, 2003]. Säkerhetsfaktorns storlek är beroende av typ och kvalitet på toxicitetsdata.**

Tillgänglig information	Säkerhetsfaktor
L(E)50 från akuta toxicitetstester (t.ex. växter, daggmask, eller mikroorganismer)	1000
NOEC för en kronisk toxicitetstest (t.ex. växter)	100
NOEC för ytterligare kroniska toxicitetstester för 2 trofnivåer	50
NOEC för ytterligare kroniska toxicitetstester för 3 arter från 3 trofnivåer	10
Artkänslighetsfördelningar	1-5 (beroende på tillförlitlighet)
Fältdata eller modellekosystemtester (t.ex. mesokosmer)	Från fall till fall

Extrapoleringar med hjälp av säkerhetsfaktorer används för att hantera kunskapsluckor i (a) kroniska effekter, (b) toxicitet för många arter, (c) förhållande mellan uppmätt toxicitet och ingen effekt till tröskelvärden, (d) samt för toxicitet i fält. Extrapolering från laboratorie- till fältdata brukar dock anses som onödig eftersom det inte finns någon generell skillnad mellan laboratorietoxicitet och effekter i naturliga populationer (dvs. toxiciteten kan vara både större och mindre i laboratoriemiljön) [Chapman et al., 1998]. För alla andra typerna av extrapoleringar (a-c) brukar en säkerhetsfaktor på 10 användas som standard. Om flera extrapoleringar utförs samtidigt (t.ex. från akut data för få arter till kronisk effekt hos alla arter) multipliceras flera säkerhetsfaktorer ihop till en integrerad säkerhetsfaktor (Tabell 5.7).

Säkerhetsfaktorns optimala storlek för olika typer av extrapoleringar är dock ett ämne som diskuteras flitigt i den ekotoxikologiska litteraturen. Det finns för alla de ovan nämnda kunskapsluckorna för effekter (a-c + Tabell 5.6) extremfall då en faktor på 10 är otillräcklig. Till exempel, så kan kvoten mellan empiriskt bestämd akut och kronisk toxicitet variera mellan 1 och 20000 beroende på art och kemikalie (men är för många mindre än 50) [Persoone and Janssen, 1994]. Det europeiska centret för kemiska ämnens ekotoxikologi och toxicologi sammanställde tillgänglig information på akut och kronisk toxicitet av ett antal olika kemikalier i ett antal

olika arter [ECETOC, 1993]. Slutsatsen blev att medianfaktorn mellan akut och kronisk toxicitet låg mellan 4 och 22. ECETOC föreslog dock att en konservativ säkerhetsfaktor på 40 skulle användas i gallringsbedömningar. Vidare så kan föroreningskänsligheten mellan olika arter skilja sig avsevärt mer än en faktor 10 i många fall. Det finns t.ex. situationer då känsligheten mellan olika arter kan variera med så mycket som en faktor 100 000 [Chapman et al., 1998]. Flera röster har också höjts för att mellanartsextrapolering skulle behöva tillämpa en större säkerhetsfaktor än 10 [t.ex. Forbes and Calow, 2002c].

En del kunskapsluckor som identifierades i Tabell 5.6 angrips genom logiska antaganden. Det finns till exempel en lång rad ekologisk information som indikerar att populationer generellt sett är mindre känsliga än individer vad gäller kemisk påverkan [Forbes and Calow, 2002c]. Det behövs därför ingen generell säkerhetsfaktor för denna typ av extrapolering. På samma sätt anses all tillgänglig system-ekologisk information visa att ekosystemfunktioner är mindre känsliga än ekosystemstrukturer [t.ex. Ehrlich and Ehrlich, 1981]. Därmed behövs inte heller här någon generell säkerhetsfaktor. Däremot kan man tänka sig att de toxicitetsdata för specifika arter som finns (evertebrater, vertebrater och växter) inte är relevant för de många ekosystemfunktioner som regleras av bakterier. Det innebär att de oftast är lämpligt att direkt studera föroreningars effekter på funktioner snarare än att försöka skydda funktioner genom extrapoleringar från annan typ av data.

Sammantaget så tyder dock det mesta på att de riktvärden som har härletts med nuvarande säkerhetsfaktorer för det mesta ger ett konservativt eller överkonservativt skydd för miljön [Forbes and Calow, 2002c]. Att förbättra metoderna så att de återstående undantagen (dvs. de fall där miljön är 'underskyddad') också ges tillräckligt skydd är en av de stora utmaningarna för dagens riskbedömningsvetenskap.

Följande rekommendationer för användning av säkerhetsfaktorer definierades av Chapman [1998].

- När tillräcklig data finns – använd denna istället för säkerhetsfaktorer
- All användning av säkerhetsfaktorer bör baseras på vetenskaplig kunskap
- Säkerhetsfaktorer bör enbart användas för gallringsbedömningar
- Säkerhetsfaktorer bör ges som ett spann snarare än ett enskilt värde
- Säkerhetsfaktorer borde anpassas i förhållande till olika ämnen, exponeringar och effekter.

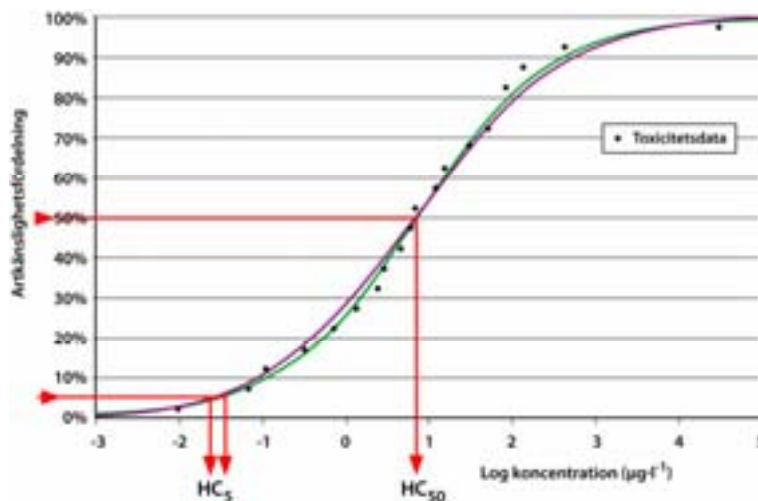
#### ARTKÄNSLIGHETSFÖRDELNINGAR

Ett alternativ till säkerhetsfaktorer för extrapolering av effektdata mellan organismer är så kallade artkänslighetsfördelningar [Posthuma et al., 2002]. Denna metod bygger på antagandet att tillgänglig information om ekologiska effekter är representativ för alla arter i ett ekosystem. Tillgänglig effektdata anpassas sedan till en matematisk funktion (oftast en log-normal fördelning). Artkänslighetsfördelningar kan sedan användas både till att härleda ekotoxikologiska riktvärden (Figur 5.4.) (när en viss andel t.ex. 5 % av alla arter påverkas) samt till sannolikhetsbaserad riskkaraktärisering (genom jämförelse med uppmätt eller modellerad exponering). Vid riskbedömning av kemikalier inom EU föredras artkänslighetsfördelningar

framför säkerhetsfaktorer vid härledning av ekotoxikologiska riktvärden [EC, 2003]. Det krävs dock mer data och en bättre spridning mellan data för olika arter och trofnivåer för att bestämma artkänslighetsfördelningar. Det innebär att det är troligt att säkerhetsfaktorer även i framtiden kommer att behövas i många fall för härledning av gallringsriktvärden.

En fördel med artkänslighetsfördelningar är att en stor del av den tillgängliga informationen om ekologiska effekter används vilket kan leda till ökad realism och minskad påverkan av kvaliteten på informationen. Valideringsexperiment har också visat att riktvärden baserade på artkänslighetsfördelningar ger ett bra skydd mot direkta ekosystemeffekter i akvatiska system [Posthuma et al., 2002]. Artkänslighetsfördelningar är dock en relativt ny metod och det är troligt att utvecklingen av metoden kommer att fortsätta. De kvarvarande problem som diskuteras är [t.ex. Forbes and Calow, 2002b]:

- Det är ofta tveksamt om tillgänglig effektdata kan antas vara representativ för alla arter i ett ekosystem.
- Artkänslighetsfördelningar tar inte hänsyn till att vissa arter är nyckelarter (dvs. extra viktiga för ekosystemets funktion). Det finns alltså en risk att nyckelarter återfinns bland de 5 % känsligaste arterna och därmed inte kommer att skyddas av det härledda riktvärdet.
- Det är tveksamt om alla använda effektparametrar i de använda biotesterna är ekologiskt relevanta. Till exempel så är det möjligt att andra inte testade stadier av livscykeln är mer känsliga än de som har studerats.
- Typ av matematiskfördelning påverkar resultaten starkt. Det är alltså viktigt att valet av fördelning baseras på vetenskapligt sunda kriterier.
- Att det ofta saknas tillräckligt med effektinformation för att bestämma fördelningar med tillräcklig säkerhet.



Figur 5.4. Artkänslighetsfördelningar används för att härleda riktvärden för föroreningskoncentrationer som utgör allvarliga hot för ekosystemet (HC50) samt riktvärden för acceptabel ekosystemrisk (HC5) [RIVM, 2001b].

Vår slutsats är att artkänslighetsfördelningar är att föredra framför säkerhetsfaktorer om det finns tillräcklig med information om effekter. Vid härledning av gallringsriktvärden för förorenad mark är det dock troligt att den nödvändiga datamängd kommer att saknas i många fall, vilket medför att säkerhetsfaktorer ofta kommer att behövas användas. Det är viktigt att valet mellan dessa metoder styrs av vetenskapligt grundade kriterier vad gäller typ, omfång och kvalitet på använd information.

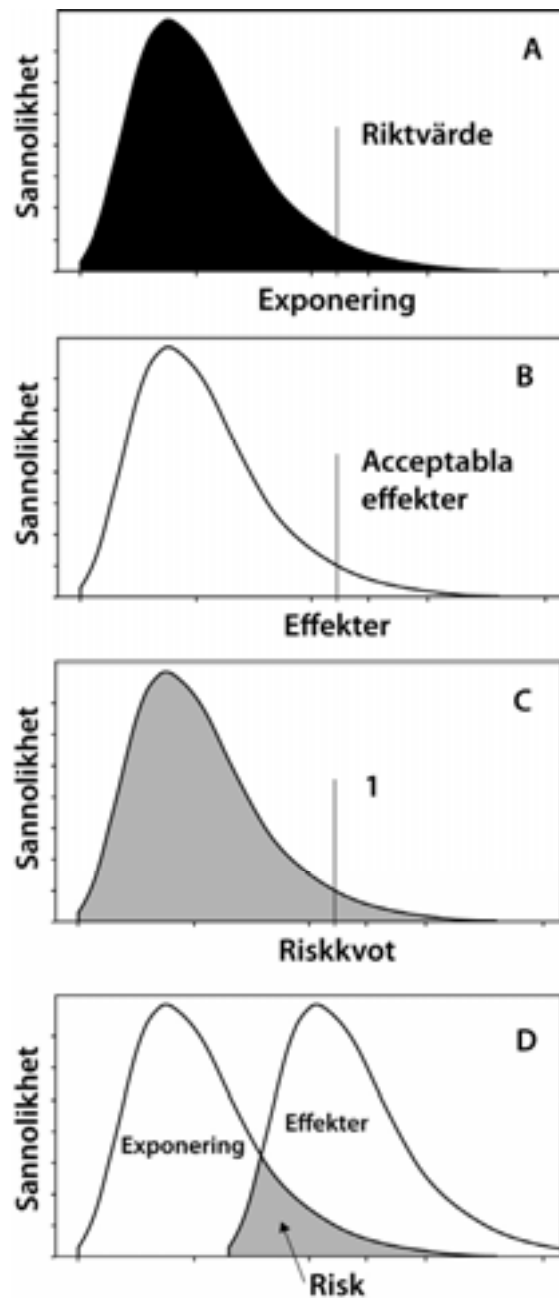
### **Sannolikhetsbaserade riskkaraktäriseringsmetoder**

Riskkaraktäriseringen syftar som tidigare nämnts till att integrera data från exponerings- och effektanalysen, samt att bedöma graden och risken av ekologiska effekter. Det finns ett antal olika sätt på vilka sannolikhetsbaserad information kring exponeringar och effekter kan vägas samman (Figur 5.5) [Jager et al., 2001].

- A. Det är absolut vanligaste sättet i ekologisk riskbedömning är att osäkerhetsanalysen enbart utförs på exponeringsdata (Figur 5.5 A). Riskkaraktäriseringen utförs sedan genom att utvärdera risken att exponeringen (PEC) blir högre än det ekotoxikologiska riktvärdet (PNEC). Den här metoden har fördelen av att den är enkel att utföra samt ofta har en hög acceptans bland olika aktörer och beslutsfattare [Jager, 1998]. Å andra sidan kvarstår problemet att de använda ekotoxikologiska riktvärdena ofta är överdrivet konservativa. En modifiering av denna metod kan vara att härleda ett mer realistiskt riktvärde för jämförelsen med exponeringsfördelningen.
- B. Om det finns en sannolikhetsfördelning av effekter (t.ex. en artkänslighetsfördelning) så kan denna jämföras med en punktskattning av exponeringen och därmed ge en bedömning av den andel av organismerna som kommer att påverkas negativt (Figur 5.5 B). Alternativt så kan en förutbestämd acceptabel risk (t.ex. påverkan på 5 % av arterna) utnyttjas för att härleda eko-toxikologiska riktvärden.
- C. Det går att bestämma en sannolikhetsfördelning av en riskkvot baserat på empiriska data eller genom expertbaserade antaganden om fördelningen av exponeringar och effekter (Figur 5.5 C). Fördelningen av riskkvoten kan sedan beräknas genom Monte-Carlo metoder eller analytiskt [Hammonds et al., 1994]. Sannolikheten för att riskkvoten skall överstiga ett förutbestämd acceptabelt värde (vanligtvis ett) kan sedan bedömas.
- D. Om både exponeringen och effekterna är beskrivna som fördelningar så kan risken beräknas som graden av överlapp av dessa fördelningar (Figur 5.5 D).

Även om det finns en hel del fördelar med de sannolikhetsbaserade riskkaraktäriseringsmetoderna (t.ex. de ger högre realism och bättre beslutsunderlag), så finns det en rad möjliga problem. Först och främst så behöver det fortfarande finnas en beskrivning av vad som är acceptabelt. I många fall kan det vara svårt att formulera

och få acceptans för ett sannolikhetsbaserat riktvärde (typ 20-procentig sannolikhet att 10 % av arterna påverkas). För det andra så är det ofta mer resurskrävande att genomföra en sannolikhetsbaserad riskkaraktärisering. Slutligen så kan den mer utförliga och komplicerade analysen bakom den sannolikhetsbaserade bedömningen introducera nya osäkerheter i analysen. Till exempel så kan val rörande metoder för osäkerhetsanalysen, samt vilka parametrar som analyseras, starkt påverka resultaten. Det är därför viktigt att vedertagna riktlinjer utarbetas för att begränsa omfånget av dessa problem [Suter et al., 2000]



Figur 5.5. Olika typer av utnyttjande av sannolikhetsbaserade data inom riskkaraktärisering.



## Rekommendationer

Det är viktigt att det finns en definierad strategi för hur det ständigt närvarande problemet med brist på kunskap skall bemötas. Ett sätt att angripa kunskapsbrist är att definiera extrapoleringsregler (dvs. regler för hur tillgänglig information kan generaliseras). Extrapoleringsregler behövs för både exponering och effekter.

Den enklaste formen av extrapolering innebär att tillgänglig kunskap för en viss miljö eller art överförs till en annan miljö eller art. Är det till exempel försvarbart att använda kunskap om bioackumulation av en förorening i daggmask för att beskriva exponering i en tusenfoting? Ofta saknas kunskap för att entydigt definiera vilka taxonomiska eller miljömässiga likheter som krävs för att denna typ av överföring av data skall vara berättigad. Det innebär att dataöverföring framför allt har en praktisk roll vid gallringsbedömningar samt att det alltid är viktigt att klart och tydligt beskriva vilka extrapoleringar som har utförts.

Vad gäller valet mellan säkerhetsfaktorer och artkänslighetsfördelningar vid extrapolering av effekter anser vi att de senare är att föredra när tillräcklig information finns. Vi anser dock att det är viktigt att vetenskapligt baserade kriterier definieras för vilken av dessa metoder är lämpligast i varje specifikt fall.

Metoder för sannolikhetsbaserad riskkarakterisering bör introduceras successivt i riskbedömningen. På gallringsnivån är det helt tillräckligt att basera riskkarakteriseringen på riskkvoter beräknade på punktskattningar av exponering och effekter. Betydande osäkerheter och brist på kunskap behöver dock beskrivas med ord för att underlätta en bedömning av riskkarakteriseringens tillförlitlighet. Detaljerade riskbedömningar kan i första läget också baseras på riskkvoter (men med mer realistiska värden för exponering och effekter). Om risken för ekologiska effekter kvarstår behöver den 'slutgiltiga' riskbedömningen innehålla så mycket relevant information som möjligt ( däribland en kvantitativ beskrivning av osäkerheter och risker). Kostnaden och omfånget på dessa analyser bör stå i proportion till riskerna för miljön.

## Tolkning och värdering av riskbedömningar

### Bakgrund

Även om riskbedömningen har genomförts på ett väldefinierat och planerat sätt med ändamålsenliga medel är det sällan så att resultaten (t.ex. %-risk för effekter på jordorganismer) direkt kan användas som beslutsunderlag. Riskbedömningen måste nämligen tolkas och utvärderas för att resultaten fullt ut skall kunna utnyttjas i beslutsprocessen. Frågor av typen – vad betyder det här för miljön? – kommer nämligen oftast att behöva besvaras. Tolkning och utvärdering är extra viktig då detaljerade riskbedömningar har utförts eftersom dessa annars tenderar att generera en stor mängd komplicerade och svårkommunicerade resultat. Tolkning och värdering leder alltså förhoppningsvis till bättre kommunikation och tillit mellan experter och myndigheter och mellan experter och allmänhet.

Om man som exempel tänker sig en förorenad lokal där den detaljerade riskbedömningen kommer fram till att det finns oacceptabla ekologiska risker baserat på

riktvärden och genomförda ekotoxikologiska tester. I denna situation uppstår naturligtvis direkt frågan – hur farligt är egentligen detta? För att kunna besvara denna fråga bör man anknyta till de skyddsobjekt som definierades i problemformuleringen. Hur anknyter t.ex. de karaktäriserade riskerna till dessa skyddsobjekt? Ytterligare faktorer som bör vägas in i tolkningen är:

- **Graden av risk och effekter** – Större effekter (t.ex. 50 % av arterna påverkade) är naturligtvis alltid värre än mindre (t.ex. 5 % av arterna påverkade).
- **Typ av risk och effekter** – Ökad dödlighet är att betrakta som ett större problem än minskad tillväxt.
- **Riskens utbredning i rummet** – Riskens betydelse ökar med dess geografiska utbredning, utbredning i djupled, samt närhet till markytan.
- **Förmåga att spridas till andra närliggande miljöer** – Riskens betydelse ökar t.ex. ofta om det finns en spridning från den förorenade miljön till närliggande vattensystem.
- **Riskens utbredning i tiden** – Långlivad, svårnedbrytbar förorening bedöms ofta som ett större problem än om det finns en naturlig nedbrytning eller annan självrening. Den självrening som innebär spridning till vattensystem innebär dock (som anges ovan) en spridning av risken till sekundärt förorenade miljöer (vilket leder till ökad risk i dessa miljöer).
- **Lokalens skyddsvärde** – Tolkningen av riskens betydelse ökar med:
  - **Biotopens skyddsvärde (eller närhet till skyddsvärda biotoper)** – t.ex. nyckel eller sällsynta biotoper, förekomst av rödlistade arter, skyddade biotoper som Natura 2000-områden eller naturreservat.
  - **Känsligheten på den planerade markanvändningen** – Förorening bör t.ex. betraktas som ett större problem i en restaurerad våtmark än på en industritomt.
  - **Humantoxikologiskt skyddsvärde** – Närhet till en vattentäckt bör t.ex. tolkas som något som ökar riskens betydelse.

Naturligtvis så innehåller denna tolkning och utvärdering likt all form av värdering en viss mått av subjektivitet. Därför är det viktigt att en diskussion förs mellan de olika berörda parterna (t.ex. myndigheter, allmänhet, problemägare och experter) om hur dessa olika faktorer skall vägas samman när risker tolkas och utvärderas. Nedan (5.3.2–5.3.6) följer kortfattade diskussioner om några viktiga faktorer som behöver beaktas vid riskbedömning av förorenad mark.

### **Olika beviskedjor**

En aspekt som kan leda till problem vid tolkning av riskbedömningar är om det finns olika beviskedjor (t.ex. en-artstester på spikade jordar, olika typer av heljords- eller extrakttester samt fältstudier) som behöver vägas samman när risken skall värderas.

Ofta ökar mängden av bevis och beviskedjor tillförlitligheten i riskbedömningens slutsatser. Om t.ex. alla olika toxicitetstester i det använda 'testpaketet' visar på likartade effekter vid likartade doser så förstärker de olika resultaten varandra.

Inte sällan leder dock olika tester och fältundersökningar till väldigt olika slutsatser om riskens omfattning. I dessa situationer behövs metoder för att utvärdera vilken tyngd eller tillit som skall sammankopplas med olika typer av resultat. Denna utvärdering av olika beviskedjor har formaliserats på ett antal olika kvalitativa och kvantitativa sätt [Suter et al., 2000]. Det är dock inte möjligt att redan nu precisera vilken metod som är mest lämplig vid ekologisk riskbedömning av förorenad mark. Vi rekommenderar därför att denna fråga utvärderas vidare inom ramen för projektet 'Hållbar sanering'.

Det går dock att identifiera några viktiga faktorer som bör beaktas när varje beviskedja skall värderas:

- **Relevansen av exponeringssituationen** – En test kan bygga på en exponeringsväg (t.ex. via vatten) som inte är relevant på den undersökta lokalen.
- **Relevansen av de undersökta effekterna** – Relevansen av de undersökta effekterna ökar med möjligheten att använda dessa för att utvärdera riskerna kopplade till de definierade skyddsobjekten.
- **Tillit till beviset** – Tilliten påverkas av mängd och kvalitet av tillgänglig data, metodernas kvalitet och reproducerbarhet, kvaliteten på experimentplaneringen och de statistiska metoderna, samt osäkerheter kopplade till t.ex. extrapoleringar.
- **Sannolikheten av att det finns ett orsakssamband** – Vissa bevis som t.ex. fältobservationer kan orsakas av andra störningar eller faktorer än den undersökta föroreningen. Det är också möjligt att tillgängligheten av föroreningen i vissa fall är lägre i laborietester än i fält. Detta skulle kunna leda till att effekter som uppstår i fält inte upptäcks i laboriemiljön.

### **Krav relaterade till markanvändning**

Den metod som används idag i Sverige för att ta fram riktvärden för skydd av markmiljön gör det svårt att anpassa dessa till platsspecifika förutsättningar (Ref). Däremot kan de krav som ställs på skydd av markfunktionen göras platsspecifika.

Krav på skydd av markmiljön ingår i de generella riktvärdena för nivåer för KM (Känslig Markanvändning) respektive MKM (Mindre Känslig Markanvändning). I ett efterbehandlingsprojekt är markmiljön oftast kraftigt fysiskt påverkad av verksamheten (byggnader, vägar, upplag) och av föroreningar. Ekosystemet i dessa områden skiljer sig markant från ekosystemet i ostörda områden. I kraftigt påverkade områden är syftet med efterbehandlingen inte att skydda befintliga miljöer och deras funktioner utan snarare att återskapa en miljö som kan stödja miljöfunktioner till viss grad. Ofta består den ursprungliga jorden av fyllning, med begränsade förutsättningar för etablering av en naturlig miljö.

Krav på markmiljöns funktion bestäms av den planerade markanvändningen och kan vara lägre än de krav som motsvarar skydd av ostörda områden. Däremot

har vissa planerade markanvändningar höga krav på markfunktion, t. ex. grönområden. Ibland kan andra krav också styra den lämpliga skyddsnivån för markfunktionen t.ex. närheten till ett område med stort naturvärde eller en skyddsvärd recipient.

### **Krav relaterade till föroreningsdjup**

Det finns djup under vilket påverkan från föroreningar på markmiljön är obetydlig för markens totala funktion. I dessa fall är föroreningar av betydelse för miljörisker endast via spridning till annan recipient. Detta djup varierar från plats till plats beroende på ytnära geologi, hydrologi och typ av ekosystem. För djupare liggande jord krävs endast att hänsyn tas till eventuell transport.

För de flesta miljöer och markanvändningar stödjer de översta 2 m mark de flesta ekologiska funktioner. Om skydd av markmiljö beaktas till denna nivå, bör markens funktioner inte påverkas. Markfauna och flora kan förekomma vid djupare nivå t.ex. när ofta växtrötter ned till grundvattennivån, men deras betydelse för ekosystemets funktion kan vara begränsat vid det djupet. En bedömning måste göras om dessa djupt marklevande organismer är av betydelse för ekosystemet. I fallen där de är av betydelse måste markmiljön också skyddas på djupare nivå. Ett exempel på ett ekosystem där skydd av markmiljön på djupare lager är viktig är skogsekosystem som är beroende av träd med djupa rötter.

Eftersom hela jordprofilen utgör ett ekologiskt system är det olämpligt att definiera olika skydds nivåer i många olika skikt i marken. Ekologisk aktivitet och individtäthet av marklevande organismer avtar däremot med djupet.

Djuplevande markorganismer kan orsaka en viss spridning och omblandning av föroreningar i förorenad mark, t.ex. kan växter ta upp föroreningar via rötterna till de överjordiska delarna. En uppskattning av dessa transportvägar kan göras för att säkerställa att detta inte leder till betydelsefull ackumulering eller spridning av föroreningar till ytskiktet.

### **Skydd av ytvatten och grundvatten**

#### **SKYDD AV YTVATTEN**

Skydd av ytvatten hanteras i riktvärdesberäkningen genom antaganden att förorenat porvatten från området späds ut i en ytvattenrecipient samt att det sker en fullständig blandning av det förorenade vattnet i recipienten. Resultierande föroreningshalt i vattnet jämförs sedan med miljö kvalitetskriterier för ytvatten. Det finns svagheter med denna modell.

Modellen är inte lämplig när den tillämpas på stora vattendrag, eftersom utspädningen är så stor att mycket stora mängder föroreningar kan släppas ut i recipienten innan de av modellen beräknade halterna överskrider miljö kvalitetskriterierna. Detta är orimligt eftersom miljö kvalitetskriterierna för ytvatten är halter som inte får överskridas i förorenade vattendrag och de bör inte fungera som halter det är tillåten att förorena upp till.

Modellen tar inte hänsyn till ofullständig blandning av förorenat vatten i vattendragen. Det kan t.ex. förekomma höga halter i vatten och/eller sediment vid utströmningsområdet där förorenat grundvatten flödar in i recipienten.

Modellen tar inte heller hänsyn till recipienter som är mottagare av flera olika föroreningskällor, t.ex. stora sjöar, älvar eller kustområden. I dessa fall är det svårt att få en uppskattning av omfattningen av föroreningsflödena till recipienten. I vissa vattendrag kan halterna av vissa föroreningar redan överskrida miljö kvalitetskriterier p.g.a. diffus belastning, belastning från andra föroreningskällor eller höga bakgrundshalter.

Riktvärdesmodellen tar inte hänsyn till platsspecifika variationer av skyddsvärdet mellan olika ytvatten. I dessa fall kan andra metoder eller kriterier vara lämpligare för bedömning av utsläpp till ytvatten från förorenade områden, t.ex.:

- Fastställa ett utsläppstak för området, med hänsyn till recipientens skyddsvärde och föroreningsbelastning.
- Justera miljö kvalitetskriterierna så att avvikelser från bakgrundshalter begränsas till en rimlig nivå.

#### SKYDD AV GRUNDVATTEN

Skydd av grundvatten bygger på att utspädning av porvatten i grundvattenflödet inte skall leda till halter som överskrider dricksvattennormen. Detta beräkningsätt skyddar bara för hälsorisker och inte för miljörisker.

Även om grundvatten, som kan påverkas av det förorenade området, inte används som dricksvatten kan det finnas skäl till att inkludera skydd av grundvatten i beräkningen av de platsspecifika riktvärdena. Detta dels för att skydda framtida vattentäkter (t.ex. utgörs marken vid eller i direkt anslutning till området av genomsläppliga jordarter där det finns goda förutsättningar att ta ut grundvatten), dels för att skydda grundvattnet som recipient för föroreningar.

En aspekt som inte beaktas idag är bakgrundshalter av föroreningar. Det är olämpligt att ett förorenat område tillåts förorena en grundvattentäkt upp till dricksvattennormen när bakgrundshalterna är mycket lägre. Detta är speciellt viktigt när utspädningen är stor, eftersom en stor mängd föroreningar då kan lakas till grundvattnet innan dricksvattennormen överskrids. Därför bör hänsyn tas till bakgrundshalterna i grundvattnet och grundvattenmagasinets storlek för att få en överblick över den totala utlakningen till grundvattnet. Det är troligen lämpligare att kriteriet för skydd av grundvatten är att en begränsad ökning i föroreningshalt i grundvattnet relativt till bakgrunden får ske eller att en begränsad mängd total utlakning till grundvatten sker.

#### Långsiktiga effekter

Det kan vara svårt att bedöma långsiktiga miljöeffekter med de metoder som används idag, dvs. metoder som är baserade på ekotoxikologiska tester. Det är viktigt att ta hänsyn till ämnen som är persistenta och kan ackumuleras i miljön (t.ex. i sediment), kan ackumuleras i biota (bioackumulerbara) och kan orsaka toxiska effekter på lång sikt och i miljöer som är långt ifrån föroreningskällan. Det är önskvärt att ackumulering i miljön undviks, eftersom långsiktig miljöpåverkan är mycket svårt att förutsäga och de miljöeffekter som kan uppstå kan vara mycket svåra att åtgärda.

#### NUVARANDE PRAXIS

Riskbedömning av dessa ämnen, så kallade PBT-ämnen (Persistenta, Bioackumulerbara och Toxiska) har övervägts i många studier (refs från POPs i Sverige, TGD - arbetet av OSPAR) men oftast med hänsyn till den akvatiska miljön som slutlig recipient. För PBT-ämnen kan ingen 'säker' halt i miljön anges med tillräckliga konfidensintervall. Därför består riskbedömning av dessa ämnen av identifikation utifrån ämnens inneboende egenskaper med hjälp av utveckling av kriterier. Utvärdering av ämnens PBT-egenskaper görs med ett antal standardiserade tester. Kriterier som används för identifiering av PBT har utvecklats av ett antal organisationer. Kriterier som används av EU TGD [EC, 2003] visas i tabell 5.8 nedan.

**Tabell 5.8. Kriterier för PBT-ämnen som används av EU TGD [EC, 2003].**

Kriterie	PBT-kriterier	vPvB-kriterier*
P	T0.5 > 60d i marint vatten eller > 40d i sötvatten eller T0.5 > 180d i marint vatten eller > 120d i sötvatten sediment	T0.5 > 60d i marint eller sötvatten eller T0.5 > 180d i marina- eller sötvatten sediment
B	Biokoncentrationsfaktor >2,000	Biokoncentrationsfaktor >5,000
T	Kronisk NOEC < 0.01 mg/l eller CMR** eller endokrina effekter.	Ej lämpliga

\* Mycket persistenta, mycket bioackumulerbara

\*\* Cancerogena, mutagena, reproduktiva effekter

Cancerframkallande, mutagena och reproduktionsstörande ämnen kallas tillsammans för CMR-ämnen. Ämnen i denna grupp kan ha en eller flera av dessa egenskaper och också uppfylla kriterierna för PBT ämnen. Substanser med sådana egenskaper kan finnas i förorenad jord. Dessa substansers påverkan på miljön är ibland inte så drastisk men låga riktvärden har satts för dessa substanser främst p.g.a. deras humantoxikologiska egenskaper.

Föreningar med östrogena eller androgena effekter har uppmärksammats i vattenmiljön främst för deras påverkan på fisk. Dessa föreningar har ofta humant ursprung men kan också vara industrikemikalier. Största källan till föreningar med östrogena effekter är våra kommunala reningsverk. Inom den terrestra miljön har väldigt få undersökningar utförts. Även om sådana föreningar kan återfinnas i förorenad jord vet vi väldigt lite om effekterna för markorganismer av dessa.

En del av de 'klassiska' miljögifterna utgörs av insektsbekämpningsmedel såsom DDT, toxafen, klordan och hexaklorcyklohexan (HCH). Dessa har avsiktligt spridits över exempelvis jordbruksmark, men i Sverige och andra industriländer har användningen gradvis stoppats. Några av medlen utnyttjas dock än i dag i exempelvis tropikerna. Den svenska naturmiljön innehåller fortfarande ämnen av dessa slag även sådana som aldrig har använts här.

I dagens svenska jordbruk används uteslutande mer eller mindre lättnedbrytbara ämnen vid kemisk bekämpning. Åtminstone lokalt kan dock även sådana ämnen få oönskad spridning utanför åkrarna. Låga men inte försumbara halter av bekämpningsmedel och bekämpningsmedelsrester konstateras sålunda tidvis i år som avvattnar jordbruksområden och ibland också i grundvattnet.

Också *industrikemikalier* som aldrig varit avsedda för spridning i miljön kan läcka ut i naturen. PCB (polyklorerade bifenyler) är det mest kända exemplet; andra ämnen av detta slag är polyklorerade naftalener (PCN), klorparaffiner och

bromerade flamskyddsmedel. En del av de stabila industrikemikalierna tillverkas inte längre, och när det gäller PCB har även användningen efterhand förbjudits helt i Sverige och många andra länder. Andra kemikalier har visat sig svårare att ersätta med mindre riskabla ämnen. Användningen av bromerade flamskyddsmedel fortgår av den anledningen i nästan oförminskad omfattning.

En tredje kategori av långlivade organiska föroreningar uppkommer främst som *biprodukter* vid olika tillverknings- eller förbränningsprocesser. Dit hör exempelvis hexaklorbensen (HCB), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och dioxiner. I begränsad omfattning kan många av dessa ämnen också bildas naturligt, men människans utsläpp av dem har nu tack vare en rad olika åtgärder minskat avsevärt.

# Preliminära slutsatser och rekommendationer

## Inledning

Att göra en miljöriskbedömning av förorenade områden innebär ett betydligt större åtagande än vad som vanligtvis kommer till uttryck i det praktiska miljövårdsarbetet. Detta är inte minst tydligt i samband med inledande klassificering, prioritering, val av åtgärder samt uppföljning effekten av vidtagna åtgärder. Man bortser ofta från det faktum att det är föroreningarnas sammantagna biotillgänglighet och skadlighet/giftighet snarare än mätbara halter av enskilda kemikalier som skall ligga till grund för riskbedömningen. Enbart kemisk analys innebär alltid direkt eller indirekt förhandsval där man bestämmer sig för vilka ämnen som skall analyseras (och inte), vilket i viss mån kan liknas vid att man letar ”under gatlyktan” istället för mer förutsättningslöst. Skadlighet/giftighet avser effekter på biologiska system och fordrar biologiska tester för att kunna mätas. Dessa tester ger till skillnad från enbart kemiska analyser även ett effektsvar från eventuella okända och ej förväntade eller eftersökta föroreningar. Man mäter alltså giftigheten av ’allt’, medan den kemiska analysen aldrig kan mäta ’allt’. Ett av de praktiska problemen med de biologiska testerna är dock att dessa skall representera så många olika komponenter och funktioner i miljön som möjligt, vilket snabbt leder till att biologiska tester upplevs som otillräckliga, för komplicerade eller för kostsamma. Två frågor uppstår därmed:

- Är det ekologiskt försvarligt att göra en miljöriskbedömning utan biologiska tester?
- Är det ekonomiskt rimligt att göra miljöriskbedömningar med de biologiska tester som behövs?

Dessa frågor är inte nya och har resulterat i ett brett spektrum av kompromisser där såväl ekologi som ekonomi har fått styra. I sin bästa utformning har dessa kompromisser resulterat i arbetsanvisningar där kemiska analyser och biologiska effektmätningar ses som *komplement* till varandra och där de biologiska testerna utförs i form av standardiserade försök med olika organismgrupper från olika delar av ekosystemet. Teststrategier har också utvecklats i form av stegvisa insatser, där inledningsvis enkla biologiska och kemiska s.k. gallringstester vid behov kan följas av kombinationer av mer avancerade och skräddarsydda tester. Detta förfarande är ofta mycket kostnadseffektivt och har i Sverige tillämpats bl.a. i form av KIU-anvisningar för att karakterisera komplexa industriavlopp.

För att inte tappa bort vad miljöriskbedömningen har att ta hänsyn till så måste vi rekapitulera vad vi menar med miljö. Enkelt uttryckt är den miljö vi här avser ett samlande begrepp för de djur och växter som omger oss. Sekundärt omfattar miljön också samspelet mellan dessa djur och växter, d.v.s. det vi benämner ekologi, och som omfattar det livsviktiga energiflöde som tar sin början hos de växter (producenter) som genom fotosyntesen omvandlar solens ljus till glukos, vilket i sin tur utnyttjas av djur (konsumenter) högre upp i näringsväven. Men miljö omfattar



också den fysiska miljö som djuren och växterna lever i samt de kretslopp av t.ex. syre, kol och kväve som gör att de kan växa och föröka sig. Den miljö vi vill skydda är alltså en mångfald av ekosystem, som inbördes eller påverkade av varandra är i ständig utveckling för att anpassa sig till förändrande miljöbetingelser. Här ligger därmed den stora skillnaden mellan hälso- och miljöriskbedömningar. Medan en hälsoriskbedömning bedömer risken (bl.a. giftigheten) för en art (människan), ska miljöriskbedömningen ta hänsyn till miljoner arter, med olika fysiologi, känslighet, levnadsstrategier, habitat, nischer, plats i näringsvävar och roller i energiflödet.

Som alla förstår har vi antagit en stor utmaning när vi säger att vi ska skydda miljön eftersom antalet ekosystem är nära nog oändliga, och där varje system har sin egen karaktär, funktion och flöde av energi. Det som är en regel på land kan fungera på ett helt annat sätt i havet och på ytterligare ett annat sätt i ett sötvattenssystem, såsom en sjö eller en å. För att ytterligare komplicera problemet finns också stora skillnader mellan olika land ekosystem.

Denna mångfald gör det givetvis omöjligt att i praktiken direkt skydda allt i miljön genom att införskaffa alla nödvändiga specifika kunskaper om exponeringar och effekter. I stället tvingas vi utnyttja alternativa strategier i vårt skydd av miljön. En möjlighet är att avgränsa målsättningen till att skydda ett fåtal organismer och funktioner. En annan möjlig strategi är att försöka skydda 'allt' genom att generalisera från det vi vet. Båda dessa strategier har utnyttjats för skydd av miljön i Sverige och andra länder. Historiskt sett har vi till exempel starkt inriktat oss mot att bevara arter högt upp i näringsväven. En tumregel har då varit (och är i stor utsträckning fortfarande) att ju mer lik människan en art är rent fysiologiskt desto större är anledningen att skydda arten. Detta trots att vi vet att ekosystem består av olika organisationsnivåer, där olika organismer har specifika roller och där inte nödvändigtvis de största eller vackraste har nyckelfunktioner i systemet. Alternativet att skydda allt, genom generalisering, från det vi vet har utnyttjats i flera ramverk för ekologisk riskbedömning [t.ex. Environment Canada, 1997; EC, 2003]

Vi förespråkar en kombination av dessa olika strategier för skydd av miljön vid riskbedömning av förorenad mark. Genom att utvärdera ekologiska risker på ett stegvist sätt (även kalla sekventiell riskbedömning i denna rapport) kan fördelarna av de olika strategierna (dvs. generalisering eller skydd av ett fåtal arter) utnyttjas fullt ut. På tidiga nivåer av riskbedömningen (t.ex. gallringen) förespråkar vi riskbedömning genom utnyttjande av generella ekotoxikologiska riktvärden härledda från befintlig ekotoxikologisk information. Dessa riktvärden bör vara satta med en så väl tilltagen säkerhetsmarginal att det i praktiken inte finns någon risk att problemet underskattas. I sådana fall då tillförlitliga riktvärden saknas eller om föroreningen är otillräckligt karakteriserad bör ett 'baspaket' av toxicitetstester utföras. Om gallringsbedömningen visar på en oacceptabel risk bör de ekologiska riskerna bedömas mer utförligt i en detaljerad riskbedömning. På denna nivå krävs mer utförlig information om både exponering och ekologiska effekter till exempel i form av biotillgänglighets och bioackumulations studier samt mer realistiska kroniska toxicitetstester. Eftersom målsättningen på denna detaljerade nivå bör vara att bedöma och beskriva miljöproblemet typ och omfattning, och inte bara om det finns ett problem, ökar behovet av en väl definierad beskrivning av vad som skall

skyddas. Anledningen till detta är helt enkelt att utan en definierad beskrivning av vad som ska skyddas går det inte att kvantifiera effekter eller risker. Det är också viktigt att detaljerade bedömningar tar hänsyn till vad som är skyddsvärt på den undersökta lokalen, eftersom ekologiska riskbedömningar skall kunna utnyttjas som underlag för saneringsbeslut. Saneringsbeslut behöver nämligen motiveras ur ett lokalspecifikt perspektiv.

I stycke 6.2 nedan presenteras ett preliminärt förslag på ett ramverk för ekologisk riskbedömning av förorenad mark. I och med detta kommer dock ramverket inte att vara klart utan en hel del arbete återstår vad gäller testning av metodiken på riktiga fallstudier samt dokumentation av riktlinjer. I detta arbete är det viktigt att den utarbetade metodiken varken under eller överskyddar miljön samt att metodiken blir praktiskt genomförbar med tillgängliga resurser.

I det avslutande stycket (6.3) sammanfattar vi de slutsatser och rekommendationer som har tillkommit till följd av litteraturgenomgången som presenteras i denna rapport (kapitel 1–5).

## Preliminärt förslag på ramverk för ekologisk riskbedömning

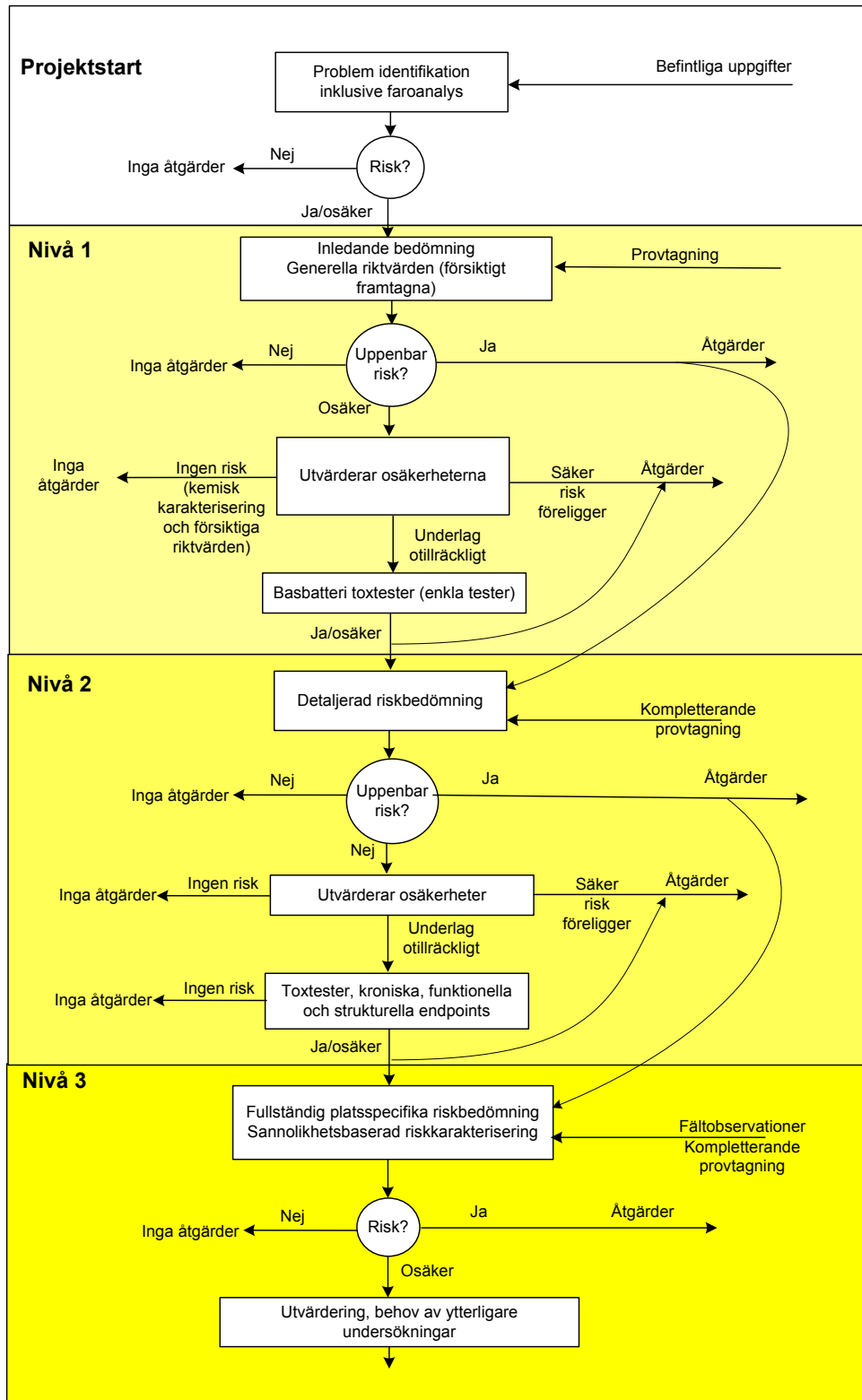
Vi föreslår att ekologiska risker på förorenade områden utvärderas med hjälp av en sekventiell riskbedömningsmetodik innehållande 3 nivåer (Figur 6.1–6.3). Denna stegvisa ansats förbättrar möjligheten att fokusera riskbedömningsinsatserna dit de verkligen behövs. Vi förespråkar också att de föreslagna nivåerna och de ingående metoderna skall kunna utnyttjas på ett flexibelt sätt. Detta innebär till exempel att de olika nivåerna skall kunna göras om efter komplettering av data underlaget, eller att olika nivåer skall kunna hoppas över för att direkt utföra en Nivå 3 bedömning (om det t.ex. redan är känt att de ekologiska riskerna är betydande). Ytterligare en flexibilitet i det föreslagna systemet är att problemägaren bör ha möjlighet att avstå vidare undersökningar i de fall en Nivå 1 eller Nivå 2 undersökning visar på en oacceptabel risk och i stället utföra de saneringsåtgärder som krävs för att nå acceptans på dessa nivåer. Detta möjliggör en avvägning mellan kostnader för ytterligare riskbedömningsundersökningar och kostnader för saneringen.

**Nivå 1** (gallrings bedömning) innebär i dess enklaste form en jämförelse mellan ekotoxikologiska riktvärden och uppmätta koncentrationer av kemikalier. Om riktvärden samt den kemiska karaktäriseringen bedöms som tillförlitliga bör inga ytterligare undersökningar krävas på denna nivå. Om osäkerhet råder rörande den kemiska karaktäriseringen (är t.ex. alla toxiska föroreningar analyserade?) eller de tillgängliga riktvärdena (saknas riktvärden eller är dataunderlaget bristfälligt?) bör ett baspaket av enkla och snabba toxicitets tester utföras.

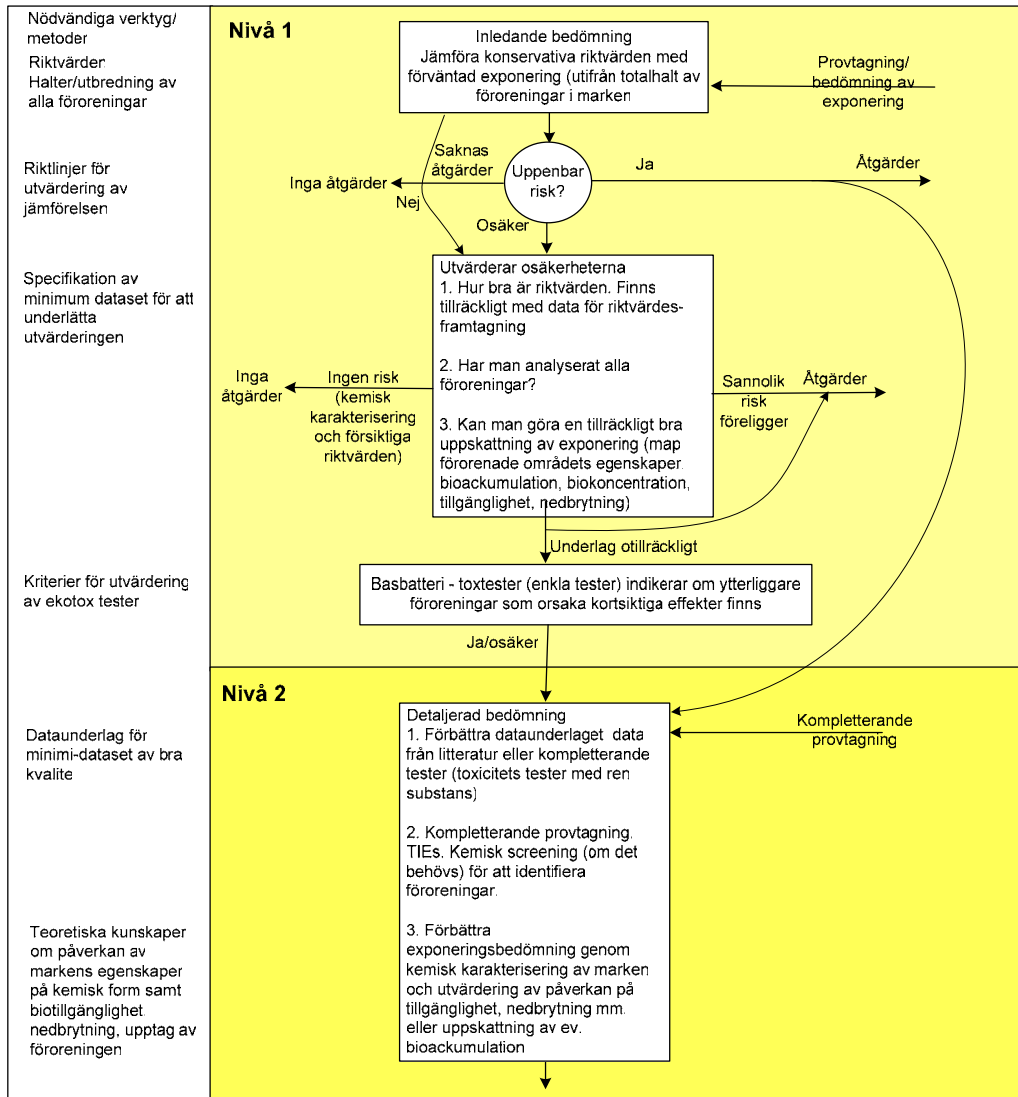
**Nivå 2** (detaljerad bedömning) innebär i dess enklaste form en komplettering av data rörande organismers exponering (fler kemiska analyser, samt utvärdering av bioackumulation och biotillgänglighet) för en mer realistisk exponeringsbedömning. Denna mer realistiska exponering jämförs sedan med de ekotoxikologiska riktvärdena (samma som Nivå 1). Även på denna nivå behöver osäkerheterna och tillförlitligheten av exponeringsbedömningen samt de ekotoxikologiska riktvärdena

utvärderas. Om tillförlitligheten bedöms som bristfällig rekommenderas att toxiciteten undersöks med ett mer detaljerat paket tester.

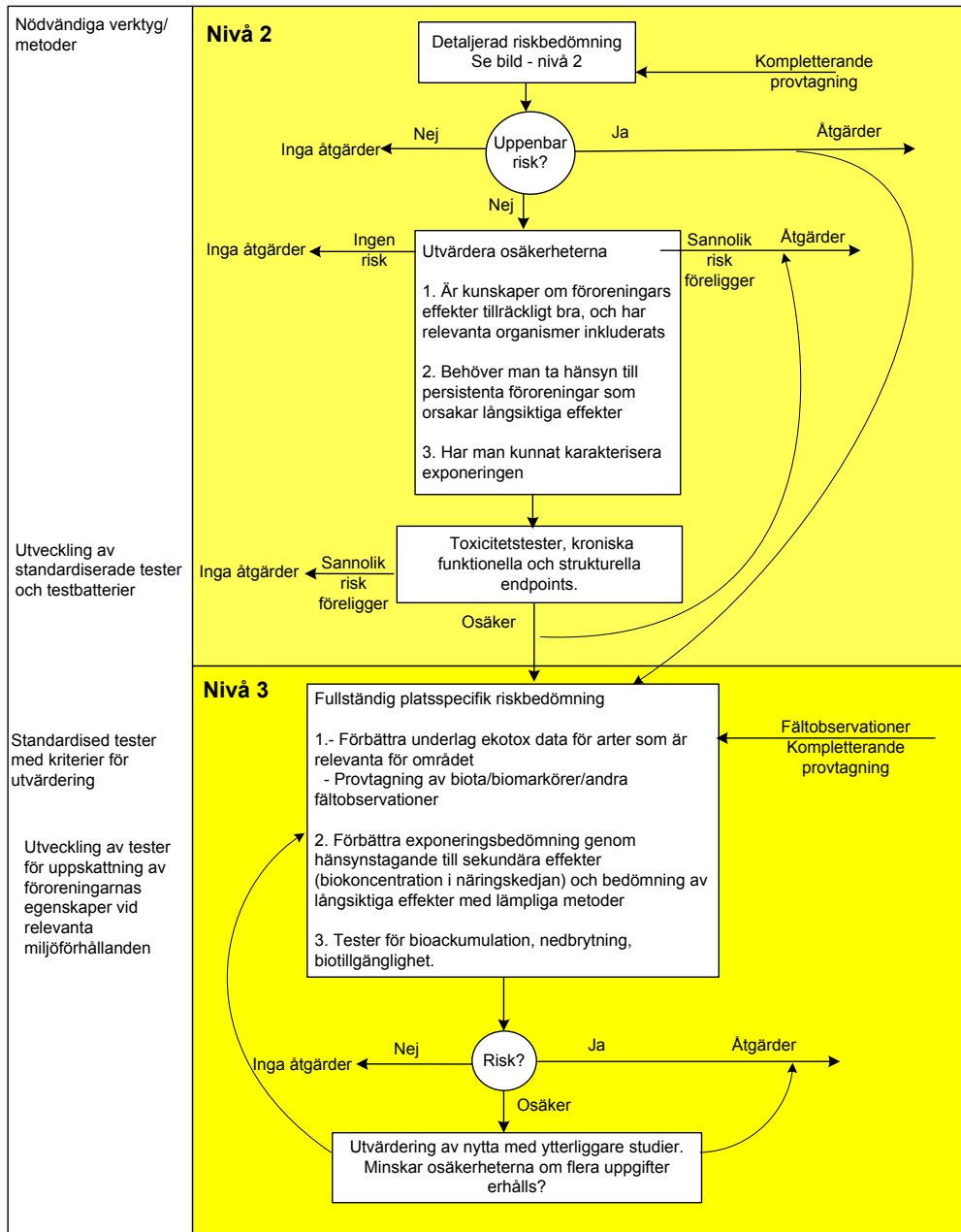
**Nivå 3** (platspecifik bedömning) innebär en fullständig undersökning av ekologiska effekter och risker på den aktuella lokalen. På denna nivå finns det behov av att utföra toxicitets tester med arter och miljöförhållanden som är relevanta för det undersökta området samt att utföra fältundersökningar (t.ex. artsammansättning, biomarkörer). I den platspecifika riskbedömningen rekommenderar vi risker och osäkerheter karaktäriseras med de bästa tillgängliga metoderna (t.ex. bör s.k. sannolikhetsbaserade metoder föredras på denna nivå).



Figur 6.1. Generell översikt på den föreslagna sekventiella metodiken för riskbedömning av förorenade områden.



Figur 6.2. Specificering av den föreslagna metodiken för Nivå 1 och 2 ekologisk riskbedömning av förorenade områden.



Figur 6.3. Specificering av den föreslagna metodiken för Nivå 2 och 3 ekologisk riskbedömning av förorenade områden.

## Slutsatser och rekommendationer baserade på litteraturgenomgången

### Generella rekommendationer

- Riktlinjer och vägledning till miljöriskbedömning borde utarbetas vad gäller allt från skyddsobjekt/målsättning till metodik och beslutskriterier.
- Metodik för platsspecifik riskbedömning borde tas fram.
- Översyn av listor av ämnen prioriterade för riskbedömning/åtgärder (t.ex. Vattendirektivet, HELCOM, OSPAR, utländska riktvärdeslistor). Vilka av dessa ämnen förekommer på förorenade områden? Kan förorenade områden utgöra viktiga bidrag till flödet av prioriterade föroreningar till akvatiska miljöer. Finns alla viktiga föroreningar med på listorna? Kan de befintliga metoderna utnyttjas för alla prioriterade föroreningar eller behöver metoderna tillämpas eller utvecklas?

### Riktvärden

- Översyn av riktvärden – behöver till exempel riktvärden anpassas till svenska förhållanden? Finns ny ekotoxikologisk information som behöver beaktas?
- Definiera datakravet för framtagning av riktvärden för markmiljön (eller plats specifika riskbedömningar). Till exempel, för hur många olika markfunktioner samt funktionella och taxonomiska organismgrupper behövs toxicitetsdata?
- Utfyllnad av kunskapsluckor och kunskapsbrist i form av fler toxicitetsundersökningar behövs för många ämnen för att öka riktvärdens tillförlitligheten. Prioriteringar i detta arbete behöver göras med hänsyn till:
  - Förekomsten av olika föroreningar i saneringsprojekt (andra projekt inom 'Hållbar Sanering' gör dessa sammanställningar)
  - Ämnens miljöfara
  - Känsligheten och miljörelevansen/skyddsvärdet av olika organismer och ekosystemfunktioner.
  - Omfattning av det befintliga dataunderlaget

### Exponeringsbedömning

- Framtagning av riktlinjer för vilka typer av exponeringsdata som behövs på olika riskbedömningsnivåer.
- Framtagning av bioackumulationstester
- Framtagning av biotillgänglighetstester
- Framtagning av tester för nedbrytning

Tester behövs för olika exponeringssätt (t.ex. förtäring av jord, direkt kontakt med jord mm), samt för olika grupper av organismer med olika levnadssätt.

### Effektbedömning och toxicitetstester

- Kalibrering och standardisering av befintliga men ostandardiserade tester t.ex.:
  - Växter, grobarhet, rot- och skotttillväxt
  - Upptagstester, växter, maskar
- Tillämpning av tester som idag används vid:
  - Sedimenttester
  - Toxicitetstester, rena substanser.
- Utveckling av nya tester i områden där inga befintliga tester finns.
  - Identifikation av relevanta testarter. Borde vara relevanta testorganismer från olika trofiska nivåer.
  - Utveckling av nya metoder, speciellt med avseende på:
    - Bakterier – struktur och funktion (det finns en stor potential att utnyttja moderna molekylärbiologiska tekniker)
    - Nedbrytbarhetstester med mikroorganismer.
    - Fler-artstester i form av t.ex. mikro- eller mesokosmer.
- Utveckling och tillämpning av kriterier och riktlinjer för utvärdering och tolkning av resultat från toxicitetstester.
- Utveckla ett hierarkisk system för ekotoxicitetstestning med
  - Paket av enkla tester – för användning i gallringsbedömningar
  - Paket av kroniska tester för både funktionella (t.ex. mineralisering) och strukturella endpoints (t.ex. reproduktion) – för användning i detaljerade riskbedömningar.

### Riskkaraktärisering

- Utveckling av metodiken för användning av säkerhetsfaktorer: utvärdering av lämpliga säkerhetsfaktorer för olika extrapoleringar, utveckling mot att använda ett intervall av faktorer snarare än ett specifikt värde.
- Riktlinjer för hur jämförelsen mellan uppmätta föroreningshalter med eko-toxikologiska riktvärden bäst skall utföras och utvärderas. Vilka metoder är bäst på olika riskbedömningsnivåer? Vilka beslutskriterier är bäst att använda?
- Hur bör olika skyddsnivåer definieras (t.ex. m.a.p. markanvändning)? När kan man använda olika skyddsnivåer? Vägledning för tolkning av riskbedömningen med avseende på olika markanvändningar och olika föroreningsdjup eller geografisk utbredning av föroreningen.
- Utveckling av sannolikhetsbaserade metoder för användning i situationer där en fullständig platsspecifik riskbedömning behövs.
- Utveckling och tillämpning av metoder för att värdera och hantera olika typer av bevis (t.ex. olika typer av tester och fältundersökningar).
- Utveckling av ett system för begränsning/reglering av utsläpp från förorenade områden eller deponier på liknande sätt som begränsning av



utsläpp från industrier mm sker. Detta system bör baseras på en helhetsbild av avrinningsområdets ekologi och hydrologi samt ta hänsyn till skyddsbehov av vattentäkter och grundvatten.

## Referenser

- Allard, A-S., Malmberg, M. and Remberger, M. (2002) Platsspecifik bedömning av förorenad mark- biologiska tester i kombination med kemiska analyser. IVL-publ B 1492.
- Basta, N. and Gradwohl, R. (2000) Estimation of Cd, Pb, and Zn bioavailability in smelter-contaminated soils by a sequential extraction procedure. *Journal of Soil Contamination* 9 (2), 149–164.
- Bell, H.E., Liber, K., Call, D.J. and Ankley, G. T. (2004) Evaluation of bioaccumulation and photo-induced toxicity of fluoranthene in larval and adult life-stages of *Chironomus tentans*. *Arch Env Con Tox* 47, 297-303.
- Calabrese, E.J. and Baldwin, L.A. (1993) *Performing ecological risk assessments*. Boca Raton, FL, USA, Lewis Publishers.
- Calabrese, E.J. and Baldwin, L.A. (1994) A toxicological basis to derive generic interspecies uncertainty factors. *Environ. Health. Perspect.* 102, 14–17.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment (1996) *A Protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines*, Canadian Council of Ministers of the Environment, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, CCME-EPC-101E.
- Chapman, P. M., Fairbrother, A. and Browns, D. (1998) A critical evaluation of safety (uncertainty factors) for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem* 17 (1), 99–108.
- Chen, Z. and Mayer, L.M. (1999) Sedimentary metal availability determined by the digestive constraints of marine deposit feeders: gut retention time and dissolved amino acids. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 176, 139–151.
- Conder, J.M. and Lanno, R.P. (2000) Weak-electrolyte extractions and ion-exchange membranes as surrogate measures of Cadmium, lead, and Zinc bioavailability to *Eisenia fetida* in artificial soils. *Chemosphere* 41, 1659–1668.
- Cornelissen, G., Rigterink, H., ten Hulscher, D. E. M., Vrind, B. A. and van Noort, P. C. M. (2001) A simple Tenax (R) extraction method to determine the availability of sediment-sorbed organic compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (4), 706–711.
- Denneman, C.A.J. and van Gestel, C.A.M. (1990) *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's*. Bijlage bij rapportnr 725201001. RIVM, National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.,
- Di Toro, D. M., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Hicks, M. B., Mayr, S. M. and Redmond, M. S. (1990) Toxicity of Cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. and Chem.* 9, 1487–1502.

Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Schwartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A. and Paquin, P.R. (1991) Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning: Annual review. *Environ. Toxicol. & Chem.* 10, 1541–1583.

EA, Environment Agency UK. (2002) Assessment of radioactive discharge screening levels for biota protected under the Habitats regulations. National Compliance Assessment Service Technical Report NCAS/TR/2001/019.

EC, European Commission (2000) Scientific committee on toxicity, ecotoxicity and the environment (CSTEE): Opinion on the available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial ecosystems. C2/JCD/csteep/Ter91100/D(0).

EC, European Commission (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of : Commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission regulation no 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC.

ECETOC, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (1993) Environmental hazard assessment of chemicals. Technical Report 51. Brussels, Belgium.

Edwards, C.A., Beck, S.D. and Lichtenstein, E.P. (1957) Bioassay of aldrin and lindane in soil. *J Econ Entomol* 50, 622–626.

Ehrlich, P.R. and Ehrlich, A.H. (1981) Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species. New York, USA, Random House.

Environment Canada (1997) Environmental assessments of the priority substances under the Canadian environmental protection act. Guidance manual, version 1.0. EPS 2/CC/3E. Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch,

Environment Canada (1999) Guidance document on application and interpretation of single-species tests in Environmental Toxicology. EPS 1/RM/34.

Eriksson, J., Andersson, A. and Andersson, R. (1997) Tillståndet i svensk åkermark. Rapport 4778. Naturvårdsverket, Stockholm.,

EU (2000) Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

FASSET, Framework for Assessment of Environmental Impact (2004) Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems. Deliverable 6. A project within the EC 5th Framework Programme,

- Felsot, A.S. and Lew, A. (1989) Factors affecting bioactivity of soil insecticides: Relationships among uptake, desorption, and toxicity of carbofuran and terbufos. *J Econ Entomol* 82, 389–395.
- Fletcher, J.S., Johnson, F.L. and McFarlane, J.C. (1990) Influence of greenhouse versus field testing and taxonomic differences on plant sensitivity to chemical treatment. *Environ. Toxicol. Chem* 9, 769–776.
- Forbes, V. E. and Calow, P. (2002a) Population growth rate as a basis for ecological risk assessment of toxic chemicals. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 357, 1299–1306.
- Forbes, V. E. and Calow, P. (2002b) Species sensitivity distributions revisited: A critical appraisal. *Human and Ecological Risk Assessment* 8 (3), 473–492.
- Forbes, V.E. and Calow, P. (2002c) Extrapolation in ecological risk assessment: Balancing pragmatism and precaution in chemicals controls legislation. *BioScience* 52 (3), 249–257.
- Gobas, F.A.P.C., McCorquodale, J.R. and Haffner, G.D. (1993) Intestinal absorption and biomagnification of organochlorines. *Environ. Toxicol. & Chem.* 12 (3), 567–576.
- Goodman, D. (2002) Extrapolation in risk assessment: Improving the quantification of uncertainty, and improving information to reduce the uncertainty. *Human and Ecological Risk Assessment* 8 (1), 177–192.
- Hammonds, J.S., Hoffman, F.O. and Bartell, S.M. (1994) An introductory guide to uncertainty analysis in environmental and health risk assessment. ES/ER/TM-35/R1. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.
- Hansson, S.O. and Rudén, C., Eds. (2004) Better chemicals control within REACH. Stockholm, Sweden, US-AB Universitetsservice.
- Hermanson, H.P. and Forbes, C- (1966) Soil properties affecting dieldrin toxicity to *Drosophila melanogaster*. *Soil Sci Soc Am Proc* 30, 748–752.
- Huang, J.W., Chen, J. and Cunningham, S.D. (1997) Phytoextraction of lead from contaminated soils. *Phytoremediation of soil and water contaminants*, Orlando; FL, USA, American Chemical Society. Symposium series.
- Jager, T. (1998) Uncertainty analysis of EUSES: interviews with representatives from Member States and industry. Report no. 679102 047. RIVM, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands.
- Jager, T., Vermeire, T.G., Rikken, M.G.J. and van der Poel, P. (2001) Opportunities for probabilistic risk assessment of chemicals in the European Union. *Chemosphere* 43, 257–264.
- Kraaij, R. H., Ciarelli, S., Tolls, J., Kater, B. J. and Belfroid, A. (2001) Bioavailability of lab-contaminated and native polycyclic aromatic hydrocarbons to the

amphipod *Corophium volutator* relates to chemical desorption. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (8), 1716–1724.

Lake, J.L., Rubinstein, N.I., Lee II, H., Lake, C.A., Heltshe, J. and Pavignano, S. (1990) Equilibrium partitioning and bioaccumulation of sediment-associated contaminants by infaunal organisms. *Environ Tox Chem* 9, 1095–1106.

Landrum, P. F. and Robbins, J. A. (1990) Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*. G.J.P. Baudo R., Muntau, H. Ed. Eds Ann Arbor, Boca Raton, Boston, Lewis publishers, 237–263.

Lanno, R.P. (2003) *Contaminated Soils: From Soil-Chemical Interactions to Ecosystem Management*, SETAC Press.

Larson, R.J. (1979) Role of biodegradation kinetics in predicting environmental fate. *Biotransformation and fate of chemicals in the aquatic environment*. M.A. (ed). Ed. Eds Washington DC, USA, American society of microbiology, 67–86.

Lee II, H. (1992) Models, Muddles, and Mud: Predicting bioaccumulation of sediment-associated pollutants. *Sediment toxicity assessment*. J.E. G. Allen Burton. Ed. Eds Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, Lewis Publishers, 267–293.

Leoma, SON., Johns, C., Fisher, NEST., Steinberg, N.A., Orelund, FRS. and Reinfolder, J. (1992) Determination of selenium bioavailability to a benthic bivalve from particulate and solute pathways. *Environ Sci Technol* 26, 485.

Läkemedelsverket (2004) *Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter*. Stockholm.

Ma, WC, Van Kleunen, A., Immerzeel, J. and De Maagd, P.G.J. (1998) Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by earthworms: Assessment of equilibrium partitioning theory in situ studies and water experiments. *Env Toxicol Chem* 17, 1730–1737.

Mackay, D., Diamond, M. and Stiver, W. (1991) The case for modelling sediment-water interactions in aquatic and marine systems. *Organic substances and sediments in water*. R.A. Baker. Lewis Publishers, Inc. 3, 43–63.

Mackay, D. and Paterson, S. (1981) Calculating fugacity. *Environ. Sci. & Technol.* 15 (9), 1006–1014.

McFarland, V.A. and Clarke, J.U. (1988) Testing bioavailability of polychlorinated biphenyls from sediments using a two-level approach *Proceedings, Water Quality R&D: Successful Bridging Between Theory and Application*, New Orleans, LA, USA.

McGrath, S.P. and Zao, F.J. (2003) Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology* 14 (3), 277–282.

- Mishra, S. (2002) Assigning probability distributions to input parameters of performance assessment models. SKB Technical Report TR-02-11.
- NRC, National Research Council (1996) Understanding risk, informing decisions in a democratic society. Washington, DC, National Academy Press.
- NV, Naturvårdsverket (1996) Development of generic guideline values. Models and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Rapport 4639. Naturvårdsverket, Stockholm,
- NV, Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Odlingslandskapet. Rapport 4916. Naturvårdsverket, Stockholm,
- NV, Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverket, Stockholm,
- NV, Naturvårdsverket (1999c) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Skogslandskapet. Rapport 4917. Naturvårdsverket, Stockholm,
- NV/SPIMFAB (1998) Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer. Rapport 4889. Naturvårdsverket, Stockholm,
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1992a) Environment Monograph No. 60: Report of the OECD workshop on Effect Assessment of Chemicals in Sediment. OCDE/GD(92)170
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1992b) Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. OCDE/GD(92)169.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1998) Chemicals Testing Monographs No. 11: Detailed review Paper on Aquatic Testing Methods for Pesticides and Industrial Chemicals -Part 1: Report. ENV/MC/CHEM(98)19/PART1
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2001) Chemicals Testing Monographs No. 27: Guidance Document on the Use of the Harmonised System for the Classification of Chemicals which are Hazardous for the Aquatic Environment.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2003) Descriptions of selected key generic terms used in chemical hazard/risk assessment OECD Environment, Health and Safety Publications. Series on Testing and Assessment No.44.
- ECN (2001). Development of standard leaching tests for organic pollutants in soils, sediments and granular waste materials. van der Klein, C.A.M. (au), R.N.J. Co-mans (ed). Energieonderzoek Centrum Nederland. Report: ECN-C-01-121, 180 pp.
- Oomen, A.G. (2000) Determinants of oral bioavailability of soil-borne contaminants. Utrecht, Netherlands, University of Utrecht: pp 121.

- Oomen, A.G., Rompelberg, C.J.M., Bruil, M.A., Dobbe, C.J.G., Pereboom, D.P.K.H. and Sips, A.J.A.M. (2003) Development of an in vitro digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants. *Arch Env Con Tox* 44, 281–287.
- OPPT, Office of Pollution Prevention and Toxics (1994) ECOSAR: Computer program and users guide for estimating the ecotoxicity of industrial chemicals based on structure-activity relationships. EPA-748-R-93-002. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- ORNL, Oak Ridge National Laboratory (1996) Toxicological benchmarks for screening potential contaminants of concern for effects on aquatic biota: 1996 revision. Report to DOE, ORNL, ES/ER/TM-96/R2.
- ORNL, Oak Ridge National Laboratory (1997a) Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process: 1997 Revision. ORNL report to US DOE, ORNL, ES/ER/TM-126/R2.
- ORNL, Oak Ridge National Laboratory (1997b) Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on sediment associated biota: 1997 revision. Report to DOE, ORNL, ES/ER/TM-95/R4.
- ORNL, Oak Ridge National Laboratory (1997c) Toxicological Benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants. ORNL report to US DOE, ORNL, ES/ER/TM-85/R3.
- Persoone, G. and Janssen, C. R. (1994) Field validation of predictions based on laboratory toxicity tests. Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. I.R. Hill, F. Heimbach, P. Leeuwangh, P. Matthiessen. Ed. Eds Boca Raton, FL, USA, Lewis Publishers, 379–397.
- Posthuma, L., Suter II, G.W. and Traas, T.P., Eds. (2002) Species sensitivity distributions in ecotoxicology, Lewis Publishers.
- Reeves, R.D. and Baker, A.L.M. (2000) Metal accumulating plants. Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment. R.I.E.B.B. (eds). John Wiley & sons Inc., 193–229.
- Reid, B.J., MacLeod, C.J.A., Lee, P.H., Morriss, A.W.J., Stokes, J.D. and Semple, K.T. (2001) A simple <sup>14</sup>C-respirometric method for assessing microbial catabolic potential and contaminant bioavailability. *FEMS Microbial Ecology* 196, 141–146.
- RIVM, National Institute of Public Health and the Environment (1994) Proposal for intervention values for soil clean-up: Second series of chemical. Report no 715810 004. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands,
- RIVM, National Institute of Public Health and the Environment (1995) Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration. Substances

evaluated in 1993 and 1994. RIVM report 715801 008. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.,

RIVM, National Institute of Public Health and the Environment (2001a) Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: up-dated proposals for first series of compounds. RIVM 711701020. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands,

RIVM, National Institute of Public Health and the Environment (2001b) Guidance document on deriving environmental risk limits. RIVM, 601501012. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands,

Routledge, E.J. and J.P., Sumpter (1996) Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assayed using a recombinant yeast screen. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 241–248.

Römbke, J., Heimbach, F., Hoy, S., Kula, C., Scott-Fordsmand, J., Sousa, P., Stephenson, G. and Weeks, J. (2003) Effects of Plant Protection Products on Functional Endpoints in Soil (EPFES), Lisbon, 24–26 April 2002. Pensacola FL, USA, SETAC press.

Saltelli, A., Tarentola, S. and Campolongo, F. (2000) Sensitivity analysis as an ingredient of modelling. *Statistical Science* 15 (4), 377–395.

Sample, B. E. and Arenal, C.A. (1999) Allometric models for interspecies extrapolation for wildlife toxicity data. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62, 653–663.

Sato, T., Kojima, J. and Ogasawara, T. (2002) In Leaching tests of soils contaminated with heavy metal, D Almorza, C.A. Brebbia, D Sales and V. Popov (eds). ISBN 1-853-12-907-0

Sohoni, P. and P.J., Sumpter (1998) Several environmental oestrogens are also anti-androgens. *J.Endocrinol.* 158, 327–339.

Suter, G. W., Vermeire, T., Munns, W. R. and Sekizawa, J. (2003) Framework for the integration of health and ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 9 (1), 281–301.

Suter, G.W. (1993) *Ecological risk assessment*, Lewis publishers.

Suter, G.W. (1996) Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on freshwater biota. *Environ. Toxicol. Chem* 15, 1232–1241.

Suter, G.W., Efroymson, R.A., Sample, B.E. and Jones, D.S. (2000) *Ecological risk assessment for contaminated sites*, Lewis Publishers.

Svenson, A., Allard, A-S., Junestedt, C., Cerne, O. and Ek, M. (2004) Assessment of androgenicity in leachates from Swedish landfills and treatments for its elimination. *J. Environ. Sci. Technol.* A39, 2817–2825.



Svenson, A., Örn, S., Allard, A-S., Viktor, T., Parkkonen, J., Olsson, P-E., Förlin, L. and Norrgren, L. (2002) Estrogenicity of domestic and industrial effluents in Sweden. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* 5, 423–434.

Swartz, M.R.C. (1999) Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Environ. Toxicol. Chem* 18, 780–787.

Tang, W.C. and Alexander, M. (1999) Mild extractability and bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Environ Toxicol Chem* 18, 2711–2714.

Tang, W.C., Robertson, B.K. and Alexander, M. (1999) Chemical extraction methods to estimate the bioavailability of DDT, DDE, and DDD in soil. *Environ Sci Technol* 33 (4346–4361).

Thomann, R.V. (1989) Biaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Environ. Sci. Technol.* 23 (6), 699–707.

USDOE, United States Department of Energy (2002) A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. Final Technical Standard No. DOE-STD-153-2002. USDOE, Washington DC.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1985) Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB85-227049, EPA/822/R-85-100.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1991) Technical support document for water quality-based toxics control. Washington, DC: Office of Water. EPA/505/2-90/001

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1992) Developing a work scope for ecological assessments. Publication 9345.0-051. *Eco Update Intermittant Bulletin* 1(4). USEPA: Office of Solid Waste and Emergency Response., Washington DC, USA.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1997) Guiding principles for Monte Carlo analysis. EPA/630/R-97/0. USEPA, Office of Research and Development,

USEPA, United States Environmental Protection Agency (1998) Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. USEPA, Risk Assessment Forum,

USEPA, United States Environmental Protection Agency (2000) Ecological soil screening level guidance. USEPA, Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC, USA.

Voparil, J. M. and Mayer, L. M. (2004) Commercially available chemicals that mimic a deposit feeder's (*Arenicola marina*) digestive solubilization of lipids. *Environmental Science & Technology* 38 (16), 4334–4339.

- Walker, C.H., Hopkin, S.P., Sibly, R.M. and Peakall, D.B. (2001) Principles of ecotoxicology, 2nd ed. London, UK., Taylor and Francis.
- Wang, W-X., Yan, Q-L., Wenhong, F. and Xu, Y. (2002) Bioavailability of sedimentary metals from a contaminated bay. *Mar Ecol Prog Ser* 240, 27–38.
- Wang, Y. (2004) Phytoremediation of mercury by terrestrial plants. Dept of Botany. Stockholm, Stockholm University: pp 41 & 4 articles.
- Warren-Hicks, W.J. and Moore, D. R. J., Eds. (1998) Uncertainty Analysis in Eco-logical Risk Assessment. Pensacola, FL., USA, SETAC Press.
- Wells, J.B. and Lanno, R.P. (2001) Passive sampling services (PSDs) as biological surrogates for estimating the bioavailability of organic chemicals in soil Environmental toxicology and risk assessment : Science, policy, and standardization-implications for environmental decisions. H.R. Greenberg BM, Roberts Jr MH, Gensemer RW (eds). Ed. Eds West Conshohocken, PA, USA. 10th Volume, p 363.
- Weston, D.P. and Maruya, K.A. (2002) Predicting bioavailability and bioaccumulation with in vitro digestive fluid extraction. *Environ Tox Chem* 21 (5), 962–971.
- Weston, D.P. and Mayer, L.M. (1998a) Comparison of in vitro digestive fluid ex-traction and traditional in vivo approaches as measures of polycyclic aromatic hydrocarbon bioavailability from sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (5), 830–840.
- Weston, D.P. and Mayer, L.M. (1998b) In vitro digestive fluid extraction as a measure of the bioavailability of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources of variation and implications for partitioning models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (5), 820–829.
- Williams, P. R. D. and Paustenbach, D. J. (2002) Risk characterization: Principles and practice. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews* 5 (4), 337–406.

# Bilaga 2 – Dataunderlaget

# Sammanfattning

I denna bilaga beskrivs befintliga datasammanställningar som använts för framtagning av riktvärden för föroreningar i mark och i akvatiska ekosystem (vatten och sediment). Eftersom svenska riktvärden för förorenade områden är baserade på RIVM:s sammanställning för jord och CCME:s sammanställning för sötvatten, fokuseras diskussionerna på dessa arbeten, men andra kompletterande dataunderlag från RIVM, CCME och USEPA har också inkluderats.

Metoderna som används vid riktvärdesframtagning tillsammans med dessa datasammanställningar har beskrivits. Generellt baseras alla miljöriskbaserade riktvärden på dos-effektdata från enartstester eller tester på ekologiska processer. Endast CCME:s riktvärden för sediment är delvis baserade på fältobservationer.

Riktvärden som avser föroreningar i mark, vatten och sediment indikerar en föroreningshalt under vilken ekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta mark- eller vattenanvändningen. Olika riktvärden kan tas fram för att motsvara olika grader av miljöskydd, dvs. olika krav på ekosystemets funktioner.

De flesta riktvärdena för föroreningar i mark, vatten och sediment är baserade på data från laborietester, dock är CCME:s riktvärden för sediment delvis baserade på fältobservationer. Data från laborietester kan vara enartstester eller tester på ekologiska processer, t.ex. mineralisering eller biogeokemiska processer. Dataunderlaget för riktvärden omfattar relativt få arter och processer jämfört med det normala antalet arter och processer i miljön.

Olika metoder används för extrapolering av resultaten från labtester med få arter eller processer till effekter på populationer, samhällen och ekosystem. Extrapoleringsmetoderna kan delas i olika grupper; metoder som använder en statistisk fördelning, säkerhetsfaktormetoder och användning av jämviktsfördelningskoefficienter utgående från akvatiska toxicitetsdata. De organisationer som har tagit fram dessa riktvärden använder ofta en kombination av metoder, beroende på tillgång av lämpliga data.

Syftet med riktvärdet påverkar dels vilka underlagsdata som är lämpliga dels tillämpning av extrapoleringsmetod. För de fall riktvärdena skall indikerar en föroreningshalt i miljön där inga skadliga effekter kan förväntas, är kroniska NOEC- eller LOEC-data lämpliga. Om riktvärdena skall indikerar en föroreningshalt där en viss påverkan förväntas är dock effektdata (t.ex. ECx-data) lämpligare. Syftet med riktvärdena påverkar även hur den önskade miljöskyddsnivån kan kvantifieras. Med fördelningsmetoden bestäms vilken percentil av fördelningen som motsvarar önskad skyddsnivå. Används säkerhetsfaktormetoden motsvarar olika numeriska säkerhetsfaktorer olika grad av miljöskydd.

Dataunderlaget för många ämnen och ämnesgrupper är mycket bristfälligt. Underlagsdata för metaller täcker flera grupper (enartstester) och funktioner än för organiska ämnen. Data för markprocesser finns för de flesta metaller, dock finns endast enstaka uppgifter för barium, krom(VI), nickel och metylkvicksilver. Där- emot finns enartsdata i stor utsträckning endast för kadmium, koppar, bly och zink. Det bör observeras att dataunderlaget för nästan alla ämnesgrupper som förekom-

mer i petroleumprodukter är mycket bristfälligt, inklusive aromater, alifater, BTEX och PAH. Dataunderlaget för nästan alla klorerade organiska ämnen är även det mycket bristfälligt. I endast ett fall, pentaklorfenol, har ett riktvärde med hög konfidens tagits fram.

Det finns ett ständigt behov av att uppdatera dataunderlaget med nya data som publiceras i litteraturen. Dessutom behövs redan i nuläget riktade insatser för att komplettera dataunderlaget för vissa ämnen och ämnesgrupper. Dataunderlaget för praktiskt taget alla grupper organiska ämnen är bristfälligt och stora insatser krävs för att ta fram kompletterande dataunderlag. Prioritering av ämnesgrupper för framtagning av kompletterande uppgifter till dataunderlaget bör därför göras med hänsyn till förekomsten av ämnen på förorenade områden och till vilken grad miljöriskbaserade riktvärden styr beslutsfattande och åtgärder. För vissa ämnen, t.ex. koppar och zink, är dataunderlaget förhållandevis bra, men eftersom miljöriskbaserade riktvärden för dessa metaller ofta är styrande i hälso- och miljöriskbedömningar, är en komplettering av dataunderlaget ändå önskvärt.

Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i dataunderlaget. När dataunderlaget är bristfälligt, kan det fortfarande vara möjligt att ta fram riktvärden med en hög grad av tilltro, om en tillräckligt stor säkerhetsmån appliceras för att inte underskatta miljöriskerna. Användning av en säkerhetsfaktor betyder att ett riktvärde indikerar en högsta föroreningshalt i mark, sediment eller vatten under vilka ekologiska funktioner är skyddade till den grad för vilket riktvärdet är avsett. Riktvärdet är dock inte en uppskattning av de faktiska miljöriskerna. Det numeriska värdet av ett riktvärde som tas fram genom användning av en säkerhetsfaktor är baserat på såväl dataunderlagets omfattning som ämnets toxicitet. Två ämnen som visar identiska toxiska egenskaper kan ges mycket olika riktvärden beroende på dataunderlaget. Riktvärdet för ämnet med omfattande dataunderlag blir mycket högre än riktvärdet för ämnet med bristfälligt dataunderlag. Detta kan försvåra tolkningen av resultatet vid en riskbedömning eftersom riktvärdena inte indikerar den relativa toxiciteten av olika ämnen. Riktvärden kan därför inte användas för prioritering mellan ämnen inom ett förorenat område, eller för prioritering mellan olika delområden med olika föroreningskällor.

Tolkningen av riskbedömningar där riktvärden används skulle underlättas om säkerhetsfaktorerna som används vid riktvärdesframtagning angavs tillsammans med det numeriska riktvärdet. Detta skulle bidra till att riktvärdena används med bättre förståelse, dvs. inte används som uppskattningar av de faktiska riskerna utan endast ses som indikatorer av föroreningshalten i miljön under vilken inga oacceptabla miljörisker föreligger.

Eftersom kvantifiering av miljöskyddsnivån sker på olika sätt, är det svårt att tolka påverkansgraden av föroreningshalter i miljön som överskrider riktvärden. Det finns ingen direkt relation mellan toxiciteten och hur mycket en föroreningshalt överskrider riktvärdena.

Användning av säkerhetsintervall tillsammans med numeriska riktvärden kan fungera som incitament för framtagning av kompletterande dataunderlag. Riktvärden som tas fram med säkerhetsfaktorer för att ta hänsyn till otillräckliga dataunderlag kan ha en mycket stor säkerhetsmarginal. Om åtgärdsbehovet för förore-

nade områden bedöms utifrån dessa försiktigt framtagna riktvärden, kan resultatet bli stränga åtgärdskrav och höga kostnader. I dessa fall kan framtagning av kompletterande uppgifter för aktuella föroreningar vara ett alternativt till att bara acceptera riktvärden med stora säkerhetsmarginaler.

För att underlätta framtagning av kompletterande uppgifter, behövs standardiserade tester för organismer som har identifierats som viktiga i relevanta ekosystem m.a.p. uppbyggnad av ett komplett dataunderlag.

I Sverige har riktvärden för förorenade områden baserats på värden som är framtagna i andra länder och därmed för andra förhållanden. För att ta fram riktvärden som är lämpliga för svenska förhållanden behövs en metod som är baserat på kunskaper om de svenska mark- och vattenekosystemen. Riktvärden för svenska förhållanden bör baseras på ett dataunderlag som omfattar arter i Sverige som tillhör alla viktiga funktionsgrupper. Dessutom bör dataunderlaget omfatta grupper som exponeras för föroreningar på ett flertal olika sätt, t.ex. olika trofiska nivåer samt organismer som har direkt kontakt med förorenad mark eller vatten. Grupper som är särskilt känsliga för en förorening eller är speciellt känslig i delar av sin livscykel bör också ingå i dataunderlaget. Identifikation av dessa organismer måste baseras på kunskap om sammansättning och funktion av ekologiska samhällen i olika terrestra och akvatiska ekosystem.

För att utveckla riktvärden för plats specifika förhållanden är det nödvändigt att definiera olika skyddsnivåer för mark- eller vattenekosystem, dvs. definiera till vilken grad vi förväntar olika mark- eller vattenområden att kunna utföra olika ekologiska funktioner. Dessa skyddsnivåer måste kvantifieras så att motsvarande riktvärden kan beräknas. Detta innebär en definition av antalet datapunkter och typen av effektparametrar. Vidare behöver man specificera omfattningen av dataunderlaget som krävs för tillämpning av olika metoder samt en definition av tillämpligt intervall på en fördelning av toxicitetsdata alternativt angivande av vilka säkerhetsfaktorer som skall användas med olika dataunderlag för att motsvarar olika skyddsnivåer.

En översiktlig sammanställning av ämnen på prioriteringslistor och utländska riktvärdeslistor har visat att flera ämnen förekommer på dessa listor som inte finns på de svenska riktvärdeslistorna. Ett antal ämnen och ämnesgrupper bör utvärderas med avseende på behovet av riktvärden för förorenade områden. Utvärderingen bör ta hänsyn till förekomsten av ämnet i förorenade områden och bidraget av förorenade områden till det totala föroreningsflödet i miljön. Hänsyn bör också tas till ämnens toxicitet, både på kort och lång sikt (t.ex. vid ackumulering i recipienter). Eftersom riktvärdeslistan ofta styr vilka kemiska ämnen som är föremål för undersökning av ett förorenat område är det särskilt viktigt att riktvärdeslistan inkluderar alla föroreningar som påverkar miljön på kort eller lång sikt. Ingen sammanställning av vilka ämnen som förekommer oftast på förorenade områden har gjorts inom ramen av detta projekt, men andra projekt inom ”Hållbar Sanering” samlar data som kan användas som underlag till en utvärdering av detta.

Användning av biologiska undersökningar i miljöriskbedömningar ger en möjlighet att detektera förändringar i miljö kvalitet som inte kan detekteras med kemiska analyser eller korta standardiserade toxicitetstester. Däremot kräver använd-

ningen av biologiska kriterier en god förståelse av ekosystemets och organismernas ekologi. Biologiska kriterier har använts vid framtagning av sedimentkvalitetskriterier där uppgifter finns om både sedimentkemi och biologiska effekter. Miljöövervakningsprogram i Sverige inkluderar endast ett fåtal biologiska kriterier, och i enstaka fall inkluderas kopplade uppgifter om mark/vattenkemi och biologiska parametrar. Dessa uppgifter kan öka vår kunskap om toxiciteten av miljöföroreningar. För att bygga upp en omfattande databank som kan användas i miljöriskbedömningar, krävs en utveckling av miljöövervakningsprogram för att inkludera flera biologiska parametrar.

## Introduktion

I denna bilaga beskrivs befintliga datasammanställningar som använts för framtagning av riktvärden för föroreningar i mark och i akvatiska ekosystem.

Eftersom svenska riktvärden för förorenade områden är baserade på RIVM:s sammanställning för jord och CCME:s sammanställning för sötvatten är följande avsnitt fokuserade på dessa arbeten. Datasammanställningarna från RIVM och CCME är de mest omfattande av tillgängliga datasammanställningar.

Sammanställningarna för jord, sediment och ytvatten som beaktas i denna rapport listas nedanför.

	<b>Mark</b>	<b>Ytvatten</b>	<b>Sediment</b>	<b>Refs</b>
RIVM	X	X	X	RIVM (2001, 1994, 1995, 1998, 1999)
CCME	X	X	X	CCME (1987-2004)
USEPA	ECOTOX SSLs	ECOTOX thresholds	ECOTOX thresholds	USEPA (2003) USEPA (1996)

Inga av dessa sammanställningar täcker grundvatten. RIVM:s datasammanställning används för framtagning av ekotoxbaserade riktvärden för grundvatten, men då används samma riktvärde som för ytvatten. Där sammanställningarna för ytvatten täcker både marina miljöer och sötvattenmiljöer, utgår denna rapport från enbart sammanställningen för sötvatten.

Pesticiderna har i denna rapport inkluderats i den utsträckning som de har inkluderats i RIVM:s, CCME:s och USEPA:s sammanställningar för förorenade områden. Alla dessa organisationer har sammanställningar som gäller endast pesticider, och som beaktar en större lista över aktiva ämnen. Däremot är dessa sammanställningar gjorda för att kunna bedöma miljöpåverkan av dagens pesticidhantering, inte för bedömning av förorenade områden.

Metoderna som används vid riktvärdesframtagning tillsammans med dessa datasammanställningar beskrivs generellt i avsnitt 2. En mer detaljerad beskrivning av dessa metoder finns i avsnitt 3. Avsnitt 4 sammanfattar arbetet av flera organisationer med prioritering av ämnen för riskbedömning/åtgärder m.a.p. deras miljöpåverkan. I avsnitt 5 sammanfattas omfattningen av dataunderlaget för jord (RIVM), ytvatten (RIVM och CCME) och sediment (RIVM).



# Metoder som används vid riktvärdesframtagning

## Generellt, metoderna

Påverkan av toxiska ämnen i miljön kan ske vid olika nivåer i den biologiska hierarkin. Påverkan på låga nivåer, t.ex. biokemiska effekter och effekter på cellnivå, påverkar inte alltid miljön på högre nivåer, t.ex. på ekosystemnivå. Det är svårt att extrapolera från effekter på låga nivåer, t.ex. på individer, till effekter på högre nivåer.

Alla system som har använts för framtagning av miljöriskbaserade riktvärden har baserats på dos-effektdata från ekotoxikologiska tester på ”single species” eller på ekologiska processer. För att uppskatta ekotoxikologiska effekter av föroreningar används dos-effektsambanden. Dos-effektdata som belyser påverkan av testämnet på högre biologiska nivåer skulle vara lämpligast för riktvärdesframtagning. Få studier har dock gjorts på högre biologiska nivåer eftersom det är svårt att observera påverkan på högre biologiska nivåer och det är ännu svårare att försäkra att de observerade effekterna orsakas av den aktuella föroreningen och inte av andra miljöförhållanden.

De flesta studier av föroreningars ekotoxicitet är genomförda på enskilda arter i labtester med ett fåtal provorganismer relativt naturliga populationer. Många av de test-endpoints som mäts i labtester är dock mycket relevant för populationer, samhällen och ekosystem. Effekter som hormonstörande effekter, överlevnad, reproduktiva effekter och tillväxt är direkt relaterade till storleken av naturliga populationer. Starka samband mellan resultaten av toxtester (t.ex. effekter på reproduktion) och parametrar som är viktiga för miljön (t.ex. åldersfördelning i en population) kan vara en bra indikation på potentiellt skadliga effekter på högre nivåer.

De flesta system som används för framtagning av riktvärden syftar på skydd av ekosystemfunktioner. Däremot uppskattar de graden av miljöpåverkan utifrån tester med endpoints som kan vara viktiga på populationsnivån. Detta betyder att i praktiken syftar dessa system på skydd på populationnivå, dvs. ingen skadlig påverkan på populationer av organismer (i miljön som undersöks) skall förekomma. Detta motiveras med följande argument:

Individer av de flesta arter är av lite värde, därför kan en påverkan på ett litet antal organismer vara acceptabelt, medan populationen som en helhet förblir oförändrad.

- Skydd på populationsnivå skyddar mot effekter på högre biologiska nivåer.

Markprocesser (processer som utgör näringsämnes- och energikretsloppen) borde vara lämpliga indikatorer av jordens tillstånd, eftersom de har direkt ekologisk relevans. Däremot kan det vara svårt att tolka resultaten från tester på ekologiska processer eftersom det kan finnas stor variabilitet i dos-responssamband och det kan vara svårt att hitta lämpliga kontroller (oförorenade jordar) för testerna. I de fall där data på ekologiska processer, från labtester eller studier i fält, finns tillgängliga, används dessa data för att bekräfta/justera riktvärden som baseras på tester på enskilda arter.

## Extrapolering av resultaten från toxicitetstester

Extrapoleringsmetoder har diskuterats i delrapport 1. De flesta metoder som har använts för framtagning av riktvärden för jord (RIVM) och sötvatten (CCME och RIVM) sammanställer tillgängliga data från ekotoxtester för enskilda föroreningar och använder en statistisk teknik för att ta fram föroreningshalten i miljön (olika medier) som motsvarar en acceptabel effektgrad. De finns två typer av metoder för extrapolering av tillgängliga data; metoder som använder en statistisk fördelning, och metoder som använder säkerhetsfaktorer. De flesta organisationer som har tagit fram riktvärden från befintliga toxicitetsdata använder en kombination av dessa metoder, beroende på tillgång av lämpliga data.

### Användning av statistiska fördelningar

Känsligheten av arter inom ett samhälle kan beskrivas med en statistisk fördelning. Oftast används en normal eller en log-normal fördelning. Beroende på riktvärdens syfte, kan fördelningen inkludera data som representerar olika effektnivåer. Föroreningskoncentrationen som används som riktvärde definieras som en viss percentil av alla data i fördelningen. Vilken percentil som används beror också på riktvärdens syfte. Till exempel, i Nederländerna används 5-percentilen av en log-normal fördelning av NOEC-värden som ”Maximum Permissible Concentration”, eller MPC-värdet. Detta representerar en koncentration där 95 % av arterna i ett samhälle inte förväntas påverkas av föroreningen. Hänsyn tas till osäkerheterna förknippade med fördelningen genom att använda en ny fördelning, med samma medelvärde men med större ”bredd”. Den nya fördelningen tas fram statistiskt och beror på konfidensintervallen som krävs vid framtagning av riktvärden (i Nederländerna används 95 %) och antalet datapunkter.

Fördelningsmetoder innebär användandet av olika fördelningar och val av olika percentiler på fördelningen som riktvärde (se tabell 2.1). Metoderna innebär också ett val av olika ekotoxikologiska parametrar beroende på riktvärdens syfte (dvs. om

riktvärde skall indikera en koncentration i miljön där en viss effektgrad förväntas, eller en koncentration där ingen effekt förväntas).

**Tabell 2.1 Framtagande av riktvärden m h a fördelningsmetoder**

Riktvärden		Fördelningsdata och valda intervall
NOAA sediment quality guidelines*	ERL (effects range low)	10-percentilen, effektdata
	ERM (effects range medium)	Median, effektdata
CCME soil quality guidelines (CCME 1987-2004)	TEC (threshold effects concentration)	25-percentilen (LOEC, NOEC, EC<25) * SF
	ECL (effects concentration low)	25-percentilen ECx- and LCx-data
Florida sediment quality guidelines**	TEL (threshold effects level)	Geometriskt medelvärde av: 15-percentilen – effektdata (EC<20) 50-percentilen – icke-effektdata (NOEL)
	PEL (potential effects level)	Geometriskt medelvärde av: 50-percentilen – effektdata 85-percentilen – icke-effektdata
RIVM (2001)	MPC (maximum permissible concentration)	5-percentilen – NOEL-data
	SRC (serious risk concentration)	50-percentilen – NOEL-data

\* NOAA sediment quality guidelines [Long & Morgan, 1990].

\*\* Florida sediment quality guidelines [described in ORNL, 1997]

### Användning av säkerhetsfaktorer

Denna metod används oftast när tillgängliga data är begränsade, t.ex. där få datapunkter eller endast akuta data finns. Oftast används det lägsta tillgängliga värdet från alla tillgängliga toxicitetsdata, som sedan delas med en säkerhetsfaktor (som också kallas application faktorer, osäkerhetsfaktorer m.m.). Värdet på säkerhetsfaktorn väljs för att ta hänsyn till :

- Typen av toxicitetsdata; t.ex. extrapolering från akuta data till kronisk exponering, extrapolering av data om letala effekter till data om subletala effekter.
- Mängden toxicitetsdata och spridning av data bland olika taxonomiska grupper och grupper av olika ekologisk relevans, t.ex. trofisk nivå.
- Farligheten av föroreningen, oftast utvärderad som potentialen för persistens och bioackumulation, men kan också ta hänsyn till potentialen för hormonstörande eller andra långsiktiga effekter.

Olika organisation kan använda olika säkerhetsfaktor med liknande dataunderlag. Som exempel visar tabell 2.2 säkerhetsfaktorer som används vid framtagning av riktvärden för ytvatten av olika organisationer (Environment Kanada 1997, ECB 2003 och OSPAR, 2000). För akvatiska system tillämpas ofta kravet att dataunderlaget skall omfatta tre organismgrupper för att representera tre trofiska nivåer; alg (primärproducent), planktonisk crustacea (t.ex. Daphnia) samt fisk. En jämförelse av OSPAR:s metod med andra metoder är intressant; OSPAR använder en extra säkerhetsfaktor när dataunderlaget omfattar endast dessa tre grupper, eftersom

OSPAR anser att det kan finnas taxonomiska grupper som är känsligare än dessa tre grupper. OSPAR använder också en extra säkerhetsfaktor för att ta hänsyn till förhållanden där låg biodiversitet leder till att ett ekosystem är beroende på enskilda arter eller individer.

### **Användning av fördelningskoefficienter**

Riktvärden kan beräknas från toxicitetsdata för akvatiska organismer i de fall där inga data för arter eller processer finns för mark eller sediment. Denna metod bygger på tre antaganden:

- En markförorenings biotillgänglighet och toxicitet är relaterad till halten i porvattnet.
- Mark-/sedimentlevande organismer är lika känsliga för föroreningarna som akvatiska organismer.
- Halterna av föroreningen i fastfas och i porvatten är i jämvikt.

En jämviktsfördelningskoefficient (mark-vatten eller sediment-vatten) används tillsammans med riktvärden för vatten för att beräkna motsvarande riktvärden i mark eller i sediment. För oorganiska ämnen används ett  $K_d$ -värde. För organiska ämnen beräknas  $K_d$ -värdet utifrån halten organiskt kol i mark/sediment och fördelningskoefficienten mellan vatten och organiskt kol,  $K_{oc}$ .  $K_{oc}$ -värdet kan beräknas från fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten,  $K_{ow}$ .

### **Användning av QSARs**

”Quantitative structure and function relationships”, QSARS, tas oftast fram för kemikalier som tillhör stora ämnesgrupper där ämnena har liknande struktur och toxicitetsverkan. Deras toxiska effekter kan uppskattas utifrån ämnenas kemiska struktur och resulterande fysiska och kemiska egenskaper. Vid framtagning av riktvärden för vatten har RIVM använt QSARS för narkotisk påverkan på akvatiska organismer för ett antal organiska föroreningar, t.ex. bensen, toluen, etylbensen, kresoler, vissa PAH:er samt vissa klorerade alifater. Dessa riktvärden tillämpas där resulterande värden har varit konservativa jämfört med värden baserat på annat data, dvs. QSARS används endast som kontroll/högre gräns för uppskattningar av toxiciteten. Resultande akvatiska riktvärden har då använts tillsammans med fördelningskoefficienter för framtagning av riktvärden (se 2.2.3) för jord och sediment.

**Tabell 2.2 Säkerhetsfaktorer som används i riskbedömningsmetoder från Environment Canada [1997], ECB [2003] and OSPAR[2000].**

CCME		EEC		OSPAR	
				Lägsta akuta L(E)C50-värde från söt- eller saltvattenarter från tre taxonomiska grupper och tre trofiska nivåer (alg, crustacea och fisk).	10 000
Lägsta akuta LC50- eller EC50-värde från data för en eller två arter.	1000	Minst ett akut L(E)C50 från var och en av tre trofiska nivåer från basdataset (fisk, daphnid och alg).	1000	Lägsta akuta L(E)C50-värde från söt- eller saltvattenarter från tre taxonomiska grupper och tre trofiska nivåer (alg, crustacea och fisk) + ytterliggare två marina taxonomiska grupper (e.g. echinoderma, molluska).	1000
				Ett kroniskt NOEC-värde från studier av reproduktion hos söt- eller saltvatten crustacea eller från studier av fisktillväxt.	1000
				Två kroniska NOEC-värden från söt- eller saltvattenarter från två trofiska nivåer (alg och/eller crustacea och/eller fisk).	500
Lägsta akuta LC50- eller EC50-värde från basdataset (t.ex. fisk, daphnid och alg).	100	Ett kroniskt NOEC-värde (fisk eller Daphnia).	100	Kroniska NOEC-värden från tre söt- eller saltvattenarter (t.ex. Alg, crustacea och fisk).	100
				Två kroniska NOEC-värden från söt- eller saltvattenarter från två olika trofiska nivåer (alg och/eller crustaceans och/eller fisk) + ett kroniskt NOEC-värde från ytterliggare en marin taxonomisk grupp (e.g. echinoderma, molluska)	50
Tröskelvärde (t.ex. IC25) av sublethala toxicitet från basdataset (t.ex. fisk, daphnid och alg).	10	Kroniska NOEC-värden från minst tre arter från tre trofiska nivåer (t.ex. fisk, Daphnia and alg).	10	Tre kroniska NOEC-värden från söt- eller saltvattenarter från två olika trofiska nivåer (alg och/eller crustaceans och/eller fisk) + ett kroniskt NOEC från ytterliggare en marin taxonomisk grupp (e.g. echinoderma, molluska)	10
Extrapolering av akuta data till kroniska data.	10	Data från fältobservationer eller modellekosystem.	Fall specifikt		
Extrapolering av otillräckligt dataunderlag.	10				

## Framtagning av dataunderlaget

Riktlinjer för framtagning av dataunderlaget för riktvärden har definierats av de olika organisationerna. Ett vanligt förekommande krav är att testerna skall vara standardiserade av t.ex. OECD eller USEPA. Data skall granskas och endast data som bedöms vara relevanta tas med i riskbedömningen. Data som inte bedöms acceptabla enligt dessa kriterier kan användas som stöddata för att minska osäkerheten vid fastställande av ett riktvärde.

Kriterier har föreslagits för framtagning av ett basdataset. Vissa organisationer påstår att testorganismer bör vara relevanta för miljön som studeras i miljöriskbedömningen. (I praktiken görs detta sällan). Andra kriterier ställs på antalet uppgifter och att uppgifter skall finnas för organismer som representerar olika:

- Ekologisk funktion, t.ex. primärproducenter, primär- och sekundärkonsumenter and saprotrofer. Användning av standardorganismer från tre trofiska nivåer är vanligt för akvatiska miljöer.
- Taxonomiska grupper; olika grupper bör representeras eftersom känsligheten ofta är relaterad till fysiologiska/anatomiska skillnader som varierar mellan taxa.
- Exponeringsvägar; grupper som exponeras via olika exponeringsvägar borde inkluderas.

Olika system har olika krav, och för den terrestra miljön är kraven inte lika standardiserade som för akvatiska miljöer. Testresultat från flera taxonomiska grupper bidrar till säkrare riktvärden.

Krav ställs också på vilken typ av effektparameter som skall mätas, t.ex:

- Testerna där subletala effekter (t.ex. tillväxt, beteende, effekter på reproduktion) föredras. Där överlevnad/dödlighet används som endpoint, är riktvärdena mindre säkra. Om föroreningens verkningsmekanism är känd bör test-endpoints ta hänsyn till detta, t.ex. när föroreningar misstänks ha hormonpåverkan skall testerna omfatta tester för östrogen/androgen potential.
- Tester med kronisk exponering (långtidsexponering) föredras framför tester med korttidsexponering. Definition av kort/långtidstest varierar beroende på livslängden hos testorganismen. Långtidstester borde omfatta flera generationer.
- NOEC- och LOEC-värdena utgör den lämpligaste utgångspunkten för riktvärden som syftar till en icke-effekt koncentration av en förorening i miljön. Andra parametrar, t.ex. LC<sub>x</sub>, är lämpligare för riktvärden som syftar till en viss effektnivå i miljön.

Toxicitetsstudier baseras vanligen på uppmätta halter av ämnet och toxicitetsdata anges som halten av en förorening i testmediet. Riktvärden används för jämförelse med totalhalten av föroreningar som mäts i fält. Vid användning av riktvärden görs antaganden att en förorening är lika biotillgänglig i fält som den är under testförhållandena i toxtesterna som används för att ta fram dataunderlaget.

# Framtagning av riktvärden från befintliga datasammanställningar

## RIVM

RIVM tillämpar olika metoder för framtagning av riktvärden beroende på data-tillgängligheten. Samma metoder ligger till grund för riktvärden för jord, sediment och ytvatten.

Två typer av riktvärden som motsvarar olika påverkansnivåer, och som används för olika ändamål tas fram för föroreningar i jord, ytvatten, sediment, grundvatten och luft. Dessa två typer av riktvärden är:

- SRCeco (Serious Risk Concentration). Dessa riktvärden representerar halter vid vilka allvarliga störningar i ekologiska funktioner förekommer eller kan förekomma. Detta antas motsvarar halten där 50 % av arter och/eller mikrobiella funktioner/processer påverkas (i ekotoxikologiska tester) (dvs. 50-percentilen av fördelningen av NOEC data).
- MPC (Maximum Permissible Concentration). Dessa riktvärden är satta för att skydda alla arter i ekosystemet från skadliga effekter. Detta antas motsvarar en nivå där 5 % av arterna kan påverkas, dvs. 5-percentilen av fördelningen av NOEC-data.

Om kroniska data är tillgängliga för 4 eller fler taxonomiska grupper, används den statistiska fördelningen av NOEC data för relevant förorening och miljön.

Om få kroniska data, eller endast akuta data är tillgängliga, tillämpas metoder med säkerhetsfaktorer. Riktvärden tas fram för att motsvara skyddsnivån som anges vid användning av fördelningsmetoden. Säkerhetsfaktorer och datakrav vid framtagning av SRC- och MPC-värden visas i tabell 3.1.

**Tabell 3.1 Säkerhetsfaktorer som används vid framtagning av MPC- och SRC-värden (RIVM, 2001)**

Tillgängliga data	Övriga krav	Riktvärde baseras på	Säkerhetsfaktor
<b>SRC-värdet, akvatiska och terrestra</b>			
Endast effektdata (t.ex. LC50, EC50)		geometriska medelvärde av effektdata	10
≥ 1 NOEC	geometriska medelvärde av L(E)C50 data/10 < geometriska medelvärde av NOEC data	geometriska medelvärde av L(E)C50-värden	10
	geometriskt medelvärde av L(E)C50 data/10 ≥ geometriskt medelvärde av NOEC data	geometriskt medelvärde av NOEC-värden	1
<b>MPC-värdet</b>			
Mindre än 3 akuta (L(E)C50)- eller QSAR-data	Lägsta L(E)C50/1000 < lägsta NOEC/10	Lägsta L(E)C50	1000
3st akuta (L(E)C50)- eller QSAR-data*	Lägsta L(E)C50/100 < lägsta NOEC/10	Lägsta L(E)C50	100
Mindre än 3 NOEC-värden	Lägsta L(E)C50/1000 ≥ lägsta NOEC/10	Lägsta NOEC	10
3 st NOEC värden*		Lägsta NOEC	10

För akvatiska system, alger/crustacea/fisk. För terrestra system, daggmask eller artropoda och växter

Vid framtagning av riktvärden för jord tas två olika riktvärden fram om dataunderlaget är tillräckligt. Ett riktvärde baseras på data för markprocesser och ett riktvärde baseras på ekotoxikologiska data för enskilda arter. Riktvärden blir då det lägsta av dessa två värden. Dessa två riktvärden tas fram med metoden som tillåts av dataunderlaget, varför det slutliga riktvärdet för mark kan baseras på en jämförelse av ett riktvärde för markprocesser som togs fram med fördelningsmetoden och ett riktvärde för enskilda arter som baseras på säkerhetsfaktormetoden.

Om inga data finns för sediment eller jord, kan värden tas fram genom tillämpning av fördelningskoefficienter och SRC/MPC-värden för vatten. Fördelningsfaktorn tar hänsyn till markens/sedimentens organiska materialhalt och lerhalt. För ytvatten har QSAR-data (Qualitative Structure and Function Relationships) också använts, vilket innebär modellering av toxicitet utifrån ett ämnes kemiska egenskaper.



## CCME

### Jord

Kanadas riktlinjer för jord skall skydda ekologiska funktioner som stödjer vanliga aktiviteter inom fyra olika markanvändningar:

- Jordbruk (odling av grödor, djuruppfödande, habitat för inhemsk flora och fauna samt tillfällig vistelse för vissa djurarter)
- Boende/park (ej naturreservat)
- Handel, t.ex. köpcentrum
- Industri.

Exponeringsvägar och exponerade organismer är likadana vid alla markanvändningar, men kvalitetskravet på mark inom handel/industriområden är inte lika högt som på mark inom jordbruk och boende/park områden. Exponeringsvägarna som beaktas är direktkontakt med jord samt intag av jord och foder från det förorenade området. Exponerade organismer/funktioner som beaktas visas i tabellen nedan:

**Tabell 3.2 Exponerade organismer/funktioner för olika markanvändningar och exponeringsvägar**

Markanvändning	Direktkontakt	Intag av jord och foder
Jordbruk	Markprocesser Terrestra evertebrater Växter/grödor Boskap/däggdjur	Herbivorer
Boende/Park	Markprocesser	
Handel	Terrestra evertebrater	
Industri	Växter Boskap	

### DIREKT KONTAKT

Tre olika metoder används, beroende på omfattningen av dataunderlaget. Metoderna syftar till framtagning av två värden, en tröskelkoncentration för biologiska effekter som används som riktvärden för jordbruksmark och boende/parkområden samt en koncentration som motsvarar en låg-effekt nivå vilken används som riktvärde för handels- och industriområden. Metoderna tillämpas i följande ordning:

- En statistisk fördelning används för framtagning av riktvärdena om antalet uppgifter är tillräckligt
- En säkerhetsfaktor används, baserad på LOEC-data
- En säkerhetsfaktor används, baserad på LCx- och ECx-data.

Tabell 3.3 visar en översikt av hur värdet tas fram, datakravet för metoderna och säkerhetsfaktorerna som används.

### KONSUMTION AV VÄXTER OCH JORD

Toxikologiska data för herbivorer används för att ta fram det lägsta LOAEL-värdet, uttryckt som intag av en förorening i mg/kg kroppsvikt och dag. En säkerhetsfaktor

tillämpas för att ta hänsyn till dataunderlagets omfattning. Kriterier för bedömning av dataunderlaget inkluderar;

- biologiska betydelsen av LOEC-data
- data från akuta eller subakuta studier
- antalet tillgängliga LOEC-data
- antalet taxonomiska grupper som är representerade.

För arten som har det lägsta NOAEL, beräknas jord- och foderintaget. Intaget av föroreningar i foder beräknas från koncentration i jord med biokoncentrationsfaktorer.

Riktvärdet kan då beräknas som halten av en förorening i jord som motsvarar 75 % av NOEAL-värdet. (Endast 75 % av NOEAL-värdet används för att kunna ta hänsyn till andra exponeringsvägar för föroreningarna, t.ex. i dricksvatten, hudupptag). Om data finns tillgängliga kan biotillgänglighet inkluderas i beräkningarna. I de flesta fall antas dock biotillgängligheten vara detsamma som den kemiska formen som används i testerna där data för framtagning av NOAEL-värdet kommer ifrån.

#### MARKPROCESSER

I Kanada används data från tester av jordprocesser för att kontrollera riktvärden som tas fram för ”direktkontakt”.

Riktvärden för markprocesser tas fram med liknande metoder som för direktkontakt, dvs. användning av statistiska fördelningar, eller LOEC metoder. Minimidatakraven för markprocesser är likadana, men istället för krav på data från studier på evertebrater och växter skall studier på N-fixering och nitrifikation vara tillgängliga.

Tröskelvärdet eller låg-effekt halten (jordbruk och boende/parkmark respektive handels/industrimark) från enartstester jämförs med data för markprocesser (näringssämnen eller respiration).

#### SLUTLIG FRAMTAGNING AV RIKTVÄRDEN

Riktvärden för direktkontakt och markprocesser jämförs. Om riktvärdet för direktkontakt är lägst jämförs det med värdet för intag av jord och foder. Det lägsta av dessa två värden antas som det miljöriskbaserade riktvärdet.

Om riktvärdet för markprocesser är lägre än riktvärdet för direktkontakt, beräknas geometriska medelvärdet av dessa två värden. Geometriska medelvärdet jämförs sedan med riktvärdet för intag av jord och foder. Det lägsta av dessa två värden antas som det miljöriskbaserade riktvärdet.

**Tabell 3.3 Metoder som används vid framtagning av riktvärden för förorenad jord av CCME (CCME 1987-2004).**

	<b>Metod</b>	<b>Dataskrav</b>	<b>Säkerhetsfaktorer</b>
Fördelningsmetoden (som används för framtagning av riktvärdena om kravet för data möts)	Jordbruk och boende/park: Kombinerat "icke-effektdata", dvs. LOEC och NOEC data, samt "potentiella effektdata", dvs. ECx- och LCx-data. 25-percentilen av fördelningen av det kombinerade datasetet används som utgångspunkt för riktvärdet. Av alla datapunkter som ligger under 25-percentilen får maximalt 25% utgöras av effektdata (ECx- och LCx-data).	Minst 10 datapunkter från minst tre studier. Minst 3 arter skall representeras. Minst två datapunkter för jordlevande evertebrater och minst två datapunkter för växter/grödor. När flera arter rapporteras från en studie, kan en datapunkt användas för varje art. När flera data finns för en art används geometriska medelvärdet (artmedelvärdet).	Säkerhetsfaktor mellan 1-5, beroende på dataunderlagets omfattning och kvalitet. Faktorer som är viktiga vid val av SF är t.ex; <ul style="list-style-type: none"> <li>• endast tre studier är tillgängliga</li> <li>• mindre än tre taxonomiska grupper är representerade</li> <li>• &gt;25 % av datapunkterna under 25-percentilen är effektdata (LCx eller ECx)</li> </ul>
	Handels/industriområden: 25-percentilen av fördelningen av effektdata (ECx- och LCx-data).	Minst 10 datapunkter från minst tre studier. Minst 3 arter skall representeras. Minst två datapunkter för jordlevande evertebrater och minst två för växter/grödor. När flera arter rapporteras från en studie, kan en datapunkt användas för varje art. När flera data finns för en art används geometriska medelvärdet (artmedelvärdet).	Ingen
Säkerhetsfaktormetod baserat på LOEC-data	Jorbruksmark och boende/parkmark: lägsta LOEC-värdet och en säkerhetsfaktor.	Tre studier som rapporterar NOEC eller LOEC endpoints. Minst en terrest växt och en jordlevande evertebrat representeras.	Säkerhetsfaktor mellan 1-5, beroende på dataunderlagets omfattning och kvalitet. Faktorer som är viktiga vid val av SF är t.ex. biologisk betydelsen av LOEC-data, om datat är från akuta eller subakuta studier, antalet tillgängliga LOEC-data och antalet representerade taxonomiska grupper.
	Handels/industrimark: geometriska medelvärdet av tillgängliga LOEC.	Tre studier som rapporterar NOEC eller LOEC endpoints. Minst en terresta växt och en jordlevande evertebrat representeras.	Ingen
Säkerhetsfaktormetod baserat på effektdata	Jordbruksmark och boende/parkmark baseras på det lägsta värdet av tillgänglig effektdata (LCx och ECx) och en säkerhetsfaktor	Minst tre studier som rapporterar EC50 eller LC50-värden. Minst en terrest växt och en jordlevande evertebrat representeras.	SF 5 om lägsta värdet är ett ECx värde. SF10 om lägsta värdet är ett LCx-värde Ytterligare SF 1-5 om data är från akuta eller subakuta studier, endast tre data, eller mindre än 3 taxonomiska grupper representeras.
	Handels/industrimark: Denna metod används inte för dessa markanvändningar.		

## Riktvärden för ytvattenkvalitet, skydd av akvatiskt liv

Målet för Kanadas riktvärden för skydd av akvatiskt liv är skydd av alla akvatiska organismer i alla delar av deras livscykel.

Alla komponenter av ekosystem beaktas om data är tillgängligt, men utvärderingen borde fokusera på ekologiskt relevanta arter. Kravet vid framtagning av riktvärden för sötvatten är data från fisk, evertebrater och akvatiska växter. Olika riktvärden tas fram, beroende på dataunderlaget - ”full” eller kompletta riktvärden och ”interim” eller tillfälliga riktvärden. Data på flera arter utöver de som krävs vid framtagning av riktvärden, inkluderas i datasammanställningen.

	Kompletta riktvärden	Tillfälliga riktvärden
<b>Fisk</b>	Minst 3 studier Minst 3 arter från N. Amerika; av vilka en varmvatten- och en kallvattenart Av dessa studier, måste två vara kroniska (hel eller del av livscykel)	Minst 2 studier (akuta eller kroniska) Minst 2 arter från N. Amerika; av vilka en skall vara en kallvattenart
<b>Evertebrater</b>	Två kroniska studier, på två arter från olika taxonomiska klasser. En av dessa studier måste inkludera en planktonisk art från N. Amerika (t.ex. daphnid)	Två akuta/kroniska studier, på två arter från olika taxonomiska klasser. En av dessa studier måste inkludera en planktonisk art från N. Amerika (t.ex. daphnid)
<b>Växter</b>	Minst en studie av en makrofyt eller alg från N.Amerika.	
<b>Växter - fytotoxiska ämnen</b>	Fyra stycken akuta/kroniska studier på sötvattenmakrofyter eller alger.	En studie på växter.

I första hand tas riktvärden fram från LOEC-data från kroniska studier av subletala effekter för den känsligaste delen av livscykeln. Den lägsta LOEC används tillsammans med en säkerhetsfaktor på 0.1 för att ta hänsyn till skillnaderna mellan testförhållanden och fältförhållanden.

Om LOEC-data inte är tillgängliga, kan riktvärden beräknas från akuta data genom omräkning av LCx- eller ECx-data till LOEC-koncentrationer. Kvoten akuta/kroniska data kan användas för omräkning om den är tillgänglig, dvs. har tagits fram i en studie där både NOEC/LOEC-värden och ECx/LCx-värden observeras i en studie av samma art. Där kvoten akuta/kroniska data inte är tillgänglig, används en säkerhetsfaktor tillsammans med akuta data. För persistenta ämnen är säkerhetsfaktorn 0.01, medan för icke-persistenta ämnen är säkerhetsfaktorn 0.05.

## Sediment

I likhet med riktvärden för ytvatten syftar Kanadas riktvärden för sediment att skydda, alla akvatiska organismer i alla delar av sina livscyklar. Alla komponenter av ekosystem beaktas om data är tillgängliga, men utvärderingen fokuserar på ekologiskt relevanta arter. Interim riktvärden tas fram när datatillgängligheten är begränsad. Riktvärdena gäller för totalhalt i ytsediment (översta få centimetrarna) i mg/kg TS.

När informationen indikerar ett samband mellan sedimenthalter och toxicitet, (t.ex. mellan toxicitet och organisk materialhalt i sediment) skall detta beaktas vid framtagning av riktvärden för sedimenten.

Två olika metoder används för framtagning av riktvärden för sediment. Den första är baserat på en datasammanställning som gjorts som en del av Kanadas ”National Status and Trends programme”. Sammanställningen heter BEDS (Biological Effects Database for Sediments) och innehåller data från modelleringsstudier, spiked sediment toxicity test och fältobservationer.

De flesta data i BEDS härrör från fältobservationer där sedimentkemi och biologiska effekter har mätts vid samma provpunkt samtidigt.

Data som inkluderas i BEDS granskas enligt omfattande lista över kriterier för att försäkra datakvaliteten och relevansen för sedimentriktvärdena. Dessa kriterier inkluderas inte här, men gäller följande:

- provtagning och lagring av vatten- och sedimentprov
- tillgänglighet av data för sedimentens kemiska egenskaper, inklusive abiotiska parametrar samt vattenkolumnens egenskaper
- föroreningshalterna i varje data-set (tillräckligt stor spridning av koncentrationer)
- Toxicitetstester skall vara standardiserade
- Effektparametrar bör inkludera olika delar av livscykeln, t.ex. embryoutveckling, tidiga steg, tillväxt, reproduktion, överlevande hos vuxna. Andra ekologiska viktiga effektparametrar kan också inkluderas, t.ex. beteende (burrowing, avoidance), fysiologiska parametrar, patologi m.m.
- Lämpliga kontroller
- Lämpliga analytiska metoder
- Lämpliga statistiska metoder

#### DATAKRAV

För tillfälliga riktvärden krävs 20 st effektdata (dvs. ECx- eller LCx-data) samt 20 st icke-effektdata (dvs. NOEC-data).

Kompleta riktvärden tas fram om data finns för att indikerar sambandet mellan toxicitet och andra faktorer, t.ex. sedimentens egenskaper (t.ex. TOC, partikelstorlek) eller vattenkemi (t.ex. pH).

#### FRAMTAGNING AV RIKTVÄRDEN

Metoden för framtagning av riktvärdena är en statistisk fördelningsmetod. Två fördelningar tas fram; en för effektdata och en för icke-effektdata.

Riktvärden ges av det geometriska medelvärdet av:

- 15-percentilen av effektdata
- 50-percentilen av icke-effektdata.

Det resulterande riktvärdet är en tröskel-effektnivå, dvs. biologiska effekter förväntas inte vid halter i sediment som underskrider riktvärdet. Dessa riktvärden tillämpas oftast som tillfälliga riktvärden (interim guidelines).

Osäkerhetsfaktorer kan tillämpas om utvärdering av dataunderlaget indikerar att vissa faktorer inte beaktas eller vissa grupper saknas. Kriterier för användning av säkerhetsfaktorer finns.

#### SPIKED SEDIMENT TOXICITY TESTS

Denna metod används för att bekräfta NSTP-metoden, samt att ta fram data som behövs för framtagning av kompletta riktvärden från tillfälliga riktvärden. Krav på dataunderlaget är minst 4 studier på 2 eller flera sedimentlevande evertebrater från N. Amerika. Dessa studier måste inkludera minst 1 bentisk crustacean och 1 bentisk artropod. Minst 2 av dess studier måste vara kroniska tester (hela eller delar av livscykel) med ekologiskt relevanta endpoints.

Riktvärdet baseras på den lägsta LOEC från en kronisk studie med en subletal endpoint. En säkerhetsfaktor används, beroende på utvärderingen av underlaget. Om akuta data visar att andra arter är känsligare än arten med lägsta LOEC, används lägsta akuta värdet med ytterligare en säkerhetsfaktor för att ta hänsyn till akut/kronisk extrapolering. Kriterier för val av säkerhetsfaktorer finns.

## Andra metoder

### USEPA, jord

USEPA tar fram ekotoxikologiskt baserade riktvärde för mark som heter ECO-Soil Screening Levels, or Eco-SSLs. För varje ämne tas SSL-värden fram för växter, marklevande evertebrater, fåglar och däggdjur. Exponeringsvägarna som beaktas är direktkontakt med jord (växter och marklevande evertebrater), intag av jord (evertebrater, däggdjur och fåglar) samt intag av föda kontaminerade genom växtupptag (däggdjur och fåglar).

USEPA ger riktlinjer för bedömning av datakvalitet vid en datasammanställning; (t.ex. rimliga intervall för organisk materialhalt och pH för jord som används i ekotoxikologiska tester). Testresultaten skall också vara ekologiskt relevanta dvs. skall gälla effekter på reproduktion, populationsstorlek, tillväxt eller fysiologiska parametrar. Kroniska subletala toxikologiska data skall användas. Tre toxikologiska parametrar är acceptabla; MATC-värden (maximum acceptable toxicant concentration, vilket är geometriska medelvärdet av LOEC- och NOEC-värden, EC20 eller och EC10-data).

Biotillgänglighet uppskattas utifrån rapporterad information om testjordens egenskaper som hög, mellan eller låg.

För växter och jordlevande evertebrater beräknas Eco-SSLs som geometriska medelvärdet av tre toxicitetsdata från tester med jord där biotillgängligheten uppskattas som hög. Om mindre än tre värden finns, inkluderas data från nästa biotillgänglighetsnivå (mellan tillgänglighet).

En modell har utvecklats för att uppskatta exponering (via föda och via direktintag av jord) för fåglar och däggdjur. Ett antal ”referensorganismer” har identifierats, och det dagliga intaget av jord och föda för dessa organismer har kvantifierats. Den beräknade exponeringen jämförs sedan med dos-effektdata för att ta fram halten i mark som motsvara exponeringen vid ett toxikologiskt referensvärde. Framtagning av det toxikologiska referensvärdet beror på vilken endpoint som studeras (tillväxt, reproduktion, dödlighet, beteende, biokemiska eller patologiska effekter) och mängden och typ (NOEL, LOEL) av datapunkter.

## USEPA, vatten

USEPA har tagit fram kriterier för skydd av akvatiska organismer (USEPA, 1985). Två riktvärden för ytvatten tas fram, ett kroniskt värde och ett akutvärde, som indikerar tillåtna medel halt resp. maximal halt i ytvatten.

Kravet på dataunderlaget vid framtagning av riktvärden är data från minst 8 akuta toxicitetstester och 3 kroniska tester:

Akuta	Kroniska
1 laxart	1 fisk
1 annan fisk	1 evertebrat
Ytterligare en vertebratfamilj	1 mycket känslig sötvattenart (kan vara en fisk)
plantonic crustacean	
bentisk crustacean	
insekt	
en taxonomisk grupp (phylum), ej artropoda eller vertebrata, t.ex. annelida, mollusca, rotifera	
ytterligare en taxonomisk grupp (phylum)	

Där flera data finns för en art eller en genus, beräknas geometriska medelvärdet av dessa data.

Akutvärden bestäms med fördelningsmetoden. Riktvärdet kan justeras om toxicitetsvärdet för viktiga arter (ekonomiskt eller ekologiska) är lägre än det beräknade akutvärdet.

Kroniska värden kan beräknas med fördelningsmetoden eller säkerhetsfaktormetoden, beroende på dataunderlaget.

Toxicitet för akvatiska växter uppskattas separat för att kontrollera att inga oacceptabla effekter på växter förväntas vid framtagna kriterier.

Ett värde för toppkonsumenter måste också uppskattas för att kontrollera att exponering av dessa arter inte leder till toxiska effekter. Halterna i toppkonsumenter uppskattas med avseende på biokoncentration och biomagnifikation av föroreningar.

# Ämnen prioriterade för miljöriskbedömning

En översikt av ämnena som inkluderas i riktvärdeslistorna finns i avsnitt 5.

Ett antal organisationer och myndigheter har tagit fram listor över ämnen som prioriteras med avseende på miljöriskbedömning. I detta avsnitt jämförs listor över prioriterade ämnen med Naturvårdsverkets riktvärdeslistorna för förorenade mark (NV 1996, NV/SPIMFAB 1998) för att kunna se i vilken omfattning prioriterade ämnen inkluderas på riktvärdeslistorna.

Prioriteringen av olika organisationer kan gälla framtagning av underlag för riskbedömning, genomförande av en riskbedömning eller åtgärder där miljöriskbedömningar indikerar eventuell miljöpåverkan. Prioriteringslistorna har inte nödvändigtvis tagits fram med avseende på förorenad mark eller förorenade områden. Listorna är ofta baserade på faroanalys eller preliminär riskbedömning. Preliminära riskbedömningar tar ofta hänsyn till utsläpp av ämne till miljön till följd av kemikaliehantering, dvs. inte från förorenade områden.

Vissa av dessa prioriteringslistor gäller både miljö- och hälsoeffekter. Ett exempel är European Chemicals Bureau's prioritering av ämnen för riskbedömning som omfattar kemikalier som produceras idag (ECB, 2005). Listan baseras på information från producenten och från nationella listor från EU:s medlemsländer. Hänsyn tas till en preliminär bedömning av:

- Effekter av ämnet på människor och miljön
- Exponering av människor och miljön för ämnet
- Brister i dataunderlaget vad gäller hälso- och miljöeffekter
- Annan information, program och lagstiftning/regler för farliga ämnen.

Ämnen på prioriteringslistan blir föremål för en riskbedömning, där exponeringssituationen karakteriseras och hälso- och miljöeffekterna uppskattas. Denna lista gäller kemiska produkter, och omfattar ämnen för vilken exponering är huvudsakligen på annat sätt än exponering för förorenade områden. Därför har inte listan beaktats i denna diskussion. Däremot är några av ämnena som prioriterats mycket relevanta för förorenade områden, och där riskbedömningar har gjorts eller planerats för ämnen som tas upp i följande avsnitt har detta noterats.

Några prioriteringslistor har tagits fram med hänsyn till miljö- och hälsoeffekter av föroreningar, huvudsakligen i ytvatten. Dessa beskrivs i avsnitt 4.1. En översikt av ämnen som ingår i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder finns i avsnitt 4.2. Tabell 4.1 visar dessa prioriterade ämnen och indikerar vilka av dessa ämnen som finns på riktvärdeslistorna för förorenad mark.

## Prioriteringslistor

### Ramdirektivet för vatten

Det nya EG ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) trädde i kraft den 22:e december 2000 och skall vara fullt implementerat i medlemsländerna 2015. Direktivets syfte är att uppnå god status för yt- och grundvatten, vilket för ytvatten avser summan av god ekologisk sta-



tus och kemisk status och kvantitativ status. För grundvatten avser ”god status” summan av kemisk status och kvantitativ status. För grundvatten gäller dessutom ett allmänt krav om att alla tendenser till ökande koncentrationer av föroreningar skall motverkas.

Vattendirektivet refererar till tre grupper av ämnen:

- Huvudsakliga förorenande ämnen som består av stora ämnesgrupper som har benägenhet att förorena vatten, och som anges i en orienterande förteckning i direktivets bilaga. Dessa ämnen är:
  - Organiska halogenföreningar och ämnen som kan bilda sådana föreningar i akvatisk miljö
  - Organiska försärföreningar
  - Organiska tennföreningar
  - Ämnen och beredningar eller nedbrytningsprodukter av dessa för vilka det har påvisats att de har cancerogena eller mutagena egenskaper eller sådana egenskaper som i eller via vattenmiljön kan påverka steroidogena funktioner, sköldkörtelns funktioner, fortplantningen eller andra endokrina funktioner.
  - Svårnedbrytbara kolväten och svårnedbrytbara och bioackumulerbara organiska, toxiska ämnen.
  - Cyanider
  - Metaller och deras föreningar
  - Arsenik och dess föreningar
  - Biocider och växtskyddsmedel
  - Uppslammade ämnen
  - Ämnen som bidrar till eutrofiering (i synnerhet nitrater och fosfater)
  - Syretärande ämnen (mätbar t.ex. som BOD och COD)
  
- Prioriterade ämnen. En lista över 33 prioriterade ämnen har publicerats i bilaga X till direktivet (beslut nr 2455/2001/EG, 20e november 2001)
- Prioriterade farliga ämnen. Av 33 prioriterade ämnen har tio identifierats som prioriterade farliga ämnen, och 15 är föremål för en översyn som syftar till att fastställa möjliga prioriterade farliga ämnen (se tabell 4.1).

Särskilda åtgärder skall vidtagas för en stegvis minskning av utsläpp av de prioriterade ämnena, och för de prioriterade farliga ämnena ska upphörande av utsläpp och spill eller gradvis eliminering ske före år 2020. Målet är att uppnå koncentrationer i recipienterna som ligger nära bakgrundsnivåerna för naturligt förekommande ämnen och nära noll för ämnen av antropogen härkomst. Kommissionen kommer att lägga fram förslag till miljö-kvalitetsnormer och utsläppsregleringar för prioriterade ämnen, enligt direktivet.

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Tabell 4.1 Ämnen prioriterade av OSPAR, HELCOM, Vattendirektivet och ECB. Ämnen som ingår i riktvärdeslistorna (NV 1996, NV/SPIMFAB 1998) markeras med gult.

Ämne	CAS	OSPAR (2004)	HELCOM (1998)	Vattendirektiv		ECB riskbedömning
				Bilaga X Prioriterat	Bilaga X Prioriterat farlig	
<b>Fenoler</b>						
2,4,6-tri-tert-butylfenol	732-26-3	X				
o-dylfenol	1806-26-4			X	(X)	nej
para-tert o-dylfenol	540-66-9	X		X		nej
4-nonylfenol	8492-15-3	X	X	X		slutlig
nonylfenoler och etoxylater	25154-52-3 9018459		X	X	X	slutlig
<b>Xylen</b>						
Musk xylene (nitroaromatic odorants)	81-15-2	X	X			draft
<b>Ftalater</b>						
DEHP	117-81-7	X	X	X	(X)	utkast
DBP	84-74-2	X	X			slutlig
<b>Metaller (och föreningar)</b>						
Pladium	7440439	X	X	X	X	utkast
Bly	7439921	X	X	X	(X)	nej
Kvicksilver	7439976	X	X	X	X	nej
Nickel	7440-02-0			X		prioriterade
Seleen	7782492		X			nej
<b>Metallorganiska föreningar</b>						
Organiska blyföreningar		X				
Organiska kvicksilverföreningar		X				
Tennorganiska föreningar		X	X			
Tributylammoniumföreningar	688-73-3			X	X	nej
<b>Pesticider</b>						
1,2-dibrometan	106-93-4		X			nej
2,4,5-T	93-76-5		X			nej
Acrylonitril	107-13-1		X			slutlig
Aldrin	3090-02		X			nej
Azinphos	540-57-8		X			nej
Beta-HCH	319857		X			nej
Chlordane	57749		X			nej
Chlordecone(kapone)	143500		X			nej
Chlordimetom	6164983		X			nej
DDT	50293		X			nej
Dieldrin	60571		X			nej
Endrin (Endrin, Aldrin)			X			
Endrin	72206		X			nej
Fluoracetac acid	7664393		X			nej
HCH	608 731	X	X	X	X	nej
Heptachlor	76445		X			nej
Hexachlorobensen	118741		X	X	X	nej
Isobenzene	297789		X			nej
Isodrin	465736		X			nej
Kelevan	4234791		X			nej
Lindane (γ-HCH)	58-80-9	X	X	X		nej
Mirex	2385855		X			nej
Mortamquat	4636833		X			nej
Nitrofen	1836755		X			nej
Pentaklorfenol	87985	X	X	X	(X)	nej/nej
Quinoline	62688		X			nej
Toxaphene	8001352		X			nej
Dicofol	115-32-2	X				nej
Endosulfan	115-29-7	X		X	(X)	nej
Methoxychlor	72-43-5	X				nej
Trifluralin	1582-09-8	X		X	(X)	nej
Asiklor	15972-60-8					eri
Atrazin	1912-24-9			X	(X)	nej
Klomefenfos	470-90-6			X		nej
Klorpyrifos	2921-88-2			X	(X)	nej
Diuron	330-54-1			X	(X)	nej
Isoproturon	34123-59-6			X	(X)	nej
Simazin	122-34-9			X	(X)	nej

Forts. Tabell 4.1 Ämnen prioriterade av OSPAR, HELCOM, Vattendirektivet och ECB. Ämnen som ingår i riktvärdeslistorna (NV 1996, NV/SPIMFAB 1998) markeras med gult.

Ämne	CAS	OSPAR (2004)	HELCOM (1996)	Vattendirektivet		ECB riskbedömning
				Bilaga X Prioriterat	Bilaga X Prioriterat farligt	
<b>PAH</b>	50328	X	X	X	X	
Anthracen	120-12-7			X	(X)	prioriterad
Fluoranten	206-44-0			X		nej
Naftalen	91-20-3			X	(X)	slutlig
Benso(a)pyren	50-32-8			X		nej
Benso(b)fluoranten	205-99-2			X		nej
Benso(k)fluoranten	207-08-9			X		nej
Benso(g,h,i)perylen	191-34-2			X		nej
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5			X		nej
<b>Polycykliska halogenerade aromatiska föreningar</b>						
Hexabromoblenyl	36355018		X			nej
PCB	1336363	X	X			nej
PCT (modurer)	617883888		X			nej
TCDD, PCDD, PCDF (Dioxiner och furaner)	1748016	X	X			nej
<b>Aromater</b>						
Bensen	71-43-2			X		utskott
4-terf-butyltoluen	98 51 1	X				nej
terfenyl ester (neodecanic acid)	51000-52-3	X				nej
<b>Organohalogener</b>						
PFOS	1763-23-1	X				nej
tetrabromobifenol A	79-94-7	X				prioriterade
hexachlorocyclopentadien	77-47-4	X				prioriterade
triklorbensener	1200248-1			X	(X)	
1,2,3-triklorbensen	87-61-6	X				nej
1,2,4-triklorbensen	120-82-1	X		X		slutlig
1,3,5-triklorbensen	108-70-3	X				nej
brominad-d flame retardants		X				
klorakener (C 10-C 13)	85535-84-8	X	X	X	X	slutlig
Triklormetan (kloroform)	67-66-3		X	X		prioriterade
bromerade difenyletrar				X	(X)	
1,2-dikloratan	107-06-2			X		nej
diklormetan	1975-09-02			X		nej
pentaklorbensen	608-93-5			X	X	nej
hexaklorbutadien	87-68-3			X	X	nej
<b>Organiska kväveföreningar</b>						
BPFD (4-dimetylbutylamino)difenylamin	793-34-8	X				
<b>Organofosfater</b>						
Triphenyl phosphine	603-35-0	X				
<b>Organosilikaner</b>						
hexametyldisiloxane (HMDS)	107-46-0	X				
<b>Läkemedel</b>						
clonmazole	23593-75-1	X				

\* OSPAR listans "intermediates in closed systems" och "ämnen utan produktion eller användning" inkluderas inte i denna tabell.  
teträetylby och metylkvicksilver inkluderas i riktvärdeslistorna

### **Miljömål "Giftfri miljö"**

Inom ramen för miljömålsarbetet pågår en utveckling av ytterligare bedömningsgrunder för kemiska ämnen. Ett av delmålen inom ramen för Giftfri miljö är att: För minst 100 utvalda kemiska ämnen ska det senast år 2010 finnas riktvärden fastlagda av berörda myndigheter. Riktvärdena ska ange vilka halter som får förekomma i miljön eller vilka halter människor högst får utsättas för. Syftet är att riktvärdena på sikt ska fastställas som miljö kvalitetsnormer. Idag finns miljö kvalitetsnormer för bara ett fåtal ämnen och medier. De flesta MKN gäller luft. För ytvatten finns MKN för fisk och musselvatten, och värden har fastställts för zink och koppar, syretärande ämnen (som BOD), nitriter, fenolföreningar, oljebaserade kolväten, ammoniak och ammonium, samt restklor i dessa miljöer.

Utöver de 100 ämnena för vilka riktvärden har vissa ämnen klassats som särskilt farliga. Särskilt farliga ämnen är:

- cancerframkallande, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande ämnen
- nya organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande
- övriga organiska ämnen som är mycket långlivade och mycket bioackumulerande
- övriga organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande
- kvicksilver samt kadmium och bly.

Dessa särskilt farliga ämnen skall utfasas, dvs. som så långt som möjligt inte skall ingå i nyproducerade varor och inte heller användas i produktionsprocesser om inte företaget kan visa att hälsa och miljö inte kan komma till skada. Redan befintliga varor som innehåller ämnen med ovanstående egenskaper eller kvicksilver, kadmium samt bly ska hanteras på ett sådant sätt att ämnena inte läcker ut i miljön.

Kemikalieinspektionen har använt TGD-metodiken (ECB, 2003) för att ta fram riktvärden för vattenmiljön och har utarbetat riktvärden för pesticider i ytvatten. Ca 40 av dessa har Naturvårdsverket föreslagit som gränsvärden för ytvattenkvalitet. Kemikalielagstiftningen REACH förväntas leda till framtagning av data som kan fungera som underlag till riktvärden för ytterligare ämnen.

Någon motsvarande utveckling av riktvärden för markmiljö pågår dock inte.

### **HELCOM and OSPAR**

Både HELCOM och OSPAR har tagit fram listor över prioriterade ämnen med avseende på marina miljöer (Östersjön resp. Nordsjön) (HELCOM 1998, OSPAR 2002).

Både organisationerna har utvecklat två listor; en lista över ämnen som betraktas som potentiellt prioriterade ämnen, och en kortare lista över prioriterade ämnen som har valts från första listan. Prioriterade ämnen är ämnen för vilka omedelbara åtgärder är aktuella. Åtgärderna består av kartläggning av föroreningskällor, utveckling av relevanta riskbedömningsmetoder samt identifiering av relevanta åtgärder (ofta inriktade på minskade utsläpp eller transport till marina miljöer).

Ämnen är inkluderade på listan över potentiellt prioriterade ämnen efter en översiktlig bedömning av data om ämnenas farliga egenskaper PB och T (persistens, bioackumulation och toxicitet). Prioriterade ämnen väljs ut från dessa potentiellt prioriterade ämnen på grund av deras förekomst i marina miljöer och flödet av föroreningarna till marina miljöer.

Dessa listor visas i tabell 4.1. Listorna är ”levande dokument” och ämnen kan tas bort från listan om nya uppgifter leder till bedömningen att de är av låg prioritet.

Oljebaserade föroreningar har inte inkluderats i HELCOM och OSPAR listorna. OSPAR beaktar oljeföroreningar i sitt program om Nordsjöns olje- och gasindustri. Oljeutsläpp övervakas också av HELCOM.

## Naturvårdsverkets bedömningsgrunder

Naturvårdsverket har tagit fram bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Bedömningsgrunder finns för grundvatten, skogsmark, odlingsmark, sjöar och vattendrag, kust och hav samt förorenade områden (NV, 1999 a-f). Bedömningsgrunder anges för flera ämnen för förorenade områden, men dessa bedömningsgrunder är baserade på andra sammanställningar av riktvärden som diskuteras i denna rapport.

För grundvatten anges inga miljöriskbaserade bedömningsgrunder.

För andra miljöer anger Naturvårdsverket bedömningsgrunder för bedömning av toxiska ämnens påverkan på miljö kvaliteten för endast ett fåtal ämnen, se tabell 4.2. (Bedömningsgrunder för bedömning av eutrofiering och försurning har inte inkluderats i tabellen.)

**Tabell 4.2 Förorenande ämnen som inkluderas i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet.**

Ämne	Bedömningsgrunder			
	Skog	Odlingslandskap	Sjöar och vattendrag	Kust och hav
As			X	Inga effektbaserade för Sverige
Cd	X	X	X	
Cr			X	
Cu	X	X	X	
Hg	X			
Ni		X	X	
Pb	X	X	X	
Zn	X	X	X	

## Jämförelse av listor över prioriterade ämnen med Naturvårdsverkets riktvärden.

Tabell 4.1 visar en sammanställning över prioriterade ämnen. Ämnen som finns på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult.

Ämnen som finns på riktvärdeslistan valdes delvis utifrån branschkartläggningen som gjorts tidigare av Naturvårdsverket (NV, 1995) samt delvis på vilka ämnen som hade påträffats vid undersökningar av förorenade områden i Sverige samt i andra länder.

De flesta metaller som har prioriterats finns på riktvärdeslistorna. Ett undantag är selen, som har prioriterats av HELCOM, men som inte finns på riktvärdeslistorna. Få av de organiska ämnena som prioriterats av internationella organisationer finns på riktvärdeslistorna. Detta beror på olika prioriteringsgrunder. Pesticiderna har inte beaktats överhuvudtaget inom riktvärdeslistorna, och några persistenta ämnen (t.ex. alkylfenoler, ftalater och bromerade flamskyddsmedel) hade inte uppmärksamats inom arbetet med sanering av förore-

nade områden när riktvärdeslistorna togs fram. Enskilda PAH-föreningar har prioriterats av vattendirektivet, men endast summaparametrar för två grupper PAHer finns i riktvärdeslistorna. (Gruppindelningen görs enligt PAH-föreningarnas cancerogenicitet och inte på grund av deras miljöpåverkan). Vissa prioriterade ämnesgrupper används idag i ett antal industriella processer och kan vara vanligt förekommande på industriområden. Till exempel används C10-C13 klorparaffiner i kyl/smörjmedel, färg, plast, fogmassa och gummi och hexaklorbutadien i lösningsmedel och gummi.

Det kan vara lämpligt att utvärderar listorna över prioriterade ämnen med hänsyn till de förorenade områdenas roll som källa av dessa ämnen samt med hänsyn till påverkan på ytvatten och sediment. Där förorenade områden utgör signifikanta källor av prioriterade föreningar borde underlag för en riskbedömning av dessa föreningar tas fram genom t.ex. framtagning av riktvärden.

# Föroreningar i befintliga datasammanställningar

Tabell 5.1, 5.2 och 5.3 ger en översikt av föroreningar som beaktas i sammanställningarna för mark, ytvatten (sötvatten) och sediment.

## Mark

I tabell 5.1 visas föroreningar för vilka sammanställningar har genomförts med avseende på miljöriskbedömning av förorenad mark.

Tabellen inkluderar ämnen för vilka SRC och MPC-värden har tagits fram av RIVM, tillsammans med en bedömning av SRC-värdets säkerhet (låg, mellan eller hög). I tabellen noteras också där riktvärden är baserade på jämviktsfördelningskoefficienten och ett QSAR-baserat riktvärde i sötvatten. Där ingen utvärdering av säkerheten har gjorts, markeras detta som ”ej utv”. Tabellen refererar till den relevanta RIVM-publicationen med publikationsdatum. Där riktvärden har fastställts för ämnesgrupper som summaparametrar har detta indikerats med ( $\Sigma$ ).

Tabellen indikerar också ämnen i CCME:s sammanställning. Ett mått på riktvärdenas säkerhet anges genom en fördelning av riktvärdena mellan fastställda riktvärden (där underlaget är tillräckligt för fastställandet av ett riktvärde) och provisoriska riktvärden (där underlaget är otillräckligt för fastställandet av ett riktvärde). Året när sammanställningen har gjorts anges i tabellen.

Sammanställningar av USEPA för framtagning av ”Ecotox Soil Screening Levels” har genomförts för ett fåtal ämnen. Tabellen indikerar dessa ämnen samt ämnen där sammanställningar är på gång (enligt USEPA 2005).

Ämnen som finns på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och SPIMFAB/NV, 1998) markeras i gult. Vid framtagning av riktvärden för ämnesgrupper som summaparametrar, (summa klorfenoler utan pentaklorfenol, summa mono- och diklorbensener, summa tri-, tetra- och pentaklorbensener, summa cancerogena PAH, summa övriga PAH samt summa parametrar för alkaner och aromater i petroleumkolväten) har enskilda föreningar studerats så långt som möjligt. Dataunderlaget är dock ofta bristfälligt och det är inte möjligt att ange miljöriskbaserade riktvärden för alla föreningar i grupperna.

Ämnen som förekommer på ECB:s lista över prioriterade ämnen och som även förekommer i RIVM:s, CCME:s USEPA:s sammanställningar samt riktvärdeslistorna (NV, 1996 och SPIMFAB/NV, 1998) redovisas, med hänvisning till vilket steg riskbedömningen har kommit till (rapportutkast, slutrapport eller prioriterad men ej ännu utvärderad).

Tabell 5.1 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad mark. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult)

CAS nummer	Föreningar	RVM				RVM serie/pub	CCME		USEPA SSL	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	SRC säkerhet	metod		CCME	CCME datum		
	<b>Metaller</b> Undergrupp									
7440-38-2	Arsenik	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1997	på gång		
	Barium	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	ingen data 1999	X	utkast	
7440-43-9	Kadmium	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1999	X		
7440-47-3	Krom	X	X	hög		RVM(2001)	fastställt 1997	på gång		
	Krom III				fördelning					
	Krom VI				fördelning		titulärga 1999			
	Kobolt	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)		X		
	Koppär	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1999	X		
7439-97-6	Kvicksilver	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1999			
	Metylkvicksilver	X	X	medan	fördelning	RVM(2001)				
	Bly	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1999	X		
	Molybden	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)				
	Nickel	X	X	medan	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1999	på gång	prioriterad	
	Zink	X	X	hög	fördelning	RVM(2001)	fastställt 1999	på gång	slutlig	
	Antimon	X	X	ej utr.		RVM(1999)		X		
	Beryllium	X	X	ej utr.		1995/1999		X		
	Bor	X	X	ej utr.		1995/1999				
	Silver	X	X	ej utr.		RVM(1999)		på gång		
	Vanadin	X	X	ej utr.		1999/1999	fastställt 1997	på gång		
	Selen	X	X	ej utr.		1999/1999	fastställt 2002	på gång		
	Tellur	X	X	ej utr.		RVM(1999)		på gång		
	Tallium	X	X	ej utr.		1999/1999	fastställt 1999			
	Tenn	X	X	ej utr.		1999/1999				
	Järn							X		
	Mangan							på gång		
	<b>REEs</b>									
	Yttrium									
	Lantan									
	Cerium		X	ej utr.		RVM(1999)				
	Praseodym									
	Neodym									
	Samarium									
	Gadolinium									
	Dysprosium									
	<b>Doorganiska föreningar</b>									
	Cyanid total				ingen värde	RVM(2001)				
	in						fastställt 1997			
	Tiocyanater	X	X	låg	SF	RVM(2001)				
	Cyanide komplexer				ingen värde	RVM(2001)				
14797-95-8	Organiska floder									
	nitrat									
	nitrit									
	Aluminium							X		
	<b>Aromater</b>									
71-43-2	Bensen	X	X	medan	EgP	RVM(2001)	ingen data 1997		utkast	
106-98-3	Toluen	X	X	medan	SF	RVM(2001)	titulärga 1997		slutlig	
100-41-4	Etylbenzen	X	X	medan	EgP	RVM(2001)	fastställt 1997		prioriterad	
	Xylen	X (I)	X (I)			RVM(2001)	titulärga 1997			
95-47-6	o-xylen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
103-38-3	m-xylen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
106-42-3	p-xylen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
100-42-5	Styren	X	X	låg		RVM(2001)			slutlig	
	Fenol	X	X	medan	EgP/SF	RVM(2001)	fastställt 1997		utkast	
	Kresol	X (I)	X (I)			RVM(2001)				
	o-kresol	X	X	medan	SF	RVM(2001)				
	m-kresol	X	X	medan	EgP	RVM(2001)				
	p-kresol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	Dihydroxybenzener	X (I)	X (I)			RVM(2001)				
	Catechol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	Resorcinol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	Hydroquinone	X	X	medan	EgP	RVM(2001)				
	Dodecylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
	Trimetylbenzener									
	1,2,3-trimetylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
	1,2,4-trimetylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
	1,3,5-trimetylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
	Tetrametylbenzener									
	1,2,3,4-tetrametylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
	1,2,3,5-tetrametylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
	1,2,4,5-tetrametylbenzen	X		ej utr.		RVM(1999)				
67774-74-7	Ålykbenzener C10-C13								slutlig	



HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts. Tabell 5.1 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad mark. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och NV/SPIN/FAB, 1998) visas i gult)

CAS nummer	Föreningar	RVM				RVM serie/pub	CCME		USEPA SSL	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	SRC säkerhet	metod		CCME	CCME datum		
	<b>PAH</b>									
	Summ Cancerogena									
	Sum Övriga									
	Sum PAH	X (2)	X (2)							
95-20-3	Naftalen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)	biträdda	1997	på gång	
120-12-7	Antracon	X	X	melan	EgP/SF	RVM(2001)			stutig prioriterad	
1985-10-08	Fenantren	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
206-44-0	Fluoranten	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
56-55-3	Benz(a)antracon	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
	krysen	X	X	eqp QSAR	EgP	RVM(2001)				
205-99-2	Benz(k)fluoranten	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
50-32-8	Benz(a)pyren	X	X	melan	SF	RVM(2001)	biträdda	1997		
	Benz(g)hopenylen	X	X	eqp QSAR	EgP	RVM(2001)				
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	X	X	eqp QSAR	EgP	RVM(2001)				
	Aceratlen									
	Acridin									
7782-41-4	Fluoren									
	Pyren									
	Quinolin									
	Aceratfälen									
	Dibenz(a,h)antracon									
	2-metylnaftalen									
	<b>Klorerade alifater</b>									
	Klorometan									
1975-09-02	Diklorometan	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
75-34-3	1,1-Diklorometan	X	X	ej utv		1995/1999				
107-06-2	1,2-Diklorometan	X	X	melan	EgP	RVM(2001)				
87-66-3	Triklorometan (Kloroform)	X	X	melan	EgP	RVM(2001)			prioriterad	
56-23-5	Tetraklorometan	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
71-55-6	1,1,1-Triklorometan	X	X	ej utv		1995/1999				
79-00-5	1,1,2-Triklorometan	X	X	ej utv		1998/1999				
79-34-5	1,1,2,2-Tetraklorethan		X	ej utv		RVM(1998)				
1976-01-07	Pentaklorometan		X	ej utv		RVM(1998)				
87-72-1	Hexaklorometan		X	ej utv		RVM(1998)				
	Deklopropen	X (2)		ej utv		RVM(1998)				
78-87-5	1,2-Diklorpropen		X	ej utv		RVM(1998)				
142-28-9	1,3-Diklorpropen		X	ej utv		RVM(1998)				
1975-01-04	Vinylklorid	X	X	eqp QSAR	EgP	RVM(2001)				
75-35-4	1,1-Dikloreten	X	X	ej utv		1998/1999				
540-59-0	1,2-Dikloreten	X	X	ej utv		1995/1999				
1979-01-06	Trikloreten	X	X	melan	SF	RVM(2001)	biträdda	1997	stutig	
127-18-4	Tetrakloreten	X	X	melan	EgP/SF	RVM(2001)	biträdda	1997	utkast	
107-05-1	3-klorpropen		X	ej utv		RVM(1998)				
542-75-6	1,3-Diklorpropen		X	ej utv		RVM(1998)				
78-88-6	2,3-Diklorpropen		X	ej utv		RVM(1998)				
	<b>Bromerade alifater</b>									
	Brommetan									
	Tribrommetan	X		ej utv		RVM(1998)				
	Dibromklorometan									
	Diklorbrommetan									
	<b>Klorerade aromater</b>									
	<b>Klorbensener</b>									
	Summa mono och diklorbensener									
	Summa tri-, tetra- och pentaklorbensener									
108-90-7	Klorbensenen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	Diklorbensener	X (2)	X (2)			RVM(2001)				
95-50-1	1,2-diklorbensenen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
541-73-1	1,3-diklorbensenen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
106-46-7	1,4-diklorbensenen	X	X	melan	EgP/SF	RVM(2001)			utkast	
	Triklorbensener	X (2)	X (2)			RVM(2001)				
87-61-6	1,2,3-triklorbensenen	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
120-82-1	1,2,4-triklorbensenen	X	X	melan	EgP/SF	RVM(2001)			stutig	
108-70-3	1,3,5-triklorbensenen	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
	Tetraklorbensener	X (2)	X (2)			RVM(2001)				
834-66-2	1,2,3,4-tetraklorbensenen	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
834-90-2	1,2,3,5-tetraklorbensenen	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
95-94-3	1,2,4,5-tetraklorbensenen	X	X	melan	SF	RVM(2001)				
808-93-5	Pentaklorbensenen	X	X	melan	EgP/SF	RVM(2001)				
118-74-1	Hexaklorbensenen	X	X	melan	EgP	RVM(2001)				

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts. Tabell 5.1 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad mark. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och NV/SPIN/FAB, 1998) visas i gul)

CAS nummer	Föreningar	RVM				RVM senarepub	CCME		LSEPA SSL	ECB riskbedömning
		SPC	MPC	SRIC säkerhet	metod		CCME	CCME datum		
	<b>Klorfenoler</b>									
	<b>Monoklorfenoler</b>	X (Σ)	X (Σ)			RVM(2001)				
95-57-8	2-klorfenol	X	X	mellan	Eg/P/SF	RVM(2001)				
108-43-0	3-klorfenol	X	X	mellan	SF	RVM(2001)				
106-48-9	4-klorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	<b>Diklorfenoler</b>	X (Σ)	X (Σ)			RVM(2001)				
576-24-9	2,3-diklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
120-83-2	2,4-diklorfenol	X	X	mellan	Eg/P/SF	RVM(2001)				
583-79-8	2,5-diklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
87-65-0	2,6-diklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
95-77-2	3,4-diklorfenol	X	X	mellan	Eg/P/SF	RVM(2001)				
591-35-5	3,5-diklorfenol	X	X	mellan	Eg/P/SF	RVM(2001)				
	<b>Triklorfenoler</b>	X (Σ)	X (Σ)			RVM(2001)				
15950-86-0	2,3,4-triklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
933-79-8	2,3,5-triklorfenol	X	X	mellan	SF	RVM(2001)				
933-75-5	2,3,6-triklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
95-95-4	2,4,5-triklorfenol	X	X	mellan	Eg/P/SF	RVM(2001)				
88-06-2	2,4,6-triklorfenol	X	X	mellan	SF	RVM(2001)				
609-19-8	3,4,5-triklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	<b>Tetraklorfenoler</b>	X (Σ)	X (Σ)			RVM(2001)				
4901-51-3	2,3,4,5-tetraklorfenol	X	X	mellan	SF	RVM(2001)				
58-90-2	2,3,4,6-tetraklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
935-95-5	2,3,5,6-tetraklorfenol	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
87-86-5	<b>Pentaklorfenol</b>	X	X	låg	fördelning	RVM(2001)	teststarka	1997	på gång	
	<b>Klorer</b>									
	<b>Klorer</b>									
	4-klor-o-kresol	X		ej utv.		RVM(1998)			stufg	
	<b>Klorolener</b>									
95-49-8	2-monokloroluen		X	ej utv.		RVM(1998)				
108-41-8	3-monokloroluen		X	ej utv.		RVM(1998)				
106-43-4	4-monokloroluen		X	ej utv.		RVM(1998)				
	<b>Klorattalener</b>	X (Σ)	X (Σ)							
	1-klorattalen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	2-klorattalen	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	<b>Kloraniliner</b>									
	Monokloranilin	X	X	ej utv.		1998/1999				
	Dikloranilin	X	X	ej utv.		1998/1999				
	Trikloranilin	X	X	ej utv.		1998/1999				
	Tetrakloranilin	X	X	ej utv.		RVM(1998)				
	Pentakloranilin	X	X	ej utv.		1998/1999				
	<b>Metylaniliner</b>									
	Metylanilin		X	ej utv.		RVM(1998)				
	Dimetylanilin		X	ej utv.		RVM(1998)				
	<b>PCB'er</b>	X (Σ)	X (Σ)							
	PCB 77	X	X	låg	EgP	RVM(2001)	teststarka	1999		
	PCB 105	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	PCB 120	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
	<b>Dioxiner (2,3,7,8 TCDD)</b>	X		ej utv.		RVM(1998)	ingen data	2002		
	<b>Pesticider (inkluderar pesticider i tabellsammansättningen av 601640001)</b>									
50-29-3	DDT	X	X	mellan		RVM(2001)	teststarka	1999	på gång	
72-55-9	DDE	X	X	låg		RVM(2001)				
172-54-8	DDD	X	X	låg		RVM(2001)				
	<b>Drins</b>	X (Σ)	X (Σ)			RVM(2001)				
309-00-2	Aldrin	X	X	mellan		RVM(2001)				
60-37-1	Dieldrin	X	X	mellan		RVM(2001)				
72-20-8	Endrin	X	X	mellan		RVM(2001)			X	
	<b>HCH-isomerer</b>	X (Σ)	X (Σ)							
319-84-6	α-HCH	X	X	mellan						
319-85-7	β-HCH	X	X	mellan						
608-73-1	Lindan	X	X	mellan		RVM(2001)				
63-25-2	Carbaryl	X	X	mellan		RVM(2001)				
1563-66-2	Carbofuran	X	X	mellan		RVM(2001)				
	Maneb	X	X	mellan		RVM(2001)				
1912-24-9	Atrazin	X	X	mellan		RVM(2001)				
57-74-9	Chlordane	X	X	ej utv.		1995/1999				
76-44-8	Heptachlor	X	X	ej utv.		1995/1999				
1024-57-3	Heptachlor epoxide	X	X	ej utv.		RVM(1999)				
115-29-7	Endosulfan	X	X	ej utv.		1995/1999				
56-34-9	Tributyltennoxid	X	X	ej utv.		1995/1999				
	Tributyltenn									
	Tricyklohexyltenn									
	Trifenyltenn									
	Fentinacetat	X		ej utv.		RVM(1995)				
	Azinphos methyl	X		ej utv.		RVM(1995)				
94-74-6	MCPA	X		ej utv.		RVM(1998)				
2921-88-2	Chlorpyrifos		X	ej utv.		RVM(1999)				
55-38-9	Fenthion		X	ej utv.		RVM(1999)				
82-68-8	Quintozene		X	ej utv.		RVM(1999)				
137-26-8	Thiram		X	ej utv.		RVM(1999)				

Forts. Tabell 5.1 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad mark.  
(Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPINFAB, 1998) visas i gult)

CAS nummer	Föreningar	RVM				RVM serie/pub	CCME		USEPA SSL	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	SRC säkerhet	metod		CCME	CCME datum		
	<b>Phthalater</b>	X(1)	X(1)							
	DMP	X	X	metan	EgP/SF	RVM(2001)				
	DEP	X	X	metan	EgP QSAR	RVM(2001)				
	DBP	X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
84-74-2	dietyl	X	X	metan	EgP	RVM(2001)			slutg	
85-68-7	benzylbutyl	X	X	låg	EgP	RVM(2001)			usäkt	
117-81-7		X	X	låg	EgP	RVM(2001)				
117-84-0	diktyl	X	X	låg	EgP	RVM(2001)			usäkt	
26761-40-0	di isodecyl								prioriterad	
28553-12-0	di isononyl								slutg	
	<b>Kolväten</b>								prioriterad	
	<b>Petroleumsolväten</b>									
	<b>alkaner</b>								slutg	
	Pentane									
	C5-C8									
	C9-C10									
	C11-C12									
	C13-C16									
	Summa C5-C16									
	C17-C25									
	<b>aromater (BTEX och PAH finns på listan över)</b>									
	C9-C10									
	C11-C25									
	<b>Övriga</b>									
	Cyclohexanon	X	X	metan	EgP	RVM(2001)				
	Pyridin	X	X	metan	EgP	RVM(2001)				
	Tetrahydrofuran	X	X	metan	EgP	RVM(2001)				
	Tetrahydroföfen	X	X	eq QSAR	EgP	RVM(2001)				
	Metylketon	X		ej utv.		RVM (1995)				
1634-04-4	<b>MTEE</b>	X		ej utv.		RVM (1995)			slutg	
107-21-1	Etylenglycol	X		ej utv.		RVM (1995)	ingen data	1999		
111-46-6	Dietylenglycol	X		ej utv.		RVM (1995)				
57-55-6	Propylenglycol									
107-13-1	Acrylonitril	X	X	ej utv.		1995/1999			slutg	
	Formaldehyd	X		ej utv.		RVM (1995)				
	Metanol	X		ej utv.		RVM (1995)				
	Butanol	X		ej utv.		RVM (1995)				
	Butylacetat	X		ej utv.		RVM (1995)				
	Isopropanol	X		ej utv.		RVM (1998)				
	Etylacetat	X		ej utv.		RVM (1998)				
	Butylacetat	X		ej utv.		RVM (1998)				
62-53-3	Anilin								usäkt	
74-85-1	Etylen		X	ej utv.		RVM (1999)				
75-21-8	Etylenoxid		X	ej utv.		RVM (1999)				
87-68-3	Hexachlorobutadene									
	Nonylfenol, oktylfenol och etonylfenol						teststadiet	2002	på gång	
	RDX								på gång	
	TNT									
	Bromofenylfenylater									
	Bifenyl									
	<b>2,4-dinitrotoluen</b>								prioriterad	
	<b>2-nitrotoluen</b>								prioriterad	

## Ytvatten

I tabell 5.2 visas föroreningar för vilka sammanställningar har genomförts med avseende på miljöriskbedömning av ytvatten.

Anmärkningar för RIVM:s MPC och SRC-värden är som i tabell 5.1.

Där det är möjligt har både RIVM och CCME gjort separata utvärderingar för både sötvatten och marina miljöer. Däremot anger inte RIVM riktvärden för båda miljöerna. Tabell 5.2 indikerar ämnen där sammanställningar har gjorts av CCMEs för marina miljöer och sötvattenmiljöer. I övrigt, är anmärkningar för CCMEs sammanställning som i tabell 5.1.

USEPAs sammanställningar för framtagning av ”Ambient Water Quality Criteria” har indikerats i tabellen (USEPA, 1996). Tabellen indikerar ämnen där AWQC finns tillgängliga samt ämnen där Tier II sammanställningar har gjorts. Tier II-sammanställningar används i USA där AWQC inte är tillgängliga och anses som mindre säkra.

Ämnen som finns på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och SPIMFAB/NV, 1998) markeras i gult. Ämnen som förekommer på ECBs lista över prioriterade ämnen och som även förekommer i RIVM:s, CCME:s USEPA:s sammanställningar samt riktvärdeslistorna (NV, 1996 och SPIMFAB/NV, 1998) redovisas, med hänvisning till vilket steg riskbedömningen har kommit till (rapportutkast, slutrapport eller prioriterad men ej ännu utvärderad).

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

**Tabell 5.2** Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenat vatten. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPIMFAB, 1996) visas i gult)

CAS nummer	Föreningar	Kvit				skrivaren typ	CCME			USEPA AWQC	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	SRC säkerhet	ursprung		maxt typ	datum	datum		
	<b>Metaller Undergrupp</b>										
7440-38-2	Arsenik	X	X	hög		fastställt	1997	öfverfälg	1997	X	
7440-43-9	Bismut	X	X	metan						ber II	
7440-47-3	Kadmium	fm	fm	hög		öfverfälg	1996	fastställt	1996	X	skad
	Krom	X	X	hög							
	Krom III					öfverfälg	1997	öfverfälg	1997	X	
	Krom VI					fastställt	1997	fastställt	1997	X	
7439-97-6	Kobolt	X	X	hög						ber II	
	Koppar	X	X	hög		fastställt	1987			X	
	Kviksilver	fm	fm	hög		fastställt	2003	öfverfälg	2003	X	
	Metylvicksilver	X	X	hög		fastställt	2003			ber II	
	Sn	X	X	hög							
	Molybden	X	X	metan		öfverfälg	1999			ber II	
	Nickel	X	X	hög		fastställt	1987			X	prioriterat skad
	Zink	X	X	hög		fastställt	1987			X	
	Antimon										
	Beryllium									ber II	
	Bor										
	Silver					fastställt	1987				
	Vanadin									ber II	
	Van					fastställt	1987			X	
	Tellur										
	Talium					fastställt	1999				
	Tenn										
	Järn					fastställt	1987			X	
	Mangan									ber II	
	<b>REK</b>										
	Yttrium		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Lantän		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Cerium		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Praseodym		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Neodym		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Samarium		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Gadolinium		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	Dysprosium		X	ej ut-	(DVM, 1999)						
	<b>Oorganiska föreningar</b>										
	Cyanid	X	X	hög						X	
	Isotä										
	Sn					fastställt	1987				
	Thiocyanater	X	X	metan							
	Cyanid i komplexer	X	X	metan							
7864-41-7	Aminokisum (300)					fact sheet	2001				
	Aminonik					fastställt	2001				
	Oorganiska färdar					öfverfälg	2002				
14797-65-8	Nitrit					öfverfälg	2003	öfverfälg	2003		
	Nit					fastställt	1987				
	Aluminium										
	<b>Aromater</b>										
71-43-2	Bensen	X	X	hög		öfverfälg	1999	öfverfälg	1999	ber II	skad
108-90-3	Toluen	X	X	hög		öfverfälg	1996	öfverfälg	1996	ber II	skad
106-41-4	Etylbenzen	X	X	hög		öfverfälg	1996	öfverfälg	1996	ber II	prioriterat
95-47-6	Xylen	X (I)	X (I)	metan						ber II	
	o-xylen	X	X	metan							
105-39-3	m-xylen	X	X	metan							
106-42-3	p-xylen	X	X	metan							
100-42-5	Styren	X	X	metan							
	Fenol	X	X	hög		fastställt	1999				skad
	Vinol	X (I)	X (I)	hög							
	o-kresol	X	X	hög							
	m-kresol	X	X	hög							
	p-kresol	X	X	hög							
	Dihydrobenzener	X (I)	X (I)	hög							
	Catechol	X	X	hög							
	Resorcinol	X	X	metan							
	Hydroquinone	X	X	hög							
	Diacetybenzen										
	Trimetylbensen										
	1,2,3-trimetylbensen										
	1,2,4-trimetylbensen										
	1,3,5-trimetylbensen										
	Tetrametylbensen										
	1,2,3,4-tetrametylbensen										
	1,2,3,5-tetrametylbensen										
	1,2,4,5-tetrametylbensen										
6774-36-7	Alkybenzener C10-C12										skad
	<b>PAH</b>										
	Sum cancerogena										
	Sum övriga										
	Sum PAH										
81-20-3	Nitfen	X	X	metan		öfverfälg	1999	öfverfälg	1999	ber II	skad
120-12-7	Antracen	X	X	metan		öfverfälg	1999	inget data	1999		prioriterat
1985-10-08	Fluorantilen	X	X	metan		öfverfälg	1999	inget data	1999	X	
206-44-0	Fluorantilen	X	X	metan		öfverfälg	1999	inget data	1999	X	
56-55-3	Benz(a)pyren	X	X	hög		öfverfälg	1999	inget data	1999		
	Fluoren	X	X	QSAR		inget data	1999	inget data	1999		
206-99-0	Benz(k)fluorantilen	X	X	hög							
50-32-8	Benz(a)pyren	X	X	metan		öfverfälg	1999	inget data	1999	ber II	
	Benz(g)hikoperilen	X	X	QSAR							
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	X	X	QSAR							
	Acenafilen										
	Acridin					öfverfälg	1999	inget data	1999	X	
	Fluoren					öfverfälg	1999	inget data	1999		
780-41-4	Pyren					öfverfälg	1999	inget data	1999	ber II	
	Quinolin					öfverfälg	1999	inget data	1999		
	Acenafilen					öfverfälg	1999	inget data	1999		
	Dibenz(a,h)anthracen										
	2-metylnafilen										

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts Tabell 5.2 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenat vatten.  
(Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NVSPIMFAB, 1996) visas i gult)

CAS nummer	Föreningar	RVM				CCME			USEPA AWQC	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	SRC säkerhet	serie/pub	slutbete typ	datum	marint typ		
<b>Klorerade alifater</b>										
	Klorometan					inget data	1992	inget data	1992	
1915-09-02	Diklorometan	X	X	låg		tilfälliga	1992	inget data	1992	
75-34-3	1,1-Diklorometan	X	X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
107-06-2	1,2-Diklorometan	X	X	hög		tilfälliga	1991	inget data	1991	
67-66-3	Triklorometan (Kloroform)	X	X	hög		tilfälliga	1992	inget data	1992	
56-23-5	Tetraklorometan	X	X	låg		tilfälliga	1992	inget data	1992	
71-55-6	1,1,1-Triklorometan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)		inget data	1991	inget data	1991	ber 1
79-00-5	1,1,2-Triklorometan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						ber 1
79-34-5	1,1,2,2-Tetrakloroetilan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)		inget data	1991	inget data	1991	ber 1
1916-01-07	Pentaklorometan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
67-72-1	Hexaklorometan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						ber 1
78-87-5			X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
142-28-9	1,2-Dikloropropan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
1915-01-04	Vinylklorid	X	X	OSAR						
75-35-4	1,1-Dikloroeten		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						ber 1
540-59-0	1,2-Dikloroeten		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						ber 1
1919-01-06	Trikloroeten	X	X	metan		tilfälliga	1991	inget data	1991	ber 1
127-18-4	Tetrakloroeten	X	X	metan		tilfälliga	1991	inget data	1991	ber 1
107-05-1	3-Kloropropan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
542-75-6	1,3-Dikloropropan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
78-88-6	2,3-Dikloropropan		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
<b>Bromerade alifater</b>										
	Bromometan					inget data	1992	inget data	1992	
	Tribromometan					inget data	1992	inget data	1992	ber 1
	Dibromoklorometan					inget data	1992	inget data	1992	
	Doklorobromometan					inget data	1992	inget data	1992	
<b>Klorerade aromater</b>										
<b>Klorbensener</b>										
Summa mono och diklorbensener										
Summa tri-, tetra- och pentaklorbensener										
109-90-7	Klorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	tilfälliga	1997	ber 1
	Diklorbensener	X (I)	X (I)							
95-50-1	1,2-diklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	tilfälliga	1997	ber 1
541-73-1	1,3-diklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	inget data	1997	ber 1
106-46-7	1,4-diklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	inget data	1997	ber 1
	Triaklorbensener	X (I)	X (I)							
87-61-6	1,2,3-triaklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	inget data	1997	
120-82-1	1,2,4-triaklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	tilfälliga	1997	ber 1
106-75-3	1,3,5-triaklorbensener	X	X	låg		inget data	1997	inget data	1997	stufg
	Tetraklorbensener	X (I)	X (I)							
634-66-2	1,2,3,4-tetraklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	inget data	1997	
634-90-2	1,2,3,5-tetraklorbensener	X	X	låg		inget data	1997	inget data	1997	
95-94-0	1,2,4,5-tetraklorbensener	X	X	metan		inget data	1997	inget data	1997	
606-33-5	Pentaklorbensener	X	X	metan		tilfälliga	1997	inget data	1997	ber 1
118-74-1	Hexaklorbensener	X	X	metan		inget data	1997	inget data	1997	
<b>Klorfenoler</b>										
	Monoklorfenoler	X (I)	X (I)			fastbildade	1987			
95-57-6	2-klorfenol			metan						
106-43-0	3-klorfenol			låg						
106-45-9	4-klorfenol			metan						
	Diklorfenoler	X (I)	X (I)			fastbildade	1987			
576-24-9	2,3-diklorfenol			låg						
120-83-2	2,4-diklorfenol			hög						
583-75-8	2,5-diklorfenol			låg						
87-65-0	2,6-diklorfenol			metan						
95-77-2	3,4-diklorfenol			låg						
591-35-5	3,5-diklorfenol			låg						
	Triklorfenoler	X (I)	X (I)			fastbildade	1987			
1990-66-0	2,3,6-triklorfenol			låg						
933-79-8	2,3,5-triklorfenol			låg						
925-75-5	2,3,6-triklorfenol			låg						
95-95-4	2,4,5-triklorfenol			metan						
88-06-2	2,4,6-triklorfenol			metan						
609-19-8	3,4,5-triklorfenol			låg						
	Tetraklorfenoler	X (I)	X (I)			fastbildade	1987			
4901-51-3	2,3,4,5-tetraklorfenol			låg						
58-90-2	2,3,4,6-tetraklorfenol			metan						
925-95-5	2,3,5,6-tetraklorfenol			metan						
87-86-5	Pentaklorfenol			hög		fastbildade	1987			
<b>Klorresor</b>										
	4-klor-3-klorol									
<b>Klorfluorer</b>										
95-43-8	2-monoklorfluoren		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
106-41-8	3-monoklorfluoren		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
106-43-4	4-monoklorfluoren		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
	Klordifluorer	X (I)	X (I)							
	1-klordifluor	X	X	metan						
	2-klordifluor	X	X	låg						
<b>Kloraniliner</b>										
	Monokloranilin		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
	Dikloranilin		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
	Trikloranilin		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
	Tetrakloranilin		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
	Pentakloranilin		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
<b>Metylaniliner</b>										
	Metylaniliner		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
	Ometylaniliner		X	ej ubv. (RVIM, 1996)						
<b>PCBer</b>										
	PCB 77	X	X	låg		olokaridrogen	1987	olokaridrogen	1987	ber 1
	PCB 105	X	X	låg						
	PCB 126	X	X	låg						
	Aroklor 1254									
	Dioxiner (2,3,7,8-TCDD)									

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts Tabell 5.2 Föroreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenat vatten.  
(Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult)

CAS nummer	Föroreningar	RIVM				CCME			USEPA	ECB
		SRC	MPC	SRC säkerhet	serie/pub	sötvatten typ	datum	marint typ	datum	AW/QC
	<b>Pesticider (inkluderar pesticider i tabellsammanställningen av 601640001)</b>									
50-29-3	DDT	X	X	mellan		tillbakadragen	1987		tier II	
72-55-9	DDE	X	X	mellan						
172-54-8	DDD	X	X	låg						
	Drins	X (Σ)	X (Σ)							
309-00-2	Aldrin	X	X	hög		tillbakadragen	1987		tier II	
60-37-1	Dieldrin	X	X						tier II	
72-20-8	Endrin	X	X			tillbakadragen	1987		tier II	
	HCH-isomerer	X (Σ)	X (Σ)						X	
319-84-6	α-HCH	X	X	hög						
319-85-7	β-HCH	X	X	hög						
	γ-HCH	X	X	hög						
608-73-1	Lindan	X	X	ej utv. (RIVM, 1999)		fastställda	1987		X	
63-25-2	Carbaryl	X	X	hög		fastställda	1997	tillfälliga	1997	
1563-66-2	Carbofuran	X	X	mellan		fastställda	1989			
	Maneb	X	X	låg						
1912-24-9	Atrazin	X	X	hög		fastställda	1989			
57-74-9	Chlordane	X	X	ej utv. (RIVM, 1999)		tillbakadragen	1987		tier II	
76-44-8	Heptachlor	X	X	ej utv. (RIVM, 1999)		tillbakadragen	1987		tier II	
1024-57-3	Heptachlor epoxide	X	X	ej utv. (RIVM, 1999)						
115-29-7	Endosulfan	X	X	ej utv. (RIVM, 1999)		fastställda	1987		tier II	
56-34-9	Tributyltennoxid		X	ej utv. (RIVM, 1999)						
	Tributyltenn					tillfälliga	1992	fastställda	2002	
	Tricyklonexyltenn					inget data	1992	inget data	2002	
	Trifenyltenn					tillfälliga	1992	inget data	2002	
	Feritnacetat									
	Azinphos methyl									
94-74-6	MCPA					tillfälliga	1995	tillfälliga	1995	
2921-88-2	Chlorpyrifos		X	ej utv. (RIVM, 1999)		fastställda	1997	tillfälliga	1997	
55-38-9	Fenthion		X	ej utv. (RIVM, 1999)						
82-68-8	Quintozene		X	ej utv. (RIVM, 1999)						
137-26-8	Thiram		X	ej utv. (RIVM, 1999)						
116-06-3	Aldicarb					tillfälliga	1993	tillfälliga	1993	
314-40-9	Bromacil					tillfälliga	1997	inget data	1997	
	Bromoxynil					fastställda	1993	inget data	1993	
133-06-2	Captan					tillfälliga	1991			
1897-45-6	Chlorothalonil					tillfälliga	1994	tillfälliga	1994	
2175-46-2	Cyanazine					tillfälliga	1990			
7179-51-5	DDAC					fastställda	1999			
52918-63-5	Deltamethrin					fastställda	1997	inget data	1997	
1918-00-9	Dicamba					tillfälliga	1993			
51338-27-3	Diclofop-methyl					fastställda	1993			
60-51-5	Dimethoate					fastställda	1993	inget data	1993	
88-85-7	Dinoseb					fastställda	1992			
1071-83-6	Glyphosate					fastställda	1989			
55406-53-60	IPBC					fastställda	1999	NRG	2002	
41205-21-4	Linuron					tillfälliga	1995	inget data	1995	
51218-45-2	Metolachlor					tillfälliga	1991			
21087-64-9	Metribuzin					tillfälliga	1990			
	Phenoxyherbicides					fastställda	1987			
1918-02-01	Picloram					tillfälliga	1990			
122-34-9	Simazine					fastställda	1991			
34014-18-1	Tebuthiuron					tillfälliga	1995	inget data	1995	
	Toxaphene					withdrawn	1987			
2303-17-5	Triallate					tillfälliga	1992		tier II	
1982-48-8	Triurisen					fastställda	1995			
	Capron								X	
	Malathion								tier II	
	Methoxychlor								tier II	
	<b>Prehalater</b>									
	DMP	X	X	mellan						
	DEP	X	X	hög						
84-74-2	DBP	X	X	låg		tillfälliga	1993	inget data	1993	tier II
95-69-7	BBP	X	X	mellan		tillfälliga	1993	inget data	1993	tier II
	DHP	X	X	låg						
117-81-7	DEHP	X	X	mellan		tillfälliga	1993	inget data	1993	tier II
117-84-0	diisobutyl					inget data	1993	inget data	1993	tier II
26761-40-0	diisodecyl									prioriterad
28553-12-0	diisooctyl									prioriterad
	<b>Kolväten</b>									prioriterad
	<b>Petroleumsolventer</b>									
	alkaner									studig
	Pentane									
	C5-C8									
	C9-C10									
	C11-C12									
	C13-C16									
	Summa C5-C16									
	C17-C35									
	<b>aromater (BTEX och PAH finns på listan ovan)</b>									
	C9-C10									
	C11-C35									

HÅLLBAR SANERING  
 Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts Tabell 5.2 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljörisksbedömning av förorenat vatten.  
 (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och NV/SPIM/AB, 1996) visas i gult)

CAS nummer	Föreningar	RVM				CCME				USEPA AWQC	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	säkerhet	terat/pub	sötvatten typ	marin datum	marin typ	marin datum		
	<b>Övriga</b>										
	Cyklohexanon	X	X	hög							
	Pyridin	X	X	hög							
	Tetrahydrouran	X	X	hög(GSAR)							
	Tetrahydrofuran	X	X	GSAR							
	Metylketon										
1634-04-4	<b>MTBE</b>					fastställda	2003	tituliga	2003		slutlig
107-21-1	Etylenglycol					fastställda	1997	inget data	1997		
111-46-6	Dietylenglycol					inget data	1997	inget data	1997		
57-55-6	Propylenglycol					fastställda	1997	inget data	1997		
107-13-1	Acetylnitril										slutlig
	Formaldehyd										
	Metanol										
	Etanol										
	Butylacetat										
	Isopropanol										
	Etylacetat										
	Butylacetat										
62-53-3	Anilin					fastställda	1993	inget data	1993		okant
74-85-1	Etylen		X	ej utv. (RVM, 1999)							
75-21-8	Etylenoxid		X	ej utv. (RVM, 1999)							
87-68-3	Hexachlorbutadiene					tituliga	1999	tituliga	2002		slutlig
	Nonyfenol, oleyfenol och etoxyfater					fastställda	2002	tituliga	2002		
	ROX										
	TNT										
	Bromofenyltyener									ser II	
	Bifenyl									ser II	
	<b>2,4-dinitrotoluen</b>										prioriterad
	2-nitrotoluen										prioriterad



## Sediment

I tabell 5.3 visas föroreningar för vilka sammanställningar har genomförts med avseende på miljöriskbedömning av sediment.

Anmärkningar för RIVM:s MPC och SRC-värden samt CCME värden är som i tabell 5.1.

USEPA har genomfört sammanställningar för sediment för ett fåtal ämnen; PAH-er acenaphthene, fluoranthene, phenanthrene, pesticiderna dieldrin, endrin, samt pentaklorfenol (USEPA, 1996). Ett antal andra sammanställningar används inom USA som kvalitetskriterier för sediment, t.ex. Long et al (1990), ORNL (1997), men eftersom dessa sammanställningar var framtagna för olika ändamål, har de inte inkluderats i denna rapport.

Ämnen som finns på riktvärdeslistorna (NV, 1996 och SPIMFAB/NV, 1998) markeras i gult. Ämnen som förekommer på ECBs lista över prioriterade ämnen och som även förekommer i RIVM:s, CCME:s USEPA:s sammanställningar samt riktvärdeslistorna (NV, 1996 och SPIMFAB/NV, 1998) redovisas, med hänvisning till vilket steg riskbedömningen har kommit till (rapportutkast, slutrapport eller prioriterad men ej ännu utvärderad).

**Tabell 5.3 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förenad sediment. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult)**

CAS nummer	Föreningar		RVM				CCME	ECB riskbedömning
		Undergrupp	SRC	MPC	SRC säkerhet	metoden		
7440-38-2	<b>Arsenik</b>		X	X	låg	EqP	X	
	Barium		X	X	låg	EqP		
7440-43-9	<b>Kadmium</b>		X	X	låg	EqP	X	utkast
7440-47-3	Krom		X	X	låg		X	
		Krom III				EqP		
		Krom VI				EqP		
	<b>Kobolt</b>		X	X	låg	EqP		
	<b>Koppar</b>		X	X	låg	EqP	X	
7439-97-6	<b>Kvikksilver</b>		X	X	låg	EqP	X	
	Metylkvikksilver					inget värde		
	<b>Bly</b>		X	X	låg	EqP	X	
	<b>Molybden</b>		X	X	låg	EqP		
	<b>Nickel</b>		X	X	låg	EqP		
	<b>Zink</b>		X	X	låg	EqP	X	prioriterad slutlig
	Antimon							
	Beryllium			X	ej utv.		601501011	
	Bor							
	Silver							
	<b>Vanadin</b>			X	ej utv.		601501011	
	Selen			X	ej utv.		601501011	
	Tellur							
	Tallium			X	ej utv.		601501011	
	Tenn			X	ej utv.		601501011	
	Järn							
	Mangan							
	<b>REEs</b>							
	Yttrium			X	ej utv.		601501011	
	Lantan			X	ej utv.		610501011	
	Cerium			X	ej utv.		610501011	
	Praesodym			X	ej utv.		610501011	
	Neodym			X	ej utv.		610501011	
	Samarium			X	ej utv.		610501011	
	Gadolinium			X	ej utv.		610501011	
	Dysprosium			X	ej utv.		610501011	
	<b>Oorganiska föreningar</b>							
	<b>Cyanid total</b>					inget värde		
		fr						
	Thiocyanater					inget värde		
	Cyanide komplexer					inget värde		
7664-41-7	Ammonium							
	Ammoniak							
	Organiska floder							
14797-55-8	Nitrat							
	Nitrit							
	Aluminium							
	<b>Aromater</b>							
71-43-2	<b>Bensen</b>		X	X	mellan	EqP		utkast
108-88-3	<b>Toluen</b>		X	X	mellan	EqP		slutlig
100-41-4	<b>Etylbensen</b>		X	X	mellan	EqP		prioriterad
	<b>Xylen</b>		X (Σ)	X (Σ)				
95-47-6		o-xylen	X	X	låg	EqP		
103-38-3		m-xylen	X	X	låg	EqP		
106-42-3		p-xylen	X	X	låg	EqP		
100-42-5	<b>Styren</b>		X	X	låg	EqP		slutlig
	<b>Fenol</b>		X	X	mellan	EqP		utkast
	<b>Kresol</b>		X (Σ)	X (Σ)				
		o-kresol	X	X	mellan	EqP		
		m-kresol	X	X	mellan	EqP		
		p-kresol	X	X	låg	EqP		
	Dihydroxybensener		X (Σ)	X (Σ)				
	Catechol		X	X	låg	EqP		
	Resorcinol		X	X	låg	EqP		
	Hydroquinone		X	X	mellan	EqP		
	Dodecylbensener							
	Trimetylbensener							
		1,2,3-trimetylbensener						
		1,2,4-trimetylbensener						
		1,3,5-trimetylbensener						
	Tetrametylbensener							
		1,2,3,4-tetrametylbensener						
		1,2,3,5-tetrametylbensener						
		1,2,4,5-tetrametylbensener						
67774-74-7	<b>Åkybensener</b>	C10-C23						slutlig

**Forts. Tabell 5.3 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad sediment. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult)**

CAS nummer	Föreningar	RVM					CCME	ECB riskbedömning
		SRC	MPC	SRC säkerhet	metoden	serie/pub		
	<b>PAH</b>							
	Sum cancerogena							
	Sum övriga							
	Sum PAH							
91-20-3	Naftalen	X	X	låg	EoP		X	slutlig
120-12-7	Antraцен	X	X	låg	EoP		X	prioriterad
1985-10-08	Fenantren	X	X	låg	EoP		X	
208-44-0	Fluoranten	X	X	låg	EoP		X	
56-55-3	Benz(a)antraцен	X	X	låg	EoP		X	
	Krysen	X	X	egp QSAR	EoP		X	
205-99-2	Benz(k)fluoranten	X	X	låg	EoP			
50-32-8	Benz(a)pyren	X	X	låg	EoP		X	
	Benz(ghi)perylen	X	X	egp QSAR	EoP			
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	X	X	egp QSAR	EoP			
	Acenafalen						X	
	Acridin							
7782-41-4	Fluoren						X	
	Pyren						X	
	Quinolin							
	Acenafalen						X	
	Dibenz(a,h)antraцен						X	
	2-metylnaftalen						X	
	<b>Klorerade alifater</b>							
	Klorometan							
1975-09-02	Dikloreentan	X	X	låg	EoP			
75-34-3	1,1-Dikloreentan		X	ej utv.		601640001		
107-08-2	1,2-Dikloreentan	X	X	medlån	EoP			
67-86-3	Triklorometan (kloroform)	X	X	medlån	EoP			prioriterad
56-23-5	Tetraklorometan	X	X	låg	EoP			
71-55-6	1,1,1-Trikloreentan		X	ej utv.		601640001		
79-00-5	1,1,2-Trikloreentan		X	ej utv.		601640001		
79-34-5	1,1,2,2-Tetrakloreentan		X	ej utv.		601640001		
1976-01-07	Pentakloreentan		X	ej utv.		601640001		
67-72-1	Hexakloreentan		X	ej utv.		601640001		
	Dikloropropan							
78-87-5	1,2-Dikloropropan		X	ej utv.		601640001		
142-28-9	1,3-Dikloropropan		X	ej utv.		601640001		
1975-01-04	Vinylklorid	X	X	egp QSAR	EoP			
75-35-4	1,1-Dikloreten		X	ej utv.		601640001		
540-59-0	1,2-Dikloreten		X	ej utv.		601640001		
1979-01-08	Trikloreten	X	X	medlån	EoP			slutlig
127-18-4	Tetrakloreten			låg	EoP			utkast
107-05-1	3-Klorpropen		X	ej utv.		601640001		
542-75-6	1,3-Diklorpropen		X	ej utv.		601640001		
78-88-6	2,3-Diklorpropen		X	ej utv.		601640001		
	<b>Bromerade alifater</b>							
	Brommetan							
	Tribrommetan							
	Dibromklorometan							
	Diklorbrommetan							
	<b>Klorerade aromater</b>							
	<b>Klorbensener</b>							
	Summa mono och diklorbensener							
	Summa tri-, tetra- och pentaklorbensener							
108-90-7	Klorbensin	X	X	låg	EoP			
	Diklorbensener	X (I)	X (I)					
95-50-1	1,2-diklorbensin	X	X	låg	EoP			
541-73-1	1,3-diklorbensin	X	X	låg	EoP			
108-48-7	1,4-diklorbensin	X	X	låg	EoP			utkast
	Triklorbensener	X (I)	X (I)					
87-61-6	1,2,3-triklorbensin	X	X	låg	EoP			
120-82-1	1,2,4-triklorbensin	X	X	låg	EoP			slutlig
108-70-3	1,3,5-triklorbensin	X	X	låg	EoP			
	Tetraklorbensener	X (I)	X (I)					
634-66-2	1,2,3,4-tetraklorbensin	X	X	låg	EoP			
634-90-2	1,2,3,5-tetraklorbensin	X	X	låg	EoP			
95-94-3	1,2,4,5-tetraklorbensin	X	X	låg	EoP			
608-93-5	Pentaklorbensin	X	X	låg	EoP			
118-74-1	Hexaklorbensin	X	X	låg	EoP			

**Forts. Tabell 5.3 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad sediment.  
(Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult)**

Föreningar CAS nummer	RVM					CCME	ECB riskbedömning
	SRC	MPC	SRC säkerhet	metoden	senelpub		
<b>Klorfenoler</b>							
<b>Monoklorfenoler</b>							
95-57-8	2-chlorofenol	X (Σ)	X (Σ)	låg	EoP		
108-43-0	3-chlorofenol	X	X	låg	EoP		
108-48-8	4-chlorofenol	X	X	låg	EoP		
<b>Diklorfenoler</b>							
576-24-9	2,3-diklorofenol	X (Σ)	X (Σ)	låg	EoP		
120-83-2	2,4-diklorofenol	X	X	mellan	EoP		
583-78-8	2,5-diklorofenol	X	X	låg	EoP		
87-85-0	2,6-diklorofenol	X	X	låg	EoP		
95-77-2	3,4-diklorofenol	X	X	låg	EoP		
591-35-5	3,5-diklorofenol	X	X	låg	EoP		
<b>Triklorfenoler</b>							
15860-86-0	2,3,4-triklorofenol	X (Σ)	X (Σ)	låg	EoP		
933-78-8	2,3,5-triklorofenol	X	X	låg	EoP		
933-75-5	2,3,6-triklorofenol	X	X	låg	EoP		
95-95-4	2,4,5-triklorofenol	X	X	låg	EoP		
89-06-2	2,4,6-triklorofenol	X	X	låg	EoP		
609-19-8	3,4,5-triklorofenol	X	X	låg	EoP		
<b>Tetraklorfenol</b>							
4901-51-3	2,3,4,5-tetraklorofenol	X	X	låg	EoP		
58-90-2	2,3,4,6-tetraklorofenol	X	X	låg	EoP		
905-95-5	2,3,5,6-tetraklorofenol	X	X	låg	EoP		
87-86-5	2,3,4,6-tetraklorofenol	X	X	mellan	EoP		
<b>Pentaklorfenol</b>							
<b>Klorkresol</b>							
4-klor-o-kresol							
<b>Klortoluen</b>							
95-49-8	2-monoklortoluen		X	ej utv.		601840001	
108-41-8	3-monoklortoluen		X	ej utv.		601840001	
108-43-4	4-monoklortoluen		X	ej utv.		601840001	
<b>Klornaftalener</b>							
	1-Klornaftalen	X (Σ)	X (Σ)	låg	EoP		
	2-Klornaftalen	X	X	låg	EoP		
<b>Kloraniliner</b>							
	Monokloranilin		X	ej utv.		601840001	
	Dikloranilin		X	ej utv.		601840001	
	Trikloranilin		X	ej utv.		601840001	
	Tetrakloranilin		X	ej utv.		601840001	
	Pentakloranilin		X	ej utv.		601840001	
<b>Kloralkaner</b>							
85535-84-8	C10-C13 kloralkaner						
85535-85-9	C14-C17 kloralkaner						
<b>Metylaniliner</b>							
	Metylaniliner		X	ej utv.		601840001	
	Dimetylaniliner		X	ej utv.		601840001	
<b>PCBer</b>							
	PCB 77	X (Σ)	X (Σ)	låg	EoP		
	PCB 105	X	X	låg	EoP		
	PCB 126	X	X	låg	EoP		
	Aroclor 1254						
<b>Dioxiner (2,3,7,8-TCDD)</b>							
						X (Σ)	
						X	
<b>Pesticider (inkluderar pesticider i tabellsammanställningen av 601840001)</b>							
50-29-3	DDT	X	X	låg			X
72-66-9	DDE	X	X	låg			X
172-64-8	DDD	X	X	låg			X
<b>Dms</b>							
309-00-2	Aldrin	X (Σ)	X (Σ)	mellan			
60-37-1	Dieldrin	X	X	mellan			X
72-20-8	Endrin	X	X	mellan			X
<b>HCH-isomerer</b>							
319-84-6	α-HCH	X	X	mellan			
319-85-7	β-HCH	X	X	mellan			
	γ-HCH	X	X	mellan			
609-73-1	Lindan	X	X	ej utv.		601840001	X
83-25-2	Carbaryl	X	X	mellan			
1563-65-2	Carbofuran	X	X	låg			
	Maneb						
1912-24-9	Atrazin	X	X	mellan			
57-74-9	Chlordane		X	ej utv.		601840001	X
78-44-8	Heptachlor		X	ej utv.		601840001	X
1024-57-3	Heptachlor epoxide		X	ej utv.		601840001	
115-29-7	Endosulfan		X	ej utv.		601840001	
56-34-9	Tributyltinoxid		X	ej utv.		601840001	
94-74-6	MCPA						
2921-88-2	Chlorpyrifos		X	ej utv.		601840001	
55-38-9	Fenitron		X	ej utv.		601840001	
82-88-8	Quintozene		X	ej utv.		601840001	
137-26-8	Thiram		X	ej utv.		601840001	
	Toxaphene						X (no PEL)

**Forts. Tabell 5.3 Föreningar som inkluderas i olika sammanställningar map miljöriskbedömning av förorenad sediment. (Ämnen på riktvärdeslistorna (NV,1996 och NV/SPIMFAB, 1998) visas i gult)**

Föreningar		RIVM				CCME	ECB riskbedömning
CAS nummer		SRC	MPC	SRC säkerhet	metoden		
	<b>Phthalater</b>	X (Σ)	X (Σ)				
	DMP	X	X	låg	EqP		
	DEP	X	X	mellan	EqP		
	DIBP	X	X	låg	EqP		
84-74-2	dibutyl DBP	X	X	låg	EqP		slutlig
85-68-7	benzylbutyl BBP	X	X	låg	EqP		utkast
117-81-7	DHP	X	X	låg	EqP		
117-94-0	DEHP	X	X	mellan	EqP		utkast
26761-40-0	dioktyl DOP						prioriterad
26761-40-0	di isodecyl						slutlig
26553-12-0	di isononyl						slutlig
	<b>kol tjära</b>						prioriterad
	<b>Petroleumkolväten</b>						
	<b>alkaner</b>						slutlig
	Pentane						
	C5-C8						
	C9-C10						
	C11-C12						
	C13-C16						
	Summa C5-C16						
	C17-C35						
	<b>aromater (BTX och PAH finns på listan över)</b>						
	C9-C10						
	C11-C35						
	<b>Övriga</b>						
	Cyklohexanon	X	X	mellan	EqP		
	Pyridin	X	X	mellan	EqP		
	Tetrahydrofuran	X	X	mellan	EqP		
	Tetrahydroföfen	X	X	eqp QSAR	EqP		
	Metyyletyketon						
1634-04-4	<b>MTBE</b>						slutlig
107-21-1	Etyenglycol						
111-46-6	Dietyenglycol						
57-55-6	Propyenglycol						
107-13-1	Acrylonitril						slutlig
	Formaldehyd						
	Metanol						
	Butanol						
	Butylacetat						
	Isopropanol						
	Etylacetat						
	Butylacetat						
82-53-3	Anilin						utkast
74-85-1	Etylen		X	ej utv.		601640001	
75-21-8	Etylenoxid		X	ej utv.		601640001	
87-68-3	Hexachlorobutadiene						
	Nonyfenol, oktyfenol och etoxytater						X (no PEL)
	RDX						slutlig
	TNT						
	Bromofenylfenyeter						
	Bifenyl						
	<b>2,4-dinitrotoluen</b>						prioriterad
	2-nitrotoluen						prioriterad

## Diskussion

Omfattningen av de svenska riktvärdeslistorna för förorenad mark stämmer ganska bra med omfattningen av riktvärdeslistorna från CCME, USEPA och med RIVM:s senaste data-sammanställning (RIVM, 2001). Inom de olika grupperna av oorganiska och organiska ämnen har riktvärden tagits fram av alla organisationer för de ämnen som vanligtvis undersöks på förorenade områden. Ämnesgrupper behandlas olika av olika organisationer. Vissa organisationer ger bara summaparametrar för ämnesgrupper, medan andra organisationer också har tagit fram riktvärden för enskilda föreningar. Denna skillnad speglar delvis hur långt olika organisationer har kommit i riktvärdesframtagningsprocessen, och delvis den tilltro olika organisationer har för dataunderlaget. I Sverige har inga riktvärden tagits fram för vatten och sediment, dock används kriterier för sötvatten vid framtagning av riktvärden för mark för att kunna ta hänsyn till påverkan av föroreningsspridning till ytvatten.

Generellt anger RIVM riktvärden för enskilda föreningar i vissa grupper samt summaparametrar. Andra organisationer, inklusive Naturvårdsverket, anger oftast enbart summaparametrar för dessa ämnesgrupper (t.ex. PAH, klorfenoler, klorbensener).

RIVM har sammanställt data för ett större antal oorganiska ämnen än vad som förekommer på de svenska riktvärdeslistorna. Molybden och barium förekommer i RIVM (2001) och antimon, beryllium, bor, silver, selen, tellur, tallium, tenn och cerium förekommer i äldre publikationer. Kanadas riktvärdeslista för mark inkluderar också selen och tallium.

RIVM har också tagit fram riktvärden för ett antal organiska ämnen som inte förekommer på Naturvårdsverkets riktvärdeslistor. Dessa ämnen inkluderar ett antal alkybensener och andra aromatiska ämnen (styren och dihydroxybensener). Ett större antal kloralifater förekommer också på RIVM:s riktvärdeslista, inklusive vinylklorid. Vissa grupper som beaktas av RIVM förekommer inte alls på andra riktvärdeslistor för mark, t.ex. ftalater, klorkresol, klortoluener, klornaphthalener, kloraniliner, metylaniliner.

Alkyfenoler och deras etoxylater inkluderas på CCME:s och USEPA:s riktvärdeslistor för mark, men inte på RIVM:s och Naturvårdsverkets.

Pesticider inkluderas inte i Naturvårdsverkets riktvärdeslista.

## Dataunderlagets omfattning

I detta avsnitt har omfattning av dataunderlagen som används i framtagning av svenska riktvärden för förorenade områden beskrivits. Därför diskuterar detta avsnitt RIVM:s sammanställning för mark samt CCME:s och RIVM:s sammanställningar för sötvatten. RIVM:s sammanställning för sötvatten har också använts för att kunna jämföra med sammanställningen som gjorts för markmiljön.

Ett antal ämnesgrupperna har valts för att belysa dataunderlagets omfattning. De valda ämnesgrupperna inkluderar både grupper där datatillgången är bra samt grupper där datatillgången är mindre bra.

### Dataunderlaget för markmiljö

Tabell 6.1 visar en sammanställning av dataunderlaget från RIVM för markmiljön. Tabellen visar antalet uppgifter som används av RIVM som underlag för framtagning av SRC och MPC-värden för mark (RIVM, 2001). Tillgången till kroniska data rapporteras, utom för ämnen där endast uppgifter från akuta tester är tillgängliga - där akuta uppgifter rapporteras i texten. Tabellen visar endast uppgifter som accepteras av RIVM efter screeningprocessen, där en granskning av datakvalitet genomförs med avseende på testmetoder, databehandling, m.m.

Tabell 6.1 visar att antalet uppgifter varierar mycket mellan olika ämnesgrupper. Medan relativt många uppgifter finns för metaller, är antalet uppgifter för PAH väldigt liten. För vissa grupper, t.ex. klorbensener och klorkresoler, måste tillgängliga data stödjas med akuta data vid riktvärdesframtagning.

Trots att RIVM:s egna SRC och MPC-värden reviderades i rapporten som publicerades 2001 (RIVM, 2001), visar tabell 6.1 att sammanställningar för enskilda ämnen kan vara betydligt äldre.

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Tabell 6.1 Data underlaget från RVM, mark miljö (RVM, 2001) (akuta data noteras där inga kroniska data är tillgängliga)

	Markprocesser										Grupper							Datum
	Mikrobiella processer				Enzymer						Grupper							
	N-mineralisering	Nitrifikation	respiration	annat	phosphatase, acid	arylsulfatase	urease	dehydrogenase	annat enzymer	fungi	macrophyta	nematoda	annelida	isopoda	insecta	arachnida	crustacea	
<b>Metaller</b>																		
As	4	3			7		6					2		1				1997
Ba					5	4	6											1992
Cd	9	3	13	3	11	5	10	16				3		5	1	2	1	1997
Cd(II)	4	4	4		10	5	10					1		1				1997
Cr(VI)					2													1997
Co	4	3	4		5	4	6							1				1992
Cu	2	4	5	20	10	5	13					4	1	5		1	1	1997
Pb	5	4	13	1	2		8	3	3			6		3		1	1	2000
Hg		2	11	2	1				1									1995
Me-Hg																		1995
Mo	4	3			7	4	6							1				1992
Ni			1				1							1				1992
Zn	1	4	8	1	2		4		7			4		1			1	1993
<b>BTEX</b>																		
Bensen																		inget data 1993
Toluen																		1993
Etylbensen																		inget data
Xylen																		inget data
<b>PAH</b>																		
Naftalen																		inget data
Antracen																		inget data
Fluoranten																		inget data
Fluoranten																		inget data
Benz(a)antracen																	1	1995
Krysolen																		inget data
Benz(k)fluoranten																		inget data
Benz(a)pyren																	2	1995
Benz(ghi)perylen																		inget data
Inden(1,2,3-cd)pyren																		inget data
<b>Kloralifiter</b>																		
1,2-Dikloretan																		inget data
Diklormetan																		1993
Triklormetan (kloroform)																		inget data
Tetraklormetan																		inget data
Vinylklorid																		inget data
Triklorniten																		1993
Tetraklorniten																		1993



HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts. Tabell 6.1 Data underlaget från RVM, mark miljö (RVM, 2001) (akuta data noteras där inga kroniska data är tillgängliga)

	Markprocesser											fungi	macrophyta	nematoda	annelida	Grupper				Datum		
	Mikrobiella processer				Enzymer											isopoda	insekta	arachnida	crustacea		mollusca	
	N-mineralisering	Nitrifikation	respiration	annat	phosphatase, ac	arylsulfatase	urease	dehydrogenase	annat enzym													
<b>Klorbensener</b>																						
Monoklorbensener																						inget data 1991
1,2-diklorbensener																						inget data 1991
1,3-diklorbensener																						inget data 1991
1,4-diklorbensener																						1991
1,2,3-triklorbensener																						1991
1,2,4-diklorbensener																						1991
1,3,5-triklorbensener																						1991
1,2,3,4-tetraklorbensener																						1991
1,2,3,5-tetraklorbensener																						1991
1,2,4,5-tetraklorbensener																						1991
pentaklorbensener																						1991
hexaklorbensener																						1991
<b>Klorfenoler</b>																						1991+2001
2-klorfenol																						2001
3-klorfenol																						2001
4-klorfenol																						inget data 2001
2,3-diklorfenol																						inget data 2001
2,4-diklorfenol																						2001
2,5-diklorfenol																						inget data 2001
2,6-diklorfenol																						inget data 2001
3,4-diklorfenol																						2001
3,5-diklorfenol																						2001
2,3,4-triklorfenol																						inget data 2001
2,3,5-triklorfenol																						inget data 2001
2,3,6-triklorfenol																						inget data 2001
2,4,5-triklorfenol																						2001
2,4,6-triklorfenol																						2001
3,4,5-triklorfenol																						inget data 2001
2,3,4,5-tetraklorfenol																						inget data 2001
2,3,4,6-tetraklorfenol																						2001
2,3,5,6-tetraklorfenol																						inget data 2001
pentaklorfenol		3	2	15				1		1		1										inget data 2001

## Effektdata

Eftersom markmiljön är ett komplext ekosystem, måste bedömning av miljörisker omfatta ett stort antal endpoints. Därför har en mängd ekotoxikologiska tester använts för miljöriskbedömning, dock har få tester standardiserats och interkalibrerats.

Testerna med flera taxonomiska grupper har använts, t.ex. mikroorganismer, växter, marklevande evertetrater, vertebrater (däggdjur, fåglar). Bioackumulationstester på växter och djur också genomförs. Testorganismer kan också delas in i olika funktionsgrupper, t.ex. primärproducenter (växter, vissa mikroorganismer), detritivorer, saprofyter, primärkonsumenter (herbivorer), sekundärkonsumenter (carnivorer) and toppkonsumenter (ofta högre vertebratarter). Organismer i en funktionsgrupp kan höra till flera taxonomiska grupper.

Generellt, kan effektdata delas in i två grupper; tester på mikrobiella funktioner och enartstester på endpoints som är viktiga för ekosystemets struktur.

Tester på markfunktioner är generellt indelat i två olika grupper; tester som studerar mineralisering av detritus, t.ex. cellulosadegradering och tester som studerar andra delar av biogeokemiska kretslopp, t.ex. interaktionen mellan växter (rötterna) och mikrober t.ex. kvävefixering. Testerna kan mäta aktiviteten av enzymer som genomför vissa processer, eller produkter från vissa markprocesser:

	Enzymer	Processer
Mineraliserings processer	β-glucosidaser -xylosidase α-glucosidase protease, peptidase esterases	metanoxidation upptag av syrgas eller production av koldioxid dehydrogenase aktivitet
Biogeokemiska processer	phoashataser sulfathydrolyande enzymer proteaser, peptidaser	denitrifikation nitrifikation (ammoniumoxidering aktivitet och nitritoxidering aktivi- tet) N-fixering (nitrogenase)

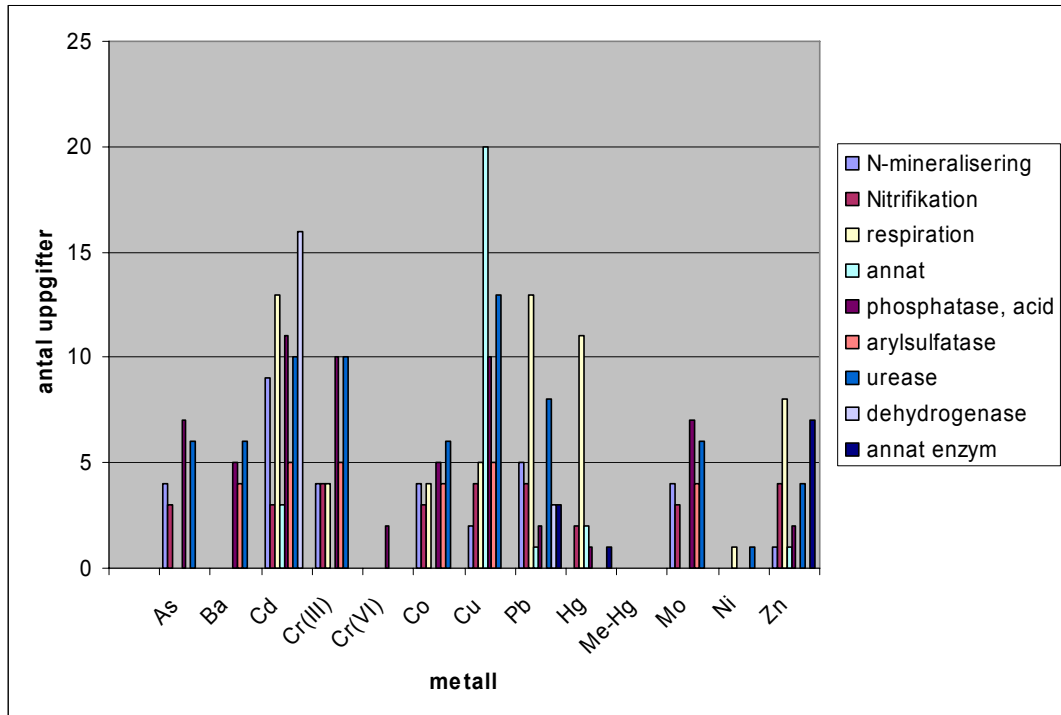
## Metaller

Tabell 6.1 visar att antalet uppgifter för metaller är relativt stor. Uppgifterna finns huvudsakligen för markprocesser och antalet uppgifter för marklevande organismer är relativt litet.

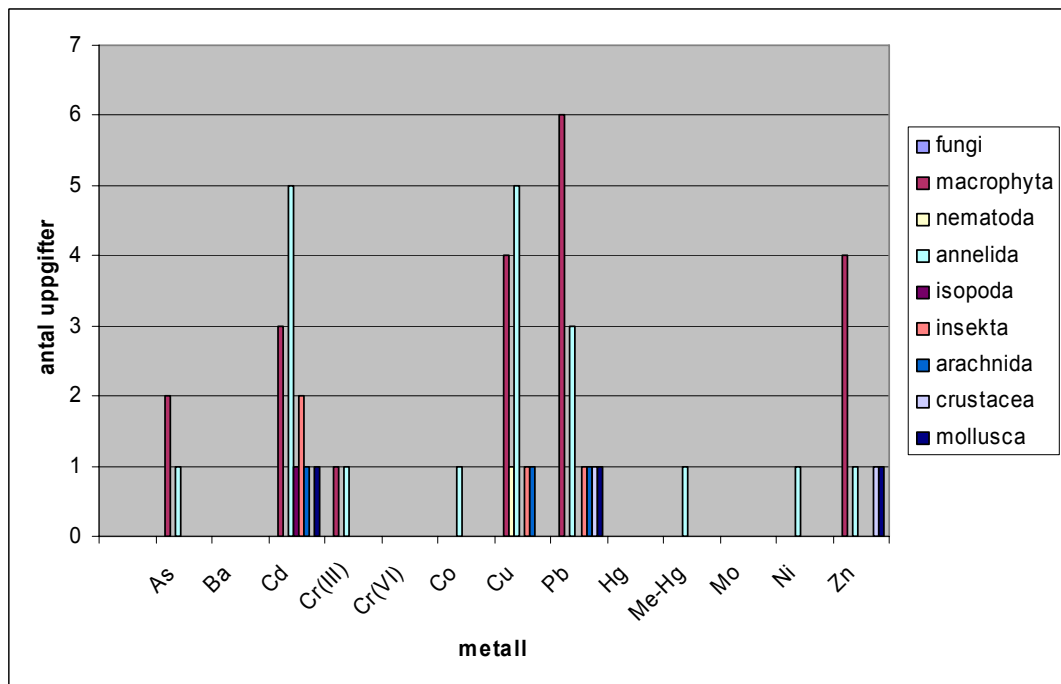
Figur 6.1 visar dataunderlaget för markprocesser. Dataunderlaget är ojämn mellan olika metaller. Många uppgifter finns för Cd, Cu, Pb, och för dessa metaller finns uppgifter för många olika markprocesser. För Cr(III), Co och Zn är antalet uppgifter mindre, men spridningen mellan markprocesser är fortfarande bra. För As, Hg och Mo finns data för endast ett fåtal markprocesser. För andra metaller, t.ex. Ba, Cr(VI), MeHg, Ni är dataunderlaget mycket litet. Där dataunderlaget är bra finns en bra fördelning av data mellan observationer av markprocesser och enzymer.

Figur 6.2 visar dataunderlaget för enartstester. Dataunderlaget är också här mycket större för Cd, Cu och Pb (och Zn) än för andra metaller. För andra metaller finns endast några enstaka uppgifter eller inga uppgifter alls. De flesta enarts tester är på växter (makrofyter) och på annelida - för andra grupper finns endast enstaka observationer. Detta är delvis på grund av att standardiserade tester huvudsakligen finns för växter och daggmask.

De flesta sammanställningar för metaller gjordes 1997. En nyare sammanställning har gjorts för bly (2001), medan sammanställningarna för vissa metaller (Ba, Co, Mo, Ni, Zn) är äldre.



Figur 6.1 Dataunderlaget, markprocesser för metaller



Figur 6.2 Dataunderlaget, enartstest, metaller

RIVM har bedömt säkerheten av SRC-riktvärdena som baseras på detta dataunderlag (se tabell 6.2). Generellt, är bedömningen att säkerheten är hög - endast för Ni och MeHg bedöms säkerheten som mellan.

Metoden som används av RIVM för att ta fram riktvärdena är beroende på dataunderlagets omfattning (se avsnitt 3.1). Om dataunderlaget är tillräckligt, används fördelningsmetoden. Två fördelningar tas fram, en från processdata och en från single species data. Riktvärdet är den lägsta av dessa två värden. Tabell 6.2 visar att endast för fyra metaller; Cd, Cu, Pb och Zn är detta möjligt. För Mo, Hg och Ba (SRC-värdet) har fördelningsmetoden använts med processdata eftersom inga data från enartstester är tillgängliga. För några andra ämnen, t.ex. As, Co, Cr(III) har fördelningsmetoden använts för processdata och SF metoden med data från enartstester. För alla dessa metaller bedöms säkerheten som hög. Säkerheten bedöms som mellan när ingen fördelning kan tas fram och riktvärdet är framtaget med SF-metoden.

**Tabell 6.2 Bedömning av säkerheten av SRC-värdet och metod för framtagning av SRC- värdet för metaller**

Metall	Säkerhet	Metod
As	hög	Säkerhetsfaktor - SF10 med enartsdata Fördelningsmetod med processdata.
Ba	hög	Fördelningsmetod med processdata.
Cd	hög	Fördelningsmetod med enartsdata och processdata.
Cr(III)	hög	Säkerhetsfaktormetod med enartsdata och fördelningsmetod med processdata.
Cr(VI)		Baserat på data för Cr(III).
Co	hög	Fördelningsmetod med processdata.
Cu	hög	Fördelningsmetod med enartsdata och processdata
Pb	hög	Fördelningsmetod med enartsdata och processdata
Hg	hög	Fördelningsmetod, endast process data
Me-Hg	mellan	<b>MPC-värdet</b> - Säkerhetsfaktormetod. SF 100 med 1st NOEC
Mo	hög	Fördelningsmetod, endast processdata
Ni	mellan	Säkerhetsfaktormetod, process- och enartsdata
Zn	hög	Fördelningsmetod med enartsdata och processdata

## Organiska ämnen

För organiska ämnen är tillgängligheten på ekotoxdata mycket sämre än för metaller (se tabell 6.1). För BTEX-ämnen finns bara två uppgifter, båda för toluen (makrofyter och annelida). För PAH finns bara 5 kroniska observationer för hela gruppen, 4 st för benz(a)pyren och 1 för benz(a)antracen. Två akuta tox data finns för antracen. Dataunderlaget för klorbensener och klorfenoler (utom pentaklorfenol) för enskilda föreningar är lika bristfälligt. För dessa två grupper illustreras dominansen av data för växter och dagmask (annelida). För pentaklorfenol är dataunderlaget något bättre - data från tester på markprocesser finns.

För de flesta grupper organiska ämnen gjordes datasammanställningarna för ganska länge sedan (innan 1991-1995). Sammanställningen för klorfenoler är nyare (2001).

RIVM bedömer SRC-värdena som baseras på detta dataunderlag som mindre säkra än riktvärdena för metaller (se tabell 5.1). För BTEX-ämnen bedöms säkerheten som mellan, förutom xylen, där säkerheten bedöms som låg. För PAH bedöms säkerheten som låg/mellan beroende på förening. Säkerheten hos riktvärdena för vissa föroreningar bedöms

som ”mellan” trots att inga uppgifter från ekotoxtester förekommer. Detta kan bero på att användning av QSAR betraktas som en konservativ metod.

## Dataunderlaget för vattenmiljö

Tabell 6.3 visar dataunderlaget från RIVM för vattenmiljön. Tabell 6.4 visar dataunderlaget från CCME för sötvattenmiljön.

### Metaller

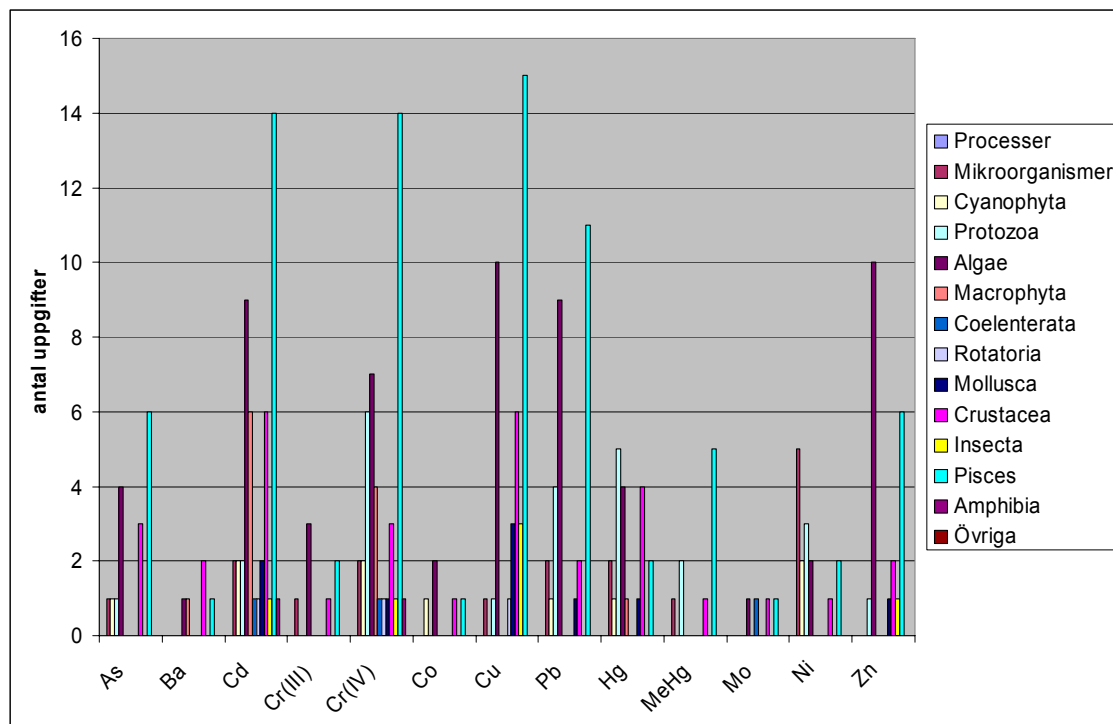
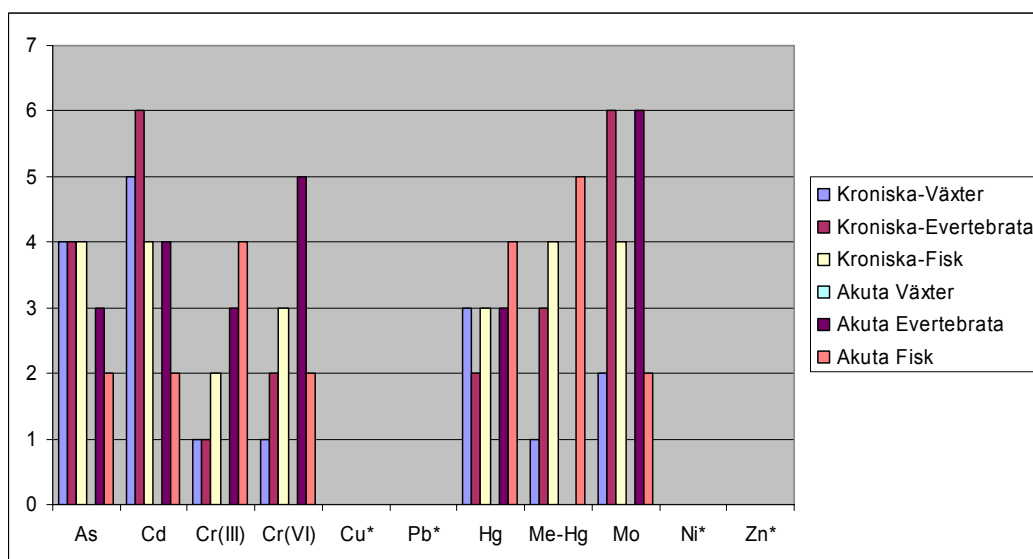


Figure 6.3 visar att dataunderlaget för metaller i sötvatten är mer omfattande än dataunderlaget för jord. Dock finns samma fokusering på Cd, Cu, Pb och Zn. Ett stort antal datapunkter finns också för Cr(VI) i akvatiska miljöer.

Dataunderlaget visar också att majoriteten av testerna genomförs på alg, fisk eller crustacea. Detta är på grund av rekommendationer/krav på ekotoxikologiska tester på en alg, Daphnid, och fisk, för att representerar olika trofiska nivåer i akvatiska ekosystem. CCMEs datasammanställning (se figur 6.4 nedan) delar in uppgifterna i tre grupper, växter (inklusive alger och makrofyter), evertebrater och fisk. För Co finns ingen datasammanställning och för Cu, Pb, Ni och Zn finns ingen dokumentation av dataunderlaget. CCMEs datasammanställning indikerar att kroniska data finns i samma utsträckning som akuta data för metaller.



Figur 6.4 Dataunderlaget till CCMEs sammanställning. Metaller och sötvattenmiljö. (Dataunderlaget inte publicerat för ämnen markerade \*)

För organiska ämnen är RIVM:s dataunderlag mindre omfattande än för metaller.

För BTEX finns några få data från kroniska tester, huvudsakligen för planktoniska organismer; mikroorganismer, protozoa, cyanophyta och alg. Riktvärdesframtagning baseras därför delvis på data från akuta tester, speciellt för fisk, men också för crustacea, insekter och alger.

För PAH finns mycket få data i RIVM:s sammanställning, huvudsakligen akuta data för fisk, crustacea och alg, med några uppgifter från kroniska tester med makrofyter och fisk. Vissa PAHer (4 utav 10 föroreningar som beaktas av RIVM) är helt utan dataunderlag. CCME har ”interim guidelines” för PAH och därför har ingen datasammställning publicerats.

## Dataunderlaget för sediment

RIVM:s riktvärden för sediment är baserade enbart på akvatiska data och användning av jämviktsfördelningskoefficienter för vatten/sediment. Riktvärdenas pålitlighet betraktas som lågt för nästan alla ämnen, inklusive alla metaller. För vissa organiska ämnen, t.ex. BTEX, betraktas riktvärdena dock som måttligt säkra.

CCME:s dataunderlag för sediment omfattar oorganiska ämnen arsenik, kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink. Organiska ämnen i CCME:s dataunderlag inkluderar 13 PAH-föreningar, PCB och dioxiner, alkylfenoler samt ett antal pesticider.

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Tabell 6.3 Dataunderlaget, sötvatten (RIVM, 2001)

	Mikroorganismer	Cyanophyta	Protozoa	Algae	Macrophyta	Coelenterata	Rotatoria	Mollusca	Crustacea	Insecta	Pisces	Amphibia	Övriga	Datum
<b>Metaller - kroniska</b>														
As	1	1	1	4					3		6			1997
Ba				1	1				2		1			1992
Cd	2	2	2	9	6	1	1	2	6	1	14	1		1997
Cr(III)	1			3					1		2			1997
Cr(VI)	2	2	6	7	4	1	1	1	3	1	14	1		1997
Ce		1		2					1		1			1992
Cu	1		1	10			1	3	6	3	15			1997
Pb	2	1	4	9				1	2		11			2000
Hg	2	1	5	4	1			1	4		2			1995
MeHg	1		2						1		5		plat 1	1995
Mo				1		1			1		1			1992
Ni	5	2	3	2					1		2			1990
Zn			1	10				1	2	1	6			1993
<b>BTEX - Kroniska</b>														
Bensen	1		3	1									nen 1	1988
Toluen	2	1	1	2				1			3			1988
Etylbensen	1	1	2	1										1993
o-xylen			1	1										1993
m-xylen			1	1										1993
p-xylen			1	1										1993
<b>BTEX - Akuta</b>														
Bensen				2		1		2	5	7	17	2		1988
Toluen									1	1	8			1988
Etylbensen				3					1		6			1993
o-xylen	1			1					1	1	8	1		1993
m-xylen				1					1	1	7			1993
p-xylen				3					1	1	7			1993
<b>BTEX - QSARS</b>														
Bensen	4			3		1		1	2	2	1	3	1	
Toluen	4		1	3		1		1	2	2	1	3	1	
Etylbensen	4		1	3		1		1	2	2	1	3	1	
o-xylen														inget data
m-xylen														inget data
p-xylen														inget data

HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts. Tabell 6.3

Dataunderlaget, sötvatten (RIVM, 2001)

	Mikroorganismer	Cyanophyta	Protozoa	Algae	Macrophyta	Coelenterata	Rotatoria	Mollusca	Crustacea	Insecta	Pisces	Amphibia	Övriga	Datum
<b>PAH - Kroniska</b>														
Naphthalene											2			1995
Anthracene				1	1				1					1995
Phenanthrene					1				2		1			1995
Flouranthene					1						1			1995
Benzo(a)anthracene														inget data
Chrysene														inget data
Benzo(k)fluoranthen											1			1995
Benzo(a)pyrene											1			1995
Benzo(ghi)perylene														inget data
Indeno(1,2,3-cd)pyrene														inget data
<b>PAH - Akuta</b>														
Naphthalene				1				1	2	3	3			1995
Anthracene										1	1			1995
Phenanthrene									2		2			1995
Flouranthene														inget data
Benzo(a)anthracene									1					1995
Chrysene														inget data
Benzo(k)fluoranthen														inget data
Benzo(a)pyrene				2					1					1995
Benzo(ghi)perylene														inget data
Indeno(1,2,3-cd)pyrene														inget data
<b>PAH - QSARS</b>														
Naphthalene														
Anthracene														
Phenanthrene														
Flouranthene														
Benzo(a)anthracene														
Chrysene				1		1		1	2	2	1	3		
Benzo(k)fluoranthen														
Benzo(a)pyrene														
Benzo(ghi)perylene									1	1		1		
Indeno(1,2,3-cd)pyrene									1	1		1		
<b>Kloralfater - Kroniska</b>														
1,2-Dikloreten	1	1	3	1					1		1			1993
Dikloremtan														inget data (1998)
Triklormetan (kloroform)	1	1		2					1					1993
Tetraklormetan														inget data (1993)
Vinylklorid														inget data (1993)
Trikloretan	1	1	1	1							1			1993
Tetrakloretan									1		1			1993



HÅLLBAR SANERING  
Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

HÅLLBAR SANERING Rapport: Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts. Tabell 6.3 Dataunderlaget, sötvatten (RIVM, 2001)

	Mikroorganismer	Cyanophyta	Protozoa	Algae	Macrophyta	Coelenterata	Rotatoria	Mollusca	Crustacea	Insecta	Pisces	Amphibia	Övriga	Datum
<b>Kloralfater - Akuta</b>														
1,2-Dikloretan	2			1					1		3			1993
Dikloremtan	1			2					1		2	1		1998
Trikloremtan (kloroform)				3					1		8			1993
Tetrakloremtan														
Vinylklorid														
Trikloreten	1					1		1	4	2	6	2		1993
Tetrakloreten									2		5			1993
<b>Kloralfater - QSARs</b>														
1,2-Dikloretan	4		1	3		1		1	2	2	1	3		
Dikloremtan	4		1	3		1		1	2	2	1	3		
Trikloremtan (kloroform)	4		1	3		1		1	2	2	1	3		
Tetrakloremtan														
Vinylklorid	4		1	3		1		1	2	2	1	3		
Trikloreten	4		1	3		1		1	2	2	1	3		
Tetrakloreten														
<b>Klorbensener - kroniska</b>														
Monoklorbensen									1		2			1991
1,2-diklorbensen									1					1991
1,3-diklorbensen									1		1			1991
1,4-diklorbensen				1					1		1			1991
1,2,3-triklorbensen				1					1		1			1991
1,2,4-diklorbensen				1					1		1			1991
1,3,5-triklorbensen														inget data 1991
1,2,3,4-tetraklorbensen									1		2			1991
1,2,3,5-tetraklorbensen														inget data 1991
1,2,4,5-tetraklorbensen														inget data 1991
pentaklorbensen									1		1			1991
hexaklorbensen				1					1					1991
<b>Klorbensener - akuta</b>														
Monoklorbensen				2					2		6			1991
1,2-diklorbensen				3					1		3			1991
1,3-diklorbensen				2					1		2			1991
1,4-diklorbensen				3					1		4			1991
1,2,3-triklorbensen				2					1		2			1991
1,2,4-diklorbensen				2					1		4			1991
1,3,5-triklorbensen				1							1			1991
1,2,3,4-tetraklorbensen				1							1			1991
1,2,3,5-tetraklorbensen				3					1		3			1991
1,2,4,5-tetraklorbensen				1							4			1991
pentaklorbensen				1					1		1			1991
hexaklorbensen				1										1991

HÅLLBAR SANERING  
 Rapport 5538 Förbättrade miljöriskbedömningar

Forts. Tabell 6.3 Dataunderlaget, sötvatten (RIVM, 2001)

	Mikroorganismer	Cyanophyta	Protozoa	Algae	Macrophyta	Coelenterata	Rotatoria	Mollusca	Crustacea	Insecta	Pisces	Amphibia	Övriga	Datum
<b>Klorfenoler - kroniska</b>														1991+2001
2-klorfenol									1		1			2001
3-klorfenol														inget data 2001
4-klorfenol									2					2001
2,3-diklorfenol														inget data 2001
2,4-diklorfenol	1		3	2					1		1			2001
2,5-diklorfenol														inget data 2001
2,6-diklorfenol			1											2001
3,4-diklorfenol														inget data 2001
3,5-diklorfenol														inget data 2001
2,3,4-triklorfenol														inget data 2001
2,3,5-triklorfenol														inget data 2001
2,3,6-triklorfenol														inget data 2001
2,4,5-triklorfenol											1			2001
2,4,6-triklorfenol									1		2			2001
3,4,5-triklorfenol														inget data 2001
2,3,4,5-tetraklorfenol														inget data 2001
2,3,4,6-tetraklorfenol									1					2001
2,3,5,6-tetraklorfenol											1			2001
pentaklorfenol	1	1	1	3	1	1	1	2	3	1	5	1		2001
<b>Klorfenoler - akuta</b>														
2-klorfenol	5		1	4					4		6			2001
3-klorfenol	3		1	2					1		3			2001
4-klorfenol	4		1	4	2				5		7			2001
2,3-diklorfenol	4		1	1					1		2			2001
2,4-diklorfenol	6		1	3	1				3		8		2	2001
2,5-diklorfenol	3		1						1		2			2001
2,6-diklorfenol	4		2	2					3		4			2001
3,4-diklorfenol	3		1	1					1		2			2001
3,5-diklorfenol	3		1	1					4		3			2001
2,3,4-triklorfenol	3			1					1		2			2001
2,3,5-triklorfenol	3		1						1		4			2001
2,3,6-triklorfenol	2								1		4			2001
2,4,5-triklorfenol	4		1						1		7			2001
2,4,6-triklorfenol	5		1	3					3		6			2001
3,4,5-triklorfenol	2								1		2			2001
2,3,4,5-tetraklorfenol	4		1						1		4			2001
2,3,4,6-tetraklorfenol	1		1				2		4		6			2001
2,3,5,6-tetraklorfenol	2		1						1		4			2001
pentaklorfenol														

## Användning av dataunderlaget vid framtagning av riktvärden

Som ett exempel har framtagning av riktvärden för klorfenoler i mark presenterats nedan.

### Monoklorfenoler

Dataunderlaget för 2-, 3- och 4-klorfenol sammanfattas nedan, där de lägsta värdena av ekotoxikologiska parametrar från akuta och kroniska studier visas

**Tabell 6.5 Monoklorfenoler i ytvatten. Lägsta av ekotoxikologiska parametrar från akuta och kroniska studier, samt RIVMs förslag till MPC-värden ( $\mu\text{g/l}$ ).**

	2-klorfenol	3-klorfenol	4-klorfenol
<b>Akuta data</b>			
Crustacea	3700 (7d)	7900 (48h)	2300 (7d)
Fisk	7100 (7d)	5500 (48h)	3270 (96h)
Alger	70 000 (4d)	29 000 (4d)	29 000 (4d)
<b>Kroniska data</b>			
Crustacea	500 (1 st)	630 (1 st)	
Fisk	4000 (1 st)		
Alger			
<b>RIVMs SRC-värde</b>	1400	2500	290
<b>RIVMs MPC-värde</b>	10.0	5.5	4.0

Dataunderlaget visar att det inte är möjligt att bedöma den relativa toxiciteten av monoklorfenolerna. Dock leder användning av säkerhetsfaktormetoden till en skillnad i MPC-värden. Eftersom dataunderlaget inte stödjer olika riktvärden för olika monoklorfenoler anger RIVM riktvärden för summa monoklorfenoler MPC=6  $\mu\text{g/l}$  och SRC=1000  $\mu\text{g/l}$ . Dock finns riktvärden för enskilda föreningar på riktvärdeslistan.

### Diklorfenoler

Få ekotoxikologiska värden har rapporterats för kroniska effekter för diklorfenoler. Dataunderlaget sammanfattas i tabell 6.5, där de lägsta värdena av ekotoxikologiska parametrar från akuta och kroniska studier visas.

**Tabell 6.6 Diklorfenoler i ytvatten. Lägsta av ekotoxikologiska parametrar från akuta och kroniska studier, samt RIVMs förslag till MPC-värden (µg/l).**

Diklorfenol	2,3-	2,4	2,5	2,6	3,4	3,5
<b>Akuta data</b>						
Alger	5000 (4d)	9200 (4d)		9700 (4d)	3200 (4d)	2300 (4d)
Crustacea	2600 (48h)	1400 (48h)		3400 (48h)	1400 (48h)	1050 (48h)
Fisk	3500 (48h)	1700 (24h)	2800 (48h)	3500 (48h)	1100 (48h)	1800 (48h)
<b>Kroniska data</b>						
Alger		320 (3w)				
Crustacean						
Fisk		290 (4w)				
<b>RIVMs SRC</b>	1400	410	1300	2300	590	420
<b>RIVMs MPC</b>	3,5	1,5	2,8	3,7	1,1	1,8

Med hänsyn till data för akuta effekter, finns bara en tendens till högre toxicitetsvärden för 2,3 och 2,6 diklorfenoler, dock har deras SRC och MPC-värden satts till ett värde som är en faktor 3-5 lägre än för andra klorfenoler.

Eftersom dataunderlaget inte stödja olika riktvärden för olika diklorfenoler har RIVM angett riktvärden för summa diklorfenoler, MPC= 2.1 µg/l och SRC= 870µg/l.

### Triklorfenoler

Dataunderlaget för triklorfenoler sammanfattas i tabell 6.7.

**Tabell 6.7 Triklorfenoler i ytvatten. Lägsta av ekotoxikologiska parametrar från akuta och kroniska studier, samt RIVMs förslag till MPC-värden (µg/l).**

	2,3,4-	2,3,5-	2,3,6-	2,4,5-	2,4,6-	3,4,5
<b>Akuta data</b>						
Alger	2000	-	-	-	3500	
Crustacea	1100	1150	-	900	1700	900
Fisk	1200	600	2900	450	320	1000
<b>Kroniska data</b>						
Alger						
Crustacea					650	
Fisk					970	
<b>RIVMs SRC</b>	420	260	990	160	480	190
<b>RIVMs MCP</b>	1.2	0.6	2.9	0.45	3.2	1.7

Mycket lite data finns för triklorfenoler och kroniska data finns endast för 2,4,6-triklorfenol. Eftersom dataunderlaget inte stödjer olika riktvärden för olika diklorfenoler har RIVM angett riktvärden för summa diklorfenoler, MPC= 1,7 µg/l och SRC= 340µg/l. Dessa värden, speciellt SRC-värdet, är något lägre än riktvärdena för diklorfenoler. Dock finns ingen klar tendens till lägre toxicitet av triklorfenoler än diklorfenoler.

Tabell 6.4 - dataunderlaget från CCME - sörvatten

	Kroniska			Akuta			
	Växter	Evertebrata	Fisk	Växter	Evertebrata	Fisk	
<b>Metaller</b>							
As		4	4		3	2	
Ba							
Cd	5	6	4		4	2	
Cr(III)	1	1	2		3	4	
Cr(VI)	1	2	3		5	2	
Co							inget riktvärde
Cu							ej publicerat
Pb							ej publicerat
Hg	3	2	3		3	4	
Me-Hg	1	3	4			5	
Mo	2	6	4		6	2	
Ni							ej publicerat
Zn							ej publicerat
<b>BTEX</b>							
Bensen			4	3	4	4	
Toluen		3	9		5	5	
Etylbensen	1	1		1	5	4	
Xylen							inget riktvärde
<b>PAH</b>							sittligt riktvärde
Naphthalene							
Anthracene							
Phenanthrene							
Flouranthene							
Benzo(a)anthracene							
Chrysene							
Benzo(k)fluoranthen							
Benzo(a)pyrene							
Benzo(ghi)perylene							
Indeno(1,2,3-cd)pyrene							
<b>Kloralfater</b>							
1,2-Dikloretan		2	8		2	3	
Dikloretan	2	3			1		
Triklometan (kloroform)	1		3		1	2	
Tetraklometan	2	4					
Vinylklorid							inget riktvärde
Trikloretan		1	6	1	3	5	
Tetrakloretan		1	4		5	3	
<b>Klorbensener</b>							
Monoklorbensen	2	4	5		2	3	
1,2-diklorbensen	1	2	6		3	2	
1,3-diklorbensen	1		3		2	1	
1,4-diklorbensen	2	2	2		2	2	
1,2,3-triklorbensen	2	2			3	2	
1,2,4-triklorbensen	2	3	3		1	2	
1,3,5-triklorbensen							
1,2,3,4-tetraklorbensen	1		1		3	2	
1,2,3,5-tetraklorbensen							
1,2,4,5-tetraklorbensen							
pentaklorbensen	1	2	2		1	1	
hexaklorbensen							
<b>Klorfenoler</b>							ej publicerat
2-klorfenol							
3-klorfenol							
4-klorfenol							
2,3-diklorfenol							
2,4-diklorfenol							
2,5-diklorfenol							
2,6-diklorfenol							
3,4-diklorfenol							
3,5-diklorfenol							
2,3,4-triklorfenol							
2,3,5-triklorfenol							
2,3,6-triklorfenol							
2,4,5-triklorfenol							
2,4,6-triklorfenol							
3,4,5-triklorfenol							
2,3,4,5-tetraklorfenol							
2,3,4,6-tetraklorfenol							
2,3,5,6-tetraklorfenol							
pentaklorfenol							

# Biologiska undersökningar

## Biologiska kriterier i bedömning av graden av miljöpåverkan

En rad olika biologiska kriterier har utvecklats och använts vid miljöövervakning och för att undersöka miljö kvalitet. Erfarenhet från biologiska kriterier, främst i akvatiska miljöer, har visat att de kan användas för att detektera förändringar i miljö kvalitet som inte kan detekteras med kemiska analyser eller korta standardiserade toxicitetstester. Detta är bl.a. ett resultat av att biologiska kriterier integrerar mätning av miljö kvalitet över en längre tid än vanliga toxicitetstester och inkluderar därmed långsiktiga effekter på organismerna. Olika biologiska kriterier används också som kontrollundersökning för att fastställa behov av saneringsåtgärder av förorenade områden.

Biologiska kriterier kan vara undersökningar av strukturella förändringar i miljön som t.ex. antal arter, biomassa per yta, eller undersökningar av funktionella förändringar i miljön som t.ex. fluxer av näringsämnen eller syreförbrukning. Olika biologiska index har utvecklats för att beskriva strukturella förändringar som förändring av artsammansättning vid miljöpåverkan, t.ex. eutrofieringsgrad eller försurningsgrad. Biologiska index kan utvecklas endast efter omfattande studier av ett flertal miljöer samt studier av känsligheten av olika arter för en viss miljö störning (se till ex Degerman et al, 1994, där försurningskänsligheten av bottenfaun och fisk i svenska sjöar och vattendrag dokumenteras).

Exempel av biologiska undersökningar som används i Sverige i akvatiska miljöer finns i ”Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag” (Naturvårdsverket, 1999a). Växtplankton, påväxtalger, bottenfauna och fisk har alla inkluderats i dessa bedömningsgrunder. Biologiska index används i dessa grupper för att indikera graden av eutrofiering eller försurning. Ett flertal index har också utvecklats för att bedömma grad av påverkan av föroreningar. Subletala effekter på vissa organismer har också använts i ett antal studier som indikation av påverkan av olika typer av föroreningar, t.ex. missbildning av mundelar i fjädermyggs larver (chironomidae) kan indikera metallpåverkan (Wiederholm 1984), olika störningar i nätmönster av nattsländelarver (nätspinningsstudier) kan indikera effekter av kloretrade fenoler, tungmetaller och kvicksilver (Kemakta 2001, Petersen, 1987).

Inom markökologin har också ett antal olika index utvecklats för utvärdering av jordkvalitet. Index har baserats på artsammansättning av jordlevande evertebrater t.ex. kvalster (microarthropoda), hoppstjärt (collembola), rundmask (nematoda) (t.ex. Parisi et al, 2003). Däremot har dessa index hittills inte använts för utvärdering av påverkan av föroreningar i marken. En lista av marklevande organismer som kan användas som biologiska indikatorer av viktiga markprocesser har sammanställts av Breure et al, (2003). Relationen mellan dessa indikatorer och föroreningshalter i mark har inte fastställts ännu. För nuvarande pågår arbete med användning av mikrobiella populationer för att indikera påverkan av metaller eller bekämpningsmedel i mark.

För akvatiska miljöer har biologiska kriterier utvecklats för olika grad av miljöskydd, t.ex. i vissa delstater i USA (t.ex. Maine) har olika vattenklasser definierats enligt graden av antropogen påverkan (se USEPA, 1990), och värden på ett antal biologiska kriterier, inklusive biodiversitetsindex, har definierats som gränsvärde för varje klass.

Ett viktigt steg i användning av biologiska kriterier är utvecklingen av en bakgrundsdata-bas av referensförhållanden. Referensförhållanden används för jämförelse med data från biologiska undersökningar som en del av utvärdering och tolkning av undersökningsdata. Både generella och platsspecifika referensförhållanden kan beskrivas, dock kan platsspecifika referensförhållanden vara svåra att beskriva om ett område redan är påverkat av flera föroreningskällor. För att kunna användas som effektiva verktyg kräver biologiska kriterier att användaren besitter en god förståelse av ekosystemets och organismernas ekologi. Organismerna påverkas av många andra faktorer i miljön, som födomängd, predationstryck, temperatur osv., och det gäller att kunna skilja på effekter av miljöföroreningar med effekter av andra faktorer. Faktorerna samverkar dessutom oftast med varann, en organism kan t.ex. utsättas för både högre temperatur, födobrist och tungmetaller. Interaktiva effekter mellan olika faktorer innebär att det är oftast svårt att finna klara samband mellan orsak och verkan i naturliga miljöer. Fältobservationer av biologiska indikatorer måste därför kompletteras med experimentella studier där olika faktorer kan studeras var för sig och i kombination med varann.

## Riktvärden baserade på biologiska undersökningar

Data från biologiska kriterier har använts vid framtagning av sedimentkvalitetskriterier, t.ex. i Kanada. Dataunderlaget för framtagning av riktvärden för sediment är mycket liten, men data som samlats in genom miljöövervakningsprogram kan öka vår kunskap om toxiciteten av miljöföroreningar. På ett antal provplatser i Kanada har undersökningar av bottenfauna och epifauna gjorts tillsammans med kemiska studier av sedimenten och vattenkolumnen. Dessutom har ekotextester på olika bentiska evertebrater genomförts på sedimentprov från vissa av provplatserna. När uppgifter finns om både sedimentkemi (inklusive föroreningshalter) och biologiska effekter har uppgifterna sammanställts i en databas tillsammans med toxicitetsdata från laborietester. Databasen har då använts som underlag vid framtagning av kvalitetskriterier för sediment.

I Sverige pågår insamling av data på kemiska förhållanden av olika medier i miljön som en del av miljöövervakningsprogrammen. I många fall, inkluderar resulterande databas information om både viktiga miljöförhållanden samt halter av ett antal förorening, t.ex. metaller och vissa persistenta organiska föroreningar.

Ett antal delprogram inom miljöövervakning görs i sötvattenmiljöer. Miljöövervakningsprogrammet omfattar 50 vattendrag. Vattenkemiska undersökningar genomförs månadsvis och omfattar variabler som är relevanta för att följa tillstånd och förändring i surhet, näringsämnen, tungmetaller, kvicksilver och naturligt organiskt material. Integrerade undersökningar av vattenkemi, bottenfauna och fisk genomförs i 15 referensvattendrag.

Vattenkemiska undersökningar genomförs i 95 sjöar, men av dessa referenssjöar har 14 valts för mer intensiv provtagning. I de mer intensivt undersökta sjöarna är provtagningens frekvensen hög och omfattar biologiska undersökningar av växtplankton, zooplankton, bottenfauna, samt provfiske. Provtagningsfrekvensen varierar mellan sjöarna, och omfattning av analysprogrammet för miljöföroreningar varierar. Vissa sjöar ingår i ett integrerat övervakningsprogram med syftet att bl.a. ge underlag för modellering av fysikalisk-kemiska och biologiska förhållanden. Biologiska och kemiska variabler undersöks regel-

bundet som en del av miljöövervakningsprogram i de stora sjöarna (Hjälmaren, Vänern, Vättern, Mälaren).

Terrestra miljöer som omfattas av miljöövervakningsprogrammet inkluderar fjäll-, skog- och jordbruksmark. Inom dessa program har stora mängder data om markkemi samlats in, inklusive halter av ett antal föroreningar, t.ex. metaller, kvicksilver och vissa persistenta organiska ämnen. Dessutom har halterna av vissa metaller och organiska miljögifter (PCB, DDT, pesticider, dioxiner och bromerade flamskyddsmedel) analyserats i ett urval av biotan (t.ex. i ren och älg).

Andra program inom miljöövervakningsprogrammet inkluderar kemiska variabler men inte biologiska variabler, t.ex. grundvatten, flodmynningar (stora vattendrag som mynnar i Östersjön)

Miljöövervakningsprogram i terrestra miljöer inkluderar få observationer av biologiska effekter. Ett undantag är det integrerade programmet för små avrinningsområden. Detta delprogram följer fysikaliska och kemiska processer och deras inverkan på organismerna i små avrinningsområden. Programmet omfattar bl.a. markkemi (inklusive tungmetaller och kvicksilver), kemisk analys av barr, och frön, samt observationer av frönas nedbrytning och markrespiration.

Det är därför osannolikt att miljöövervakningsdatabaserna innehåller mycket information som kan användas för riskbedömning av förorenade områden. Resultaten av övervakningsprogram i akvatiska miljöer och det integrerade programmet för små avrinningsområden innehåller kopplade uppgifter om mark/vattenkemi och biologiska parametrar och kan möjligtvis bidra till dataunderlaget om toxiska effekter of metaller och vissa persistenta ämnen i mark. En detaljerad undersökning av databasernas innehåll måste göras för att kunna bedöma hur mycket av denna befintliga data kan användas vid riskbedömning av förorenad mark.



## Diskussion

Riktvärden som avser föroreningar i mark, vatten och sediment indikerar en föroreningshalt under vilken ekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta mark- eller vattenanvändningen. Olika riktvärden kan tas fram för att motsvara olika grader av miljöskydd, dvs. olika krav på ekosystemets funktioner.

## Framtagning av riktvärden

De flesta riktvärdena för föroreningar i mark, vatten och sediment är baserade på data från laboratorietester, dock är CCME:s riktvärden för sediment delvis baserade på fältobservationer. Data från laboratorietester kan vara enartstester eller tester på ekologiska processer, t.ex. mineralisering eller biogeokemiska processer. Dataunderlaget för riktvärden omfattar relativt få arter och processer jämfört med det normala antalet arter och processer i miljön.

Olika metoder används för extrapolering av resultaten från labtester med få arter eller processer till effekter på populationer, samhällen och ekosystem. Extrapoleringsmetoderna kan delas i olika grupper; metoder som använder en statistisk fördelning, säkerhetsfaktormetoder och användning av jämviktsfördelningskoefficienter utgående från akvatiska toxicitetsdata. De organisationer som har tagit fram dessa riktvärden använder ofta en kombination av metoder, beroende på tillgång av lämpliga data.

Syftet med riktvärdet påverkar dels vilka underlagsdata som är lämpliga dels tillämpning av extrapoleringsmetod. För de fall riktvärdena skall indikerar en föroreningshalt i miljön där inga skadliga effekter kan förväntas, är kroniska NOEC- eller LOEC-data lämpliga. Om riktvärdena skall indikerar en föroreningshalt där en viss påverkan förväntas är dock effektdata (t.ex. EC<sub>x</sub>-data) lämpligare. Syftet med riktvärdena påverkar även hur den önskade miljöskyddsnivån kan kvantifieras. Med fördelningsmetoden bestäms vilken percentil av fördelningen som motsvarar önskad skyddsnivå. Används säkerhetsfaktormetoden motsvarar olika numeriska säkerhetsfaktorer olika grad av miljöskydd.

## Omfattning av dataunderlaget

Dataunderlaget för många ämnen och ämnesgrupper är mycket bristfälligt. Underlagsdata för metaller täcker flera grupper (enartstester) och funktioner än för organiska ämnen. Data för markprocesser finns för de flesta metaller, dock finns endast enstaka uppgifter för barium, krom(VI), nickel och metylkvicksilver. Däremot finns enartsdata i stor utsträckning endast för kadmium, koppar, bly och zink. Det bör observeras att dataunderlaget för nästan alla ämnesgrupper som förekommer i petroleumprodukter är mycket bristfälligt, inklusive aromater, alifater, BTEX och PAH. Dataunderlaget för nästan alla klorerade organiska ämnen är även det mycket bristfälligt. I endast ett fall, pentaklorfenol, har ett riktvärde med hög konfidens tagits fram.

Det finns ett ständigt behov av att uppdatera dataunderlaget med nya data som publiceras i litteraturen. Dessutom behövs redan i nuläget riktade insatser för att komplettera dataunderlaget för vissa ämnen och ämnesgrupper. Dataunderlaget för praktiskt taget alla grupper organiska ämnen är bristfälligt och stora insatser krävs för att ta fram kompletterande dataunderlag. Prioritering av ämnesgrupper för framtagning av kompletterande uppgifter till dataunderlaget bör därför göras med hänsyn till förekomsten av ämnen på förorenade

områden och till vilken grad miljöriskbaserade riktvärden styr beslutsfattande och åtgärder. För vissa ämnen, t.ex. koppar och zink, är dataunderlaget förhållandevis bra, men eftersom miljöriskbaserade riktvärden för dessa metaller ofta är styrande i hälso- och miljöriskbedömningar, är en komplettering av dataunderlaget ändå önskvärt.

## Hantering av osäkerheterna

Säkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i dataunderlaget. När dataunderlaget är bristfälligt, kan det fortfarande vara möjligt att ta fram riktvärden med en hög grad av tilltro, om en tillräckligt stor säkerhetsmån appliceras för att inte underskatta miljöriskerna. Användning av en säkerhetsfaktor betyder att ett riktvärde indikerar en högsta föroreningshalt i mark, sediment eller vatten under vilka ekologiska funktioner är skyddade till den grad för vilket riktvärdet är avsett. Riktvärdet är dock inte en uppskattning av de faktiska miljöriskerna. Det numeriska värdet av ett riktvärde som tas fram genom användning av en säkerhetsfaktor är baserat på såväl dataunderlagets omfattning som ämnets toxicitet. Två ämnen som visar identiska toxiska egenskaper kan ges mycket olika riktvärden beroende på dataunderlaget. Riktvärdet för ämnet med omfattande dataunderlag blir mycket högre än riktvärdet för ämnet med bristfälligt dataunderlag. Detta kan försvåra tolkningen av resultatet vid en riskbedömning eftersom riktvärdena inte indikerar den relativa toxiciteten av olika ämnen. Riktvärden kan därför inte användas för prioritering mellan ämnen inom ett förorenat område, eller för prioritering mellan olika delområden med olika föroreningskällor.

Tolkningen av riskbedömningar där riktvärden används skulle underlättas om säkerhetsfaktorerna som används vid riktvärdesframtagning angavs tillsammans med det numeriska riktvärdet. Detta skulle bidra till att riktvärdena används med bättre förståelse, dvs. inte används som uppskattningar av de faktiska riskerna utan endast ses som indikatorer av föroreningshalten i miljön under vilken inga oacceptabla miljörisker föreligger.

Eftersom kvantifiering av miljöskyddsnivån sker på olika sätt, är det svårt att tolka påverkansgraden av föroreningshalter i miljön som överskrider riktvärden. Det finns ingen direkt relation mellan toxiciteten och hur mycket en föroreningshalt överskrider riktvärdena.

Användning av säkerhetsintervall tillsammans med numeriska riktvärden kan fungera som incitament för framtagning av kompletterande dataunderlag. Riktvärden som tas fram med säkerhetsfaktorer för att ta hänsyn till otillräckliga dataunderlag kan ha en mycket stor säkerhetsmarginal. Om åtgärdsbehovet för förorenade områden bedöms utifrån dessa försiktigt framtagna riktvärden, kan resultatet bli stränga åtgärdskrav och höga kostnader. I dessa fall kan framtagning av kompletterande uppgifter för aktuella föroreningar vara ett alternativt till att bara acceptera riktvärden med stora säkerhetsmarginaler.

För att underlätta framtagning av kompletterande uppgifter, behövs standardiserade tester för organismer som har identifierats som viktiga i relevanta ekosystem m.a.p. uppbyggnad av ett komplett dataunderlag.

## Anpassning till svenska eller platsspecifika förhållanden

I Sverige har riktvärden för förorenade områden baserats på värden som är framtagna i andra länder och därmed för andra förhållanden. För att ta fram riktvärden som är lämpliga för svenska förhållanden behövs en metod som är baserat på kunskaper om de svenska mark- och vattnekosystemen. Riktvärden för svenska förhållanden bör baseras på ett dataunderlag som omfattar arter i Sverige som tillhör alla viktiga funktionsgrupper. Dessutom bör dataunderlaget omfatta grupper som exponeras för föroreningar på ett flertal olika sätt, t.ex. olika trofiska nivåer samt organismer som har direkt kontakt med förorenad mark eller vatten. Grupper som är särskilt känsliga för en förorening eller är speciellt känslig i delar av sin livscykel bör också ingå i dataunderlaget. Identifikation av dessa organismer måste baseras på kunskap om sammansättning och funktion av ekologiska samhällen i olika terrestra och akvatiska ekosystem.

För att utveckla riktvärden för platsspecifika förhållanden är det nödvändigt att definiera olika skyddsnivåer för mark- eller vattnekosystem, dvs. definiera till vilken grad vi förväntar olika mark- eller vattenområden att kunna utföra olika ekologiska funktioner. Dessa skyddsnivåer måste kvantifieras så att motsvarande riktvärden kan beräknas. Detta innebär en definition av antalet datapunkter och typen av effektparametrar. Vidare behöver man specificera omfattningen av dataunderlaget som krävs för tillämpning av olika metoder samt en definition av tillämpligt intervall på en fördelning av toxicitetsdata alternativt angivande av vilka säkerhetsfaktorer som skall användas med olika dataunderlag för att motsvarar olika skyddsnivåer.

## Ämnen på riktvärdeslistorna

En översiktlig sammanställning av ämnen på prioriteringslistor och utländska riktvärdeslistor har visat att flera ämnen förekommer på dessa listor som inte finns på de svenska riktvärdeslistorna. Ämnen och ämnesgrupper där behovet av riktvärden för förorenade områden bör utvärderas sammanfattas i tabell 8.1.

Utvärderingen bör ta hänsyn till förekomsten av ämnet i förorenade områden och bidraget av förorenade områden till det totala föroreningsflödet i miljön. Hänsyn bör också tas till ämnens toxicitet, både på kort och lång sikt (t.ex. vid ackumulering i recipienter). Eftersom riktvärdeslistan ofta styr vilka kemiska ämnen som är föremål för undersökning i ett förorenat område är det särskilt viktigt att riktvärdeslistan inkluderar alla föroreningar som påverkar miljön på kort eller lång sikt. Ingen sammanställning av vilka ämnen som förekommer oftast på förorenade områden har gjorts inom ramen av detta projekt, men andra projekt inom ”Hållbar Sanering” samlar data som kan användas som underlag till en utvärdering av detta.

**Tabell 8.1 Ämnen på prioriteringslistor och utländska riktvärdeslistor som bör övervägas m.a.p. framtagning av riktvärden för förorenade områden**

Ämne/Ämnesgrupp	Prioriteringslistor	Utländska riktvärdeslistor
Oorganiska	Se	Mo, Sb, Ba, Be, B, Ag, Se, Sn, Te, Tl
Ftalater	X	X
Alkylfenoler och etoxylater	X	X
Aromater	styren, kresoler, alkylbensener	
PAH och heterocykla ämnen	X	X (quinolin)
Kloralkaner (C10-C13)	X	
Kloralfater		vinylklorid
Kloraromater	kloftalener,	
kloraniliner		
Övriga:	Aniliner	X
	Hexaklorbutadien	X
	Bromerade organiska ämnen	X
Pesticider	X	X

## Biologiska undersökningar

Användning av biologiska undersökningar i miljöriskbedömningar ger en möjlighet att detektera förändringar i miljö kvalitet som inte kan detekteras med kemiska analyser eller korta standardiserade toxicitetstester. Däremot kräver användningen av biologiska kriterier en god förståelse av ekosystemets och organismernas ekologi. Biologiska kriterier har använts vid framtagning av sedimentkvalitetskriterier där uppgifter finns om både sedimentkemi och biologiska effekter. Miljöövervakningsprogram i Sverige inkluderar endast ett fåtal biologiska kriterier, och i enstaka fall inkluderas kopplade uppgifter om mark/vattenkemi och biologiska parametrar. Dessa uppgifter kan öka vår kunskap om toxiciteten av miljöföroreningar. För att bygga upp en omfattande databank som kan användas i miljöriskbedömningar, krävs en utveckling av miljöövervakningsprogram för att inkludera flera biologiska parametrar.

## Referenser

Breure AM, Mulder C, Rutgers M, Shcouten T, de Zwart D, Bloem J (2003) *A biological indicator for soil quality. In Proceedings av OECD Expert Meeting on Soil Erosion and Soil Biodiversity Indicators, Part 4, Soil biodiversity.* OECD. Available on <http://webdomino1.oecd.org>

CCME (1987-2004): *Canadian Environmental Quality Guidelines. Water quality guidelines for the protection of aquatic life.* Canadian Council of Ministers of the Environment (guidelines for individual substances updated separately).

Degerman E, Fernholm B och Lingdell P-E (1994): *Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag. Utbredning i Sverige.* Naturvårdsverket rapport 4345. Naturvårdsverket, Stockholm.

Denneman CAJ and van Gestel CAM (1990); *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's.* Bijlage bij rapportnr 725201001 RIVM. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

ECB (2003): *Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II: Environmental Risk Assessment.* European Chemicals Bureau. Joint Research Centre of the European Commission. EUR 20418 EN/2

ECB (2005): Four priority lists, published together on <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals>, drawn up by the European Commission in application of Article 13 of Directive 67/548, as amended by Directive 79/831, and in accordance with the detailed provisions of Commission Decision 81/437. European Chemicals Bureau. Joint Research Centre of the European Commission.

Environment Canada (1997): *Environmental assessments of the priority substances under the Canadian environmental protection act.* Guidance manual, version 1.0. Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch. Environment Canada, EPS 2/CC/3E

Eriksson J, Andersson A and Andersson R (1997): *Tillståndet i svensk åkermark.* Rapport 4778. Naturvårdsverket, Stockholm.

EU (2000): Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

EU (2001): Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001, om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG.

HELCOM (1998): HELCOM Recommendation 19/5, adopted 26 march 1998. *HELCOM objective with regard to Hazardous substancens.* Appendix 2; List of potential substances of concern to be considered by HELCOM. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.

Kemakta (2001): *Kompletterande undersökningar i Bengtsbrohöljen samt förslag till efterbehandling och kontrollprogram*. Kemakta AR 2001-15. Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Long EG and Morgan LG (1990): *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program*. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Washington.

NV (1995): *Branschkartläggningen - en översiktlig kartläggning av efterbehandlingsbehovet i Sverige*". Rapport 4293, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1996): *Development of generic guideline values. Models and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. Rapport 4639, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV/SPIMFAB (1998): *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Rapport 4889, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1999a): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1999b): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav*. Rapport 4914, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1999d): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten*. Rapport 4915, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1999c): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Odlingslandskapet*. Rapport 4916, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1999e): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Skogslandskapet*. Rapport 4917, Naturvårdsverket, Stockholm.

NV (1999f): *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Förorenade områden*. Rapport 4918, Naturvårdsverket, Stockholm.

ORNL (1997): *Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on sediment associated biota*. 1997 revision, Report to DOE, ORNL, ES/ER/TM-95/R4

OSPAR (2000): *Environmental Risk Assessment - Marine. Meeting of the Hazardous Substances Committee, HSC 02/2/Infor.2-E(L)*. OSPAR Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.

OSPAR (2002): *OSPAR List of Chemicals for Priority Action (Update 2004). Meeting of the OSPAR Commission, Reykjavik 28 June-1 July 2004*. Annex 7. Reference number 2004/12. Ospam Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic.

Parisi V, Menta C, Gardi C och Jacomini C (2003): *Evaluation of Soil Quality and Biodiversity in Italy. The Biological Quality of Soil Index (QBS) approach*. In Proceedings av

OECD Expert Meeting on Soil Erosion and Soil Biodiversity Indicators, Part 4, Soil biodiversity. OECD. Available on <http://webdomino1.oecd.org>

Petersen LB-M (1987): *Field and laboratory studies of the biology of three species of Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae). PhD dissertation, Limnology Institute, University of Lund. Lund. Sweden. 140 pp.

RIVM (1994): *Proposal for intervention values for soil clean-up: Second series of chemical*, Report no 715810 004. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

RIVM (1995): *Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration*. Substances evaluated in 1993 and 1994. RIVM report 715801 008. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

RIVM (1998): *Ecotoxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds*. RIVM report 711701 003. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

RIVM (1999): *Environmental risk limits in the Netherlands*. RIVM report 601640 001. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

RIVM (2001): *Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for the first series of compounds*. RIVM report 711701 020. National Institute of Public Health and the Environment. Netherlands.

USEPA (1985): *Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses*. PB85-227049, EPA/822/R-85-100.

USEPA (1990): *Biological Criteria: National Program Guidance for Surface Waters* (EPA-440/5-90-004)

USEPA (1992): *Great Lakes Water Quality Initiative*. Tier II water quality values for protection of aquatic life in ambient water.

USEPA (1996): *Ecotox thresholds. ECO Update. PB95-963324*. Office of Solid Waste and Emergency Response. USEPA.

USEPA (2003): *Guidance for developing ecological soil screening levels*. OSWER directive 9285.7-55. Office of Solid Waste and Emergency Response. USEPA.

USEPA (2005): *Ecological Soil Screening Level (Eco SSL) Guidance and Documents*. <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/ecorisk/ecossl.htm>

Wiederholm T (1984); *Incidence of deformed chironomid larvae* (Diptera: Chironimidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia* 109; 243-249

# Bilaga 3 – Platsspecifika ekotoxikologiska undersökningar



# Sammanfattning

En ekotoxikologisk riskbedömning av ett förorenat område kräver relevanta metoder för karakterisering av den aktuella marken och att resultatet av denna karakterisering utgör grunden för en platsspecifik bedömning.

Det kan finnas okända ämnen eller omvandlingsprodukter av föroreningarna i den förorenade marken som inte upptäcks vid kemiska analyserna. Dessa substanser kan vara både toxiska och persistenta, varför de kan utgöra en potentiell miljörisk. Å andra sidan kan markförhållanden vara sådana att de befintliga föroreningarna binds till jorden eller på annat sätt inte är biotillgänglig och därför inte utgör så stor miljörisk, som den uppmätta halten anger.

Slutsatsen är att toxiciteten lika väl kan överskattas som underskattas om inte en undersökning av just den aktuella jorden utförs.

Det är svårt att utföra en platsspecifik ekotoxikologisk undersökning när inga rekommendationer eller riktlinjer finns. Testandet blir inte systematiskt utfört och kan lätt få en ”forskningsinriktning” och kostnaderna drar iväg. Olämpliga tester kan också väljas så att resultaten inte går att använda för en adekvat riskbedömning.

Det är viktigt att testorganismerna kommer från olika trofiska nivåer och att störningar av olika centrala funktioner upptäcks. Testandet bör utföras efter ett hierarkiskt system där bottenplattan (baspaketet) består av relativt enkla tester som efter hand blir mer och mer sofistikerade. Bottenplattan får dock inte bli så förenklad att inte några effekter alls upptäcks med dessa tester. Det är viktigt att på ett tidigt stadium upptäcka om centrala funktioner i marken kan bli påverkade. Kanske dessa funktioner utförs av flera olika organismer.

Det finns redan idag ett stort antal tester som används för förorenad mark. En standardisering av vissa tester bör ske och kunskapsluckor bör täckas genom utveckling och anpassning av ”gamla” tester eller en utveckling av helt nya tester för att bättre täcka frågeställningen. Det är viktigt att komma fram till vilka parametrar och funktioner i marken som behöver undersökas för att snabbt få en uppfattning om jordens toxicitet.

En sammanfattning över testmetoder och testorganismer där både standardiserade och icke-standardiserade tester ingår redovisas. Dessa testmetoder har använts på förorenad mark och är lämpliga att ibland efter vissa förändringar ingå ett testpaket.

Ett förslag på ett testsystem i olika nivåer ges, där testorganismerna kommer från olika trofiska nivåer och test av viktiga markfunktioner ingår. Testsystemet är uppdelat i olika nivåer där Nivå 1 utgör baspaketet i testandet.

I nuläget har vi för lite kunskaper om platsspecifika ekotoxikologiska effekter när det gäller den terrestra miljön. Många olika undersökningar har utförts världen över men det är svårt att få en klar bild över kunskapsläget. Förorenad mark är en svårare matris att testa än förorenat vatten.

Testsystemet bör testas på ett förorenat markområde för att verifiera ett testerna ger förväntat utslag och ett samarbete bör etableras med markekologer så att viktiga markfunktioner inte missas.

# Inledning

Bristen på ekotoxikologisk kunskap inom markområdet har länge varit uppmärksam. 1988 startade NV ett nytt testområde Markbiologiska testsystem (MATS). Projektområdet kom till efter flera utredningar som analyserade bristen på kunskap och behovet av forskning. Projektet syftade bl.a. till att producera en manual med tonvikt på biologiska tester för markmiljö. Projektet sammanfattades i en slutrapport (Naturvårdsverket 1994) och en manual gavs ut (Naturvårdsverket 1993).

Naturvårdsverket har efter detta tagit fram generella riktvärden för olika typer av markanvändning som vägledning vid bedömning av förorenad mark (Naturvårdsverket 1996a, Naturvårdsverket 1998). NV betonar att dessa värden endast är generella och att platsspecifika värden bör tas fram för varje enskilt område. I praktiken fungerar emellertid NVs riktvärden ofta som gränsvärden.

Majoriteten av riktvärdena är framtagna från det lägsta av de humantoxikologiskt framtagna värdena och de ekotoxikologiskt baserade värdena. Då de humantoxikologiska värdena i allmänhet är lägre än de ekotoxikologiska blir humantoxikologin rådande. För vissa substanser saknas ekotoxikologiska värden helt (Naturvårdsverket 1996b).

Miljöriskerna bestäms av föroreningarnas toxicitet, persistens och rörlighet i naturen. Varje förorenat område är emellertid unikt beroende på dess markkaraktär och hydrogeologi, föroreningens egenskaper samt känsligheten av tänkt markanvändning. Det är därför viktigt att i varje enskilt fall kunna avgöra om eller hur marken måste åtgärdas.

En ekotoxikologisk riskbedömning av ett förorenat område kräver relevanta metoder för karakterisering av den aktuella marken och att resultatet av denna karakterisering utgör grunden för en platsspecifik bedömning.

Platsspecifika ekotoxikologiska tester utförs sällan i Sverige. Undersökningarna anses ofta vara för kostsamma och ta för lång tid. För närvarande finns inte heller någon rekommendation om vilka tester som är lämpliga att använda eller hur resultaten bör tolkas. För markmiljön saknas ett riskbedömningssystem av den typ som har utvecklats för den akvatiska miljön (t.ex. Naturvårdsverket 1989).

# Platsspecifik ekotoxikologisk bedömning

För att göra en platsspecifik ekotoxikologisk riskbedömning kan man inte enbart förlita sig på kemiska analyser och sedan använda litteraturdata eller värden från databaser för att få ett mått på markens toxicitet. Det är ofta svårt att hitta data från marklevande relevanta organismer och det kan vara missvisande att göra en extrapolering från t.ex. alger och fisk till marklevande organismer. När toxicitetsvärden för akvatiska organismer överförs till marklevande organismer divideras toxicitetsvärdena med en säkerhetsfaktor. Osäkerheten på det värde man får blir då mycket stor. Ofta får man ett värde som överskattar den egentliga toxiciteten i jorden men som även kan underskatta denna.

Även om man hittar haltvärden från relevanta organismer i litteratur eller databaser går det inte att direkt använda dessa värden för att bedöma hur giftig jorden i det aktuella området är. För att få en rättvis bedömning måste man ta hänsyn till faktorer som åldring av föroreningarna och föroreningarnas biotillgänglighet. Dessa faktorer påverkar dock inte alla organismer på samma sätt.

Det krävs en kombination av kemiska analyser och biologiska tester för att göra en adekvat bedömning av förorenad mark. De kemiska analyserna används för identifiering och kvantifiering av föroreningarna och de biologiska testerna ger svar på biotillgänglighet och toxicitet.

Provtagningen av den förorenade marken är också av mycket stor betydelse. Marken är oftast inte homogen och kan bestå av enbart fyllnadsmassor. Ett flertal prover på flera olika djup måste tas och i tillräcklig mängd för att få ett homogent prov till testningen. Noggranna undersökningar av markens karaktär och hydrogeologi måste utföras innan provtagning.

## Mer toxiskt än förväntat Okända substanser

Kemiska analyser är ofta riktade mot begränsade substanser eller substansgrupper, valda med hänsyn till känd användning av markområdet. Kunskapen om markanvändningen är dock inte alltid komplett. Verksamheten kan under perioder vara ofullständigt dokumenterad. Dessutom kan omvandlingsprodukter (metaboliter) ha bildats från de ursprungliga substanserna i marken. Alla föroreningar bryts inte ner fullständigt till koldioxid och vatten av mikrobiella angrepp. Ibland ändras bara någon liten del på molekylerna och en ”ny” förändrad substans bildas t.ex. aminer från nitroföreningar, pentakloranisol från pentaklorfenol. De bildade metaboliterna har ofta helt andra egenskaper än ursprungssubstanserna och är därför svåra att upptäcka i samma kemiska analys. De kan även vara mer toxiska, mer stabila mot nedbrytning (persistenta) och ha andra fysikaliska egenskaper än ursprungssubstanserna. Om man endast förlitar sig på halter från de kemiska analyserna kan det medföra en uppenbar risk för underskattning av markens egentliga toxicitet. Biologiska tester ger utslag för all toxicitet i marken, även sådan orsakad av okända

substanser eller av omvandlingsprodukter från kända föroreningar, dvs. ämnen som man kanske inte har haft anledning att eller kunnat söka efter med kemisk analys

## Mindre toxiskt än förväntat Biotillgänglighet

För att få en rättvis bedömning av toxiciteten av en förorenad jord måste man ta hänsyn till faktorer som åldring av föroreningarna och föroreningarnas biotillgänglighet. En förorening som legat länge i jorden binds ofta hårt till organiskt material (humusämnen) genom kemiska eller biotiska reaktioner och är på så sätt inte tillgänglig för alla organismer (Hatzinger och Alexander 1995). Toxiciteten kan då vara lägre än vad de kemiska analyserna visar (Alexander 1995). Detta gäller främst organiska föreningar. Metaller kan ha olika förekomstformer i marken och vilken form metallen föreligger i bestämmer deras vattenlöslighet och biotillgänglighet. Det är därför viktigt att använda just den aktuella förorenade jorden vid toxicitetsmätningar och inte en ”spikad” jord där föroreningen blandas i en kontrolljord, ofta artificiell med helt annat organiskt innehåll och egenskaper än den förorenade jorden. Vid sådana tester missar man helt faktorer som åldring och biotillgänglighet och toxiciteten av jorden kan överskattas.

En rad kemiska metoder har tagits fram och testats för att få ett snabbt mått på biotillgänglighet. Slutsatsen är dock att i nuläget, åtminstone för organiska föreningar, krävs biologiska tester för att få ett säkert mått.

## Samverkans effekter

Den förorenade jorden innehåller sällan endast en substans eller substansgrupp utan oftast en blandning av flera olika, både metaller och organiska ämnen. När det gäller nedbrytning av kemiska substanser kan närvaron av vissa föreningar verka hämmande och helt stoppa nedbrytningen av en annars lättnedbrytbar förening. Exempelvis hämmas nedbrytningen av bensener med alkylgrupper (t.ex. metyl, etyl) när klorbensener finns närvarande. Samverkansmekanismer måste uppmärksammas även när det gäller toxiska effekter. Additiva, synergistiska eller antagonistiska effekter kan uppstå även om det finns begränsat med bevis för detta. För att undvika problemet vid en plats-specifik bedömning är test av hel jord att föredra, inte test av de enskilda substanserna för sig.

## Biologiska tester

Det finns en rad olika testmetoder och standardiserade tester med marklevande organismer. Många av dessa är dock inte riktade mot test av den förorenade marken i sig utan avser testning av rena substanser som blandas (spikas) i en standardjord. Flera markttester avser toxicitetsbestämning av kemikalier innan de introduceras i miljön och kan därför inte användas för test av jord, i vilken föroreningarna, kemikalierna, redan finns. Många tester är också utvecklade för test av effektiviteten av bekämpningsmedel mot målorganismen. Ingen av dessa tester lämpar sig för en platsspecifik bedömning av en förorenad jord, där förutom jordens egen beskaffenheter och olika faktorer som t.ex. åldring och biotillgänglighet av föroreningarna har avgörande betydelse för toxiciteten.

Det finns också tester som är utprovade för att testa hel jord. Det är då av största betydelse att den test och testmetodik man använder inte ger utslag för att testorganismen inte är anpassad för testjorden exempelvis på grund av för hög lerhalt, hög salthalt eller olämpligt pH eller att det saknas näringsämnen som testorganismen är beroende av. Effekten från föroreningarna måste klart gå att skilja från effekten av jorden i sig. Det ideala är att använda en oförorenad referensjord från samma område som den förorenade jorden som jämförelse. Det fungerar dock sällan i praktiken. Man kan stöta på många svårigheter såsom att jordsammansättningen inte är precis densamma eller att det finns okända föroreningar i referensjorden. För att undvika detta används istället en artificiell jord med kända egenskaper som referensjord men ofta med helt annan halt av organiskt material och annat innehåll av näringsämnen.

Ett exempel på tester där man kan få falska positiva resultat är växttester i hel jord där tillväxten (biomassan) av växten mäts efter en längre tillväxtperiod. Det är viktigt att växten har tillräckligt med näring från testjorden eller att näringsämnen tillsätts så att tillväxten inte hämmas av sådana orsaker och man tolkar den dåliga tillväxten som ett utslag av toxicitet. Ett sätt att undvika detta problem är att istället mäta grobarhet av frön och rot- och skotttillväxt. Växterna hinner då aldrig påverkas av näringsbrist och eftersom just den tidiga utvecklingen är en känslig parameter får man ett bra mått på jordens toxicitet och dessutom en snabbare test. Vill man ha en test som mäter mer långsiktiga effekter måste man tillföra näringsämnen och helst ha en kontrolljord så lik testjorden som möjligt.

Det finns även tester där man inventerar förekomst och sammansättning av de befintliga organismerna. Det saknas dock ofta kunskap om vilka organismer som bör finnas i just det området och samma problem med referensjord som för toxicitetstesterna kan uppstå om man väljer ett närliggande område som referensområde. Dessa tester är också ofta mycket kostsamma och kräver specialkompetens för att kunna utföras. Vi har inte samma kunskaper om marklevande organismer som för vattenlevande organismer där frånvaron av vissa kända indikatororganismer kan ge vägledning om vilka främmande ämnen som finns i vattendraget (t.ex. bottenfaundersökningar).

Det har också tagits fram testmetoder, t.ex. tester med den luminicerande marina bakterien *Vibrio fischeri*, för att snabbt på plats kunna få en uppfattning om toxi-

citet och förekomst av föroreningar i jorden. Många av dessa tester är dock okända för vissa kända föroreningar och det krävs ett extrakt av jorden för att kunna testa den. Det finns en risk för missbedömning av toxiciteten om man enbart förlitar sig på enkla snabbtester i vilka bara en testorganism ingår. Det kan vara en vinst att snabbt kunna testa ett stort antal prov men vinsten kan gå helt förlorad om man inte får tillförlitliga resultat.

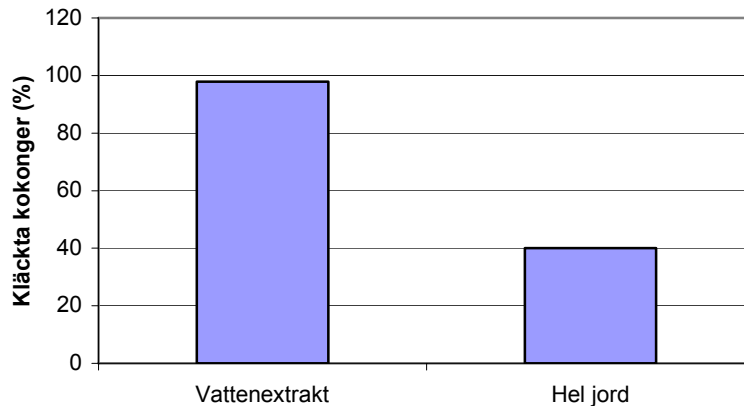
## Extrakt eller hel jord

Det är svårt att göra ett relevant extrakt (vatten eller organiska lösningsmedel) av en förorenad jord eftersom den extraherade halten ofta inte är den samma som den biotillgängliga. Föroreningar som legat länge i jorden binds ofta hårt till organiskt material och till jordmatrisen och blir på så sätt inte tillgängliga för biota (se 2.2).

Vid extraktion med vatten lösgör man endast de vattenlösliga icke bundna substanserna. Vattenlösligheten överensstämmer emellertid inte alltid med biotillgängligheten och då inte heller med den uppskattade toxiciteten (Harmsen et al. 2001). Substanser som sitter bundna till jordmatrisen och inte frigörs vid en vattenextraktion kan dock bli tillgängliga för olika organismer och därigenom vara toxiska. Olika organismer kan frigöra föroreningar, t.ex. kan bakterier bilda egna ytaktiva substanser som ökar tillgängligheten av substanserna.

Vid extraktion med organiska lösningsmedel kan även substanser som inte annars är biotillgängliga frigöras. Toxiciteten i jorden kan då överskattas. Det är också svårt att överföra ett lösningsmedelsextrakt till vattenfas som oftast behövs för testning.

Vissa organismer t.ex. maskar exponeras på flera sätt för föroreningar i jord. Dels äter de sig genom jorden och kan på så sätt få i sig föroreningarna dels sker exponeringen genom huden. Ett exempel på hur olika svar man kan få med vattenextrakt och hel jord visas i figur 1. Masken *Enchytraeus crypticus* exponerades dels för ett vattenextrakt av en kreosotförorenad jord och dels för hela jorden. Exponering av vattenextraktet gav ingen effekt på antalet helt tömda (kläckta) kokonger medan exponering för hel jord drastiskt minskade kläckningen (Allard et al. 2002). Vattenextraktet gav i det här fallet ett missvisande svar på jordens toxicitet mot maskar. Substanserna satt hårt bundna och frigjordes inte med vattenextraktion. När hela jorden testades var de dock tillgängliga för maskarna.



Figur 1. Jämförelse av resultat från test med *E. crypticus* exponerade för vattenextrakt av en kresosolförorenad jord och hel jord ingjuten i agarplattor.

## Relevanta testorganismer

För att göra en ekotoxikologisk platspecifik riskbedömning är det viktigt att rätt testorganismer används. Sedan länge har man studerat akvatisk toxicitet och många tester med vattenlevande organismer har utvecklats och standardiserats. Ska toxiciteten av en förorenad jord bedömas måste dock marklevande relevanta organismer användas vid testandet. Exponeringsvägar för organismerna i vattenmiljö kan skilja sig mycket från de för marklevande organismerna (se Bilaga 1) och det blir oftast missvisande att extrapolera värden från tester i vattenmiljö till toxicitet av förorenad mark. Finns det risk att föroreningarna kan spridas till sjöar och vattendrag ska naturligtvis också tester med vatten- och sedimentlevande organismer användas. Dessa tester utförs bäst med vattenextrakt av den förorenade jorden.

Det är inte tillräckligt med en enda test eller testorganism för att bedöma toxicitet. Olika organismer ger olika svar på olika föroreningar. Det är också viktigt att organismerna kommer från olika trofiska nivåer dvs. olika nivåer i näringskedjan. Om en art påverkas kan hela ekosystemet i den aktuella marken påverkas på ett drastiskt sätt. Viktiga funktioner i marken kan också påverkas på ett negativt sätt. Vid val av tester och testorganismer måste man även ta hänsyn till detta.

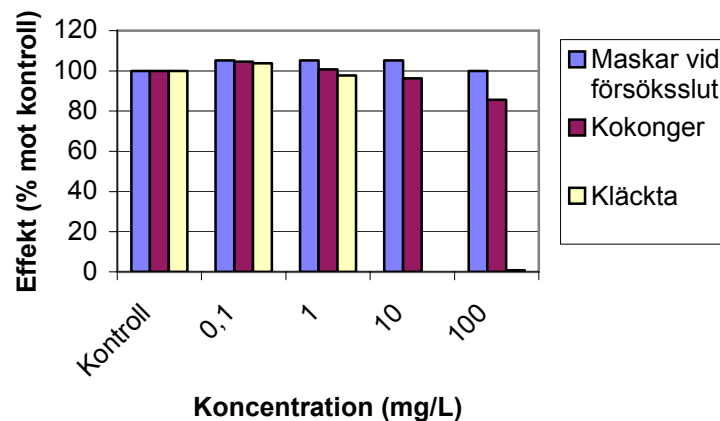
## Endpoints

Ett flertal olika endpoints kan användas vid test (se Bilaga 1). Det är viktigt att ha frågeställningen klar och veta vad man vill ha svar på innan man bestämmer vilken typ av test som ska väljas.

Tester där man endast mäter letala effekter (dödlighet) kan vara för trubbiga för frågeställningen. Det kan behövas höga halter av vissa föroreningar innan en påverkan på dödligheten märks. Låga halter kan dock ge utslag på andra parametrar. En effekt på reproduktionen eller ett upptag i biota kan vara mycket negativt för miljön. Vissa arter kan påverkas eller slås ut och på så sätt påverka hela ekosystemet i den aktuella marken. Upptag i biota kan bidra till vidare spridning i näringskedjan.

Testresultaten kan också uttryckas på olika sätt, t.ex. kan EC<sub>x</sub> (den koncentration där x % av testorganismerna är påverkade), NOEC (no observed effect concentration) eller LOEC (lowest observed effect concentration) anges. Hur testresultaten rapporteras bestäms av testupplägget och antal replikat, koncentrationer och koncentrationsintervall.

Ett exempel på hur en förenings påverkan kan få olika bedömning beroende på vilken endpoint man använder är när masken *Enchytraeus crypticus* exponeras för fungiciden carbendazim (figur 2). Ingen dödlighet jämfört med kontrollen kunde påvisas ens i högsta testade koncentrationen och antalet lagda kokonger påverkades ytterst lite. Däremot påverkades kläckningen (tömningen) av kokongerna drastiskt vid de högsta koncentrationerna. Inga kokonger alls kläckte vid näst högsta koncentrationen. Detta innebär att de vuxna maskarna överlever och lägger kokonger vid dessa koncentrationer men kokongerna kläcks inte och därmed sker ingen reproduktion av masken (Malmberg et al. 1998).



Figur 2. *E. crypticus* exponerad för olika koncentrationer av fungiciden carbendazim. Effekterna anges i % mot kontroll (kontroll = 100%)

Ett annat exempel är växttester och PAH. De flesta PAHer ger ingen effekt på grobarhet eller rot- och skotttillväxt om inte extremt höga koncentrationer används. Däremot kan PAHer tas upp växter och på så sätt spridas i näringskedja (Fismes et al. 2002). Växterna i sig påverkas inte men de kan bidra till en vidare spridning.

## Standardiseringsbehov

För att kunna jämföra testresultat från olika laboratorier och kunna göra liknande bedömningar är det nödvändigt att samma tester används och att testerna utförts så lika som möjligt. Enda sättet att åstadkomma detta är att ha enhetliga standarder med tydliga anvisningar. Även om så sker går det inte att helt jämföra resultat från olika laboratorier rakt av. Flera olika testorganismer kan vara tillåtna i en standard för t.ex. växttester finns en rad olika växter anvisade. Testmetoden rekommenderar att man väljer tre av dessa. Detta för att olika växter inte alltid ger samma svar. Det är därför viktigt att ange exakt vilka testorganismer som använts vid en test och under vilka förhållanden testen är utförd för att kunna ge en enhetlig tolkning. Be-



slutsfattare måste lätt få en uppfattning av vad som är gjort och hur resultat kan tolkas och jämföras.

Baskraven för att en test ska standardiseras är bl.a. reproducerbarhet, möjlighet till statistisk utvärdering och allmän acceptans. Testorganismerna ska vara lätta att odla i laboratorier och för reproduktionstester ska de nödvändiga utvecklingsstadierna vara tillgängliga året runt.

Det pågår ett aktivt arbete runt om i världen att samordna olika standarder (t.ex. SS, ISO, OECD, EPA). En samordning till en (eller ett fåtal) enhetlig standard för varje testorganism/testtyp är att sträva efter. Det är viktigt att man vid det arbetet tar hänsyn till både svaga och starka delar i de olika standarderna så att resultatet blir så bra som möjligt. Det är också viktigt att man tar hänsyn till olikheter i olika länder. Eftersom markförhållandena är olika i olika delar av världen måste kontrolljorden och testorganismerna vara anpassade därefter.

Ett paket av standardiserade tester för ekotoxikologisk karakterisering av jord finns angivna i Svensk Standard SS-ISO 15799:2004 se Bilaga 1). Det rekommenderas att ett batteri av tester med olika arter används och inte enbart en enstaka test. Vilka tester som ska väljas finns inte klart angivet utan måste avgöras från fall till fall.

## Tester

Ett flertal tester och testmetoder har använts runt om i världen och de flesta finns som internationella standarder (t. ex. OECD, ISO). Ett urval av dessa kan vara lämpliga att använda som inledande tester (baspaket) och ingå i nivå 1 i en plats-specifik riskbedömning. En kort beskrivning av några tester och testorganismer finns nedan. De referenser som finns med är inte på något sätt heltäckande utan endast några få som beskriver viktiga principer har angivits. Det finns även tester för akvatiska organismer som används för testning av förorenade markområden men här tas bara tester med terrestra organismer upp. Det finns även en rad mer sofistikerade tester som inte är standardiserade men som har använts regelbundet vid mer forskningsinriktade projekt. Dessa tester ställer ofta högre krav både på personal och utrustning. Sådana tester kan vara lämpliga att använda för att ta fram ett bättre dataunderlag till modeller och på sikt när mer erfarenhet har erhållits från dessa även för platsspecifika undersökningar.

### **Bedömning av jordens funktionella kvalitet**

Det finns standardiserade testmetoder för att få ett mått på den mikrobiella aktiviteten i jorden. Sådana tester ger en uppfattning om storleken på och aktiviteten av det mikrobiella samhället t.ex. genom mätning av produktion av koldioxid från nedbrytning av organiska föreningar (SS-ISO 14240-1 och SS-ISO 14240-2) eller hastigheten för oxidation av ammoniak till nitrat (SS-ISO 15685).

SS-ISO 14240-1 OCH ISO 14240-2

Ett stort antal substanser har testats och för vissa organiska föreningar och metaller har testerna visat sig vara mycket känsliga. Däremot har båda testerna eller ibland endast en av testerna varit okänsliga för andra substanser t.ex. kadmium, koppar,

nickel, bly. Detta innebär att det finns en begränsad känslighet för vissa substanser under vissa förhållanden som också begränsar användbarheten hos testerna (referenser i Spurgeon et al. 2005).

#### SS-ISO 15685

Kvävet har en betydelsefull roll i markekosystem och därför har också kvävemineraliseringen ofta studerats. Ett stort antal föroreningar har testats (t.ex. fluorid, metallförorenat slam, PCB, olja) (referenser i Spurgeon et al. 2005). Några av dessa studier har inte kunnat påvisa något dos-respons samband. Dessutom påverkar också jordens fuktighet och temperatur mineraliseringshastigheten. Detta innebär att nitrifikationstester kan ha begränsningar vid testandet av förorenad jord.

### **Terrestra växter**

Växter har en given plats i ett riskbedömningssystem genom sin centrala roll i det ekologiska systemet. De förekommer i de flesta miljöer vilket ger dem en stor potential som testorganism. Ett flertal tester finns standardiserade bl. a. SS-ISO-11269-1 och SS-ISO-11269-2. Grobarhetstester och tillväxttester har med stor framgång används vid ett stort antal försök och med en mängd olika föroreningar (Allard et al. 2002, referenser i Spurgeon et al. 2005). De har också använts för att följa saneringsförlopp. Ett stort antal olika växtarter har använts t. ex. senap, sallad, majs, vete, olika gräsarter, havre, klöver, gurka, rädisa. Resultaten från dessa tester visar att växter har en stor potential som testorganism för förorenad jord. Många av de testväxter som används är jordbruksväxter och är därför kanske mindre lämpliga när det gäller testning av vissa förorenade områden.

Växter kan också användas för att mäta upptag och bioackumulering av föroreningar. Inga standardiserade metoder finns men ett flertal tester har utförts. Två olika tillvägagångssätt kan användas. Dels kan växter från det förorenade området samlas in och analyseras, dels kan den förorenade jorden tas in i laboratoriet och växter odlas i denna. En svårighet när det gäller växter från det förorenade området är att avgöra om substanserna tagits upp från jorden via rötterna eller från luften via bladen. Ligger det förorenade området nära t.ex. vägar och industrier kan många föroreningar som tagits upp av växterna komma från luftföroreningar och inte alls från den förorenade jorden. I ett laboratorium kan man lättare undvika dessa problem.

### **Terrestra evertebrater**

#### MASKAR

Maskar har stor betydelse för olika markprocesser såsom nedbrytning, mineralisering, luftning och är därför viktiga komponenter i ett markttestsystem. Dessutom kan föroreningar ackumuleras i maskarna och spridas vidare uppåt i näringskedjan. Det finns standardiserade tester för akut toxicitet med daggmaskar (SS-ISO 11268-1) och reproduktionstester med daggmask (SS-ISO 11268-2) och enchytraeider (ISO 16387). Det finns ett flertal publicerade arbeten där daggmask- och enchytraeidtesterna använts. De allra flesta har dock testat rena kemikalier och inte en förorenad jord. Svårigheten när det gäller att testa hela jordar är att jordens egenskaper i sig kan påverka reproduktionen. Det är därför extra viktigt att en lämplig

kontrolljord används. Det finns inga stora skillnader i känslighet mellan de olika maskarna även om det finns olikheter för vissa substanser (referenser i Spurgeon et al. 2005). Enchytraeider har också använts för att testa förorenade jordar och rena substanser med ett agarsystem (Allard et al. 2005). Detta system bygger på samma principer som ISO-standarden och ger också ett mått på reproduktionen.

Maskar kan liksom växterna användas för upptagsstudier. Det finns inga standardiserade tester men ett flertal resultat finns publicerade både för organiska ämnen och metaller (bl.a. Oste et al. 2001, Allard et al. 2002, Machenko et al 2002).

#### INSEKTER

En standardiserad test för hoppskärtan *Folsomia* (SS-ISO 11267) har framgångsrikt använts för testning av en rad olika kemikalier (t.ex. TNT, fenoler, PAH, PCB, metaller) (referenser i Spurgeon et al. 2005). Denna test är en reproduktionstest och reproduktionen har visat sig vara en mycket känslig parameter när det gäller hoppskärtar. Problemet är det samma som för masktesterna att jordens egenskaper i sig kan ge utslag. Valet av kontrolljord är därför extra viktigt. Om det går att hitta en lämplig kontrolljord är denna metod mycket lämpad för testning av förorenad mark.

#### **Ej standardiserade tester**

Det finns ett antal tester för förorenad mark som används och har använts mer i forskningssyfte. Många av dessa tester är inte i första hand utvecklade/framtagna för test av mark men har anpassats för detta ändamål. Några av dessa tester presenteras i tabell 1.

**Tabell 1 Exempel på ej standardiserade tester som utförs främst i forskningssyfte**

Ekologiska indikatorer	Bait lamina test, litter bags, minicontainers, cotton strips	Mått på evertebraters aktivitet i jorden och hastighet av organisk nedbrytning
	BiologTM	Sammansättning av bakterier i jorden
Mikrobiella funktioner	Nitrifikationstest	Oxidation av ammonium till nitrit och nitrat
	Kvävefixering	Bl.a. populationsmätningar, hastighet, tillväxt av grönsaker
	Enzymaktivitet	T.ex. dehydrogenas, katalas, peroxidas, fofatas, cellulas, ureas
Biotester (ej standardiserade)	Toxicitetstester, livscykeltester,	Tester med t. ex växter, insekter, nematoder, sniglar
Biomarkörer	Histopatologiska förändringar	Histologiska förändringar i organ, vävnader, celler
	Immunsystem (aktivitet)	Främst dagmaskar har använts
	DNA förändringar	DNA-ader, brott på DNA-kedjan, förändringar i DNA
	Enzymaktivitet / inducering	T. ex. Cytokrom P450, EROD, ECOD, AHH
	Enzymaktivitet / inhibering	T. ex. ChE, ALAD

#### NEDBRYTBARHETSTESTER

Bakterier och andra mikroorganismer förekommer överallt i vår miljö och spelar en stor roll när det gäller nedbrytning och omvandling av föroreningar i marken.

Det finns flera olika standardiserade nedbrytbarhetstester. De flesta är däremot inte anpassade för testning av förorenad jord. Ofta används bakterier från aktivt slam från reningsverk som testorganismer. Organismerna i sådant slam är inte alls relevanta för eller anpassade till föroreningar som kan förekomma i mark. Det optimala är att använda de i marken naturligt förekommande organismerna. De är anpassade till de förhållanden som råder och ger ett relevant svar om nedbrytning/omvandling. Man får då också ett svar på hur tillgänglig föroreningarna är för mikroorganismerna. Ett laborietest med speciellt framtagna mikroorganismer och som utförs under optimala förhållanden kan ge missvisande svar. Många föroreningar kan brytas ner i ett laboratorium. Ute i naturen råder helt andra förhållanden och föroreningarna är oftast mycket mer stabila (persistenta) där. Det är också viktigt att inte enbart titta på minskningen av ursprungssubstanserna vid en nedbrytningstest. Det är lika viktigt att undersöka eventuell bildning av omvandlingsprodukter (se 2.1).

#### MIKROKOSMER OCH MESOKOSMER

För att kunna studera hur fler arter tillsammans påverkas och interaktioner mellan dessa kan man använda sig av mikrokosmer eller mesokosmer. Ett mikrokosm är i princip en förenklad modell av ett ekosystem man tagit in i laboriet. Det kan bestå av allt från ett fåtal arter till ett helt litet ekosystem. Ett mesokosm är något större och kan för den akvatiska miljön bestå av en inneslutning av naturliga vatten eller dammar. För den terrestra miljön kan det bestå av ett landområde på 1 till några 10-tals kvadratmeter. Syftet med mikrokosmer och mesokosmer är att få en bättre bild av verkligheten än vad man uppnår i enartstester. Mikrokosmer och mesokosmer har hittills i stort sätt endast använts för forskningsändamål. Tyvärr är

ofta resultaten komplicerade och svåra att tolka och hittills har man inte uppnått den tillförlitlighet och enkelhet som behövs för en rutinmässig användning. Det är också ofta svårt att få reproducerbara resultat. Många studier pågår dock och det sker en ständig utveckling av systemen.

## Testpaket/Hierarkiskt system

När man ska utföra en ekotoxikologisk bedömning av ett förorenat område kan det vara svårt att välja rätt tester och testorganismer. Testförfarandet bör vara uppbyggt enligt ett hierarkiskt system dvs ett testsystem med organismer från olika trofiska nivåer och med tester, som stegvis går från enkla tester till alltmer förfinade. Testerna som utgör baspaketet i systemet får dock inte vara allt för enkla så de inte ger någon information. Vissa screeningtester kan vara alldeles för osäkra och inte ge något entydigt svar. Ett förslag på testsystem visas i figur 3. Testerna i Nivå 1 utgör ”baspaketet” och består av tester med organismer från olika trofiska nivåer. Om man behöver gå vidare till Nivå 2 bygger testandet på med mer sofistikerade metoder.

I vissa fall måste testandet kompletteras med ytterligare typer av tester t.ex. om jorden är förorenad med nitroföreningar från sprängämnen eller vissa bekämpningsmedel. Dessa föreningar kan mikrobiellt ha omvandlats till cancerogena aminoföreningar. En genotoxtest t.ex. UMU-test bör i sådana fall också användas. Detta är också viktigt om en biologisk sanering utförts på en mark förorenad med nitroföreningar.

<b>Nivå 1 - Baspaketet</b>			
Bakterier	I jorden befintliga mikroorganismer	respiration, kvävemobilisering	toxicitet
Växter	3 st olika (enhjärtbladig, tvåhjärtbladig, köksväxt)	grobarhet	rot- och skotttillväxt
Evertebrater	2 st olika (mask, hoppstjärt, kvalster, nematoder)	reproduktionstest	(dödlighet, förtest till reproduktionstesten)

<b>Nivå 2</b>		
Växter	3 st olika	upptagstest
Evertebrater	Maskar, ??	upptagstest
Mikroorganismer	I jorden befintliga mikroorganismer	nedbrytbarhet av förorening
?	Relevanta för området	Biotillgänglighetstester
		TIE -toxic identification evaluation (fraktionering för identifiering av toxisk substans - enkla tester)

<b>Nivå 3</b>		
Flerartstester	I jorden befintliga organismer	Mikrokosm
Fältundersökningar	I jorden befintliga organismer	Mesokosm

Finns standardiserad metod med hel jord eller går att utföra på hel jord med små förändringar
Testmetod finns men är ej standardiserad
Testmetod behöver utvecklas/förbättras

Figur 3 Förslag på testsystem för förorenad mark.

# Hur tolkas och används resultaten

Det är svårt att överföra testresultat från biologiska tester till hur farlig en förorenad mark egentligen är. Vilka halter av föroreningar kan vi tillåta i en mark och vad är en acceptabel risk? Detta måste till stor del bestämmas av tänkt markanvändning och eventuell förekomst av skyddsvärda arter. Alla typer av markanvändning bör inte kräva samma renhetskrav på marken. Risk för vidare transport och spridning till t.ex. grundvatten och vattendrag måste dock alltid uteslutas eller minimeras. Det kan vara svårt att göra jämförelser om vad som behöver skyddas mellan olika områden och länder. Det svenska markecosystemet är relativt artfattigt i jämförelse med länder i södra Europa. Därför kan en påverkan på enskilda arter eller grupper få större konsekvenser i vissa områden och länder än andra.

När det gäller den terrestra miljön saknar vi den erfarenhet som byggts upp under många år för vattenmiljön. Begreppet PNEC (predicted no effect concentration) används ofta för vattenmiljön. Med PNEC menas den koncentration under vilken inga effekter antas uppkomma. PNEC-värden beräknas ofta från ECx-värden NOEC eller LOEC-värden (se Bilaga 1). Ett liknande angreppssätt kan tillämpas även på den terrestra miljön när en erfarenhets- och kunskapsbank byggts upp. För att få fram ett platsspecifikt PNEC-värde måste dock tester på den aktuella marken utföras.

Ett sätt att få en bedömningsmall för en förorenad mark är att ge effekter i tester olika poäng och sedan addera dessa. Ett exempel visas i tabell 2. En hög slutsumma visar att det finns en kraftig negativ ekotoxikologisk effekt i marken och en mycket låg slutsumma indikerar en liten eller ingen ekotoxikologisk påverkan. För närvarande har vi relativt liten erfarenhet av sådan bedömning av effekter i markmiljö men om ett stort antal platser undersöks kan en erfarenhets- och kunskapsbank byggas upp och ett tillförlitligare bedömningssystem erhållas.

**Tabell 2 Poängsättning av effekter uttryckt som % av kontrollen (kontroll = 100%)**

**Testresultat uttryckt som % av kontroll**

Grobarhet	Rot- och skotttillväxt	Mask reproduktion	Poäng
80-100	80-100	80-100	1 - låg / ingen effekt
60-79	60-79	60-79	2
40-69	40-69	40-69	3
20-29	20-29	20-29	4
0-19	0-19	0-19	5 - mycket hög effekt

En frågeställning är hur halter av t.ex. PAH ska bedömas i storstäder och runt industrier. Bakgrundshalterna av PAH, särskilt de cancerogena, ligger ofta över Naturvårdsverkets riktvärden i sådana områden. Långväga transport av vissa föroreningar såsom PCB kan också bidra till höga bakgrundshalter. Dessa halter kan inte relateras till tidigare markanvändning eller utsläpp. Samma halter kan med stor säkerhet uppmätas inte bara i det aktuella markområdet utan också i angränsande

områden. Ska det ställas krav på en lägre halt i det undersökta området än för angränsade områden?

## Teoretisk utvärdering eller testning

Om kända toxiska substanser i mycket höga koncentrationer finns närvarande kan en biologisk testning vara onödig att utföra. Om nivåerna kraftigt överskrider kända toxiska halter för relevanta organismer och tänkt markanvändning inte tillåter detta bör jorden saneras på något sätt och toxicitetstestning är inte nödvändig. Det är däremot mycket viktigt att testa marken efter en eventuell sanering för att se att toxicitetsvärdet är acceptabelt.

Vid total kännedom om ett område och dess historik kan också kemiska analyser vara tillräckligt för en bedömning. Tänkt markanvändning är också i det här fallet avgörande.

När en kunskapsbank om biologiska effekter för förorenade markområden byggts upp och säkrare riktvärden tagits fram är det möjligt att ett mindre antal tester behöver användas om man känner området väl. Erfarenheter från andra undersökningar kan då ligga till grund för besluten. Det är dock viktigt att tidigt upptäcka eventuella faror för miljö och människa. Det faktum att varje område är unikt måste alltid beaktas och inga beslut bör fattas på lösa grunder.

## Kostnadseffektivt användande av tester

När det inte finns några klara riktlinjer hur en ekotoxikologisk testning ska utföras och hur resultaten ska tolkas kan testningen lätt bli mycket kostsam. En ekotoxikologisk testning ska inte ske för testandets egen skull utan för att få uppgifter som kan användas i en riskbedömning. Det är lätt att varje förorenat område blir ett eget forskningsprojekt.

Testningen bör starta med enkla tester och ger de utslag kan man stanna där och inte gå vidare till mer sofistikerade tester. Det är redan då konstaterat att ett problem finns. Det krävs också ett nära samarbete mellan kemister och ekotoxikologer för att kunna relatera uppmätta halter till toxiska effekter. Även tänkt markanvändning måste ligga till grund för vilka tester som ska utföras.

För att ”rätt” tester ska väljas krävs det en dialog mellan ekotoxikologer, problemägare och beslutsfattare. Alla områden kanske inte behöver en lika omfattande testning. Som tidigare framhållits är viktigt att få en uppfattning om områdets historik, markkaraktär, hydrogeologi, framtida tänkt markanvändning osv. innan testandet börjar. Det kan också vara till vägledning att titta på tidigare undersökta områden med liknande föroreningsbild. Många misstag och onödiga upprepningar kan på så sätt undvikas.

# Saneringar och ekotoxikologiska tester

Om en förorenad mark ska saneras in situ (på plats) eller om jorden efter saneringen ska användas på annan plats är det viktigt att saneringsresultatet följs upp med biologiska tester. Om en biologisk sanering utförts kan stabila metaboliter ha bildats från ursprungssubstanserna. Dessa metaboliter kan ha oönskade egenskaper för miljön och vara svåra att upptäcka i kemiska analyser (se 2.1). Substanser som innehåller nitrogrupper t.ex. sprängämnen och vissa bekämpningsmedel, kan ha bildat aminer. Dessa ämnen kan vara cancerogena. Andra substanser som innan saneringen suttit hårt bundna i jorden kan ha frigjorts under saneringsförloppet och blivit mer tillgängliga och på så sätt mer toxiska och rörliga än före saneringen. Det är därför av största vikt att biologiska tester utförs även efter en sanering och att lämpliga tester och testorganismer används så att oönskade effekter upptäcks i ett tidigt skede. Om man enbart förlitar sig på kemiska analyser kan man missa många ekotoxikologiska effekter. Allt för enkla toxicitetstester av screeningkaraktär kan också vara farliga att använda. Ett väl anpassat testpaket med olika testorganismer som ger svar på de effekter man är ute efter bör användas.

Vid en helhetsbedömning av en saneringsåtgärd ur miljösynpunkt räcker det inte enbart att titta på reningseffektiviteten utan hänsyn måste även tas till hur stor miljöpåverkan själva reningsinsatsen har. Livscykelanalys (LCA) är en metodik som har utvecklats för att studera miljöpåverkan från produkter och tjänster ur ett livscykelperspektiv. Med denna metodik beaktas livscykeln för en saneringsåtgärd av förorenad jord, dvs. miljöpåverkan i form av resursförbrukning och emissioner. I vissa fall kan själva saneringen ha större miljöpåverkan än vad den förorenade jorden har om den får ligga kvar.



## Slutsatser

- Om inte platsspecifika undersökningar med relevanta biologiska tester utförs på en förorenad mark kan toxiciteten av denna lika väl överskattas som underskattas.
- I många fall kan toxiciteten hos en jord överskattas om toxicitetsdata bara jämförs med halter från en kemisk analys utförd på jorden även om värden från relevanta organismer används. Föroreningar sitter ofta hårt bundna till jorden och är därför inte tillgängliga.
- Toxiciteten kan också underskattas om man enbart förlitar sig på kemiska analyser. Vid en kemisk karakterisering av en förorenad jord kan man missa en hel del substanser. En toxicitetstest ger utslag för alla föroreningar i marken.
- Tester bör om möjligt utföras med hel jord, inte extrakt (vatten eller lösningsmedel). Toxiciteten kan annars antingen överskattas eller underskattas.
- Relevanta marklevande testorganismer från olika trofiska nivåer och med olika funktioner bör användas för att få ett så rättvisande svar på toxiciteten som möjligt.
- En ekotoxikologisk bedömning med tester bör alltid utföras efter en sanering av en förorenad mark.
- Om en förorenad mark innehåller mycket höga halter av en känt toxisk substans och om tänkt framtida markanvändning tillåter kan det räcka med att endast utföra biologiska tester efter en sanering.
- Testerna bör utföras efter ett hierarkiskt system där man börjar med relativt enkla tester. Ger dessa utslag kan man avsluta testandet där.
- Det måste finnas en öppen dialog mellan forskare, problemägare och beslutsfattare.
- Testas en ren substans får man ett mått på just den substansens toxicitet i tillgänglig form i det testmedium man använder. Även om en ren jord (artificiell eller naturlig) används som testmedium ger testandet inte samma upplysningar som vid test av den förorenade jorden i sig.
- Ett testsystem uppbyggt i tre nivåer föreslås.
- Testsystemet bör testas på ett förorenat markområde för att verifiera ett testerna ger förväntat utslag och ett samarbete bör etableras med markekologer så att viktiga markfunktioner inte missas.

# Rekommendationer

Ekotoxikologiska tester är kostsamma och kan vara tidsödande. Det är dock mycket bättre att upptäcka en risk i ett tidigt skede än när problem redan uppstått.

Det är svårt att utföra en platsspecifik ekotoxikologisk undersökning när inga rekommendationer eller riktlinjer finns. Testandet blir inte systematiskt utfört och kan lätt få en ”forskningsinriktning” och kostnaderna drar iväg. Olämpliga tester kan också användas så att resultaten inte går att använda för en adekvat riskbedömning.

Det finns redan nu ett stort antal tester som kan användas för testning av förorenad mark och det är viktigt att testorganismerna kommer från olika trofiska nivåer och att störningar av olika centrala funktioner upptäcks. Testandet bör utföras efter ett hierarkiskt system där bottenplattan består av relativt enkla tester som efter hand blir mer och mer sofistikerade. Bottenplattan får dock inte bli så förenklad att inte några effekter alls upptäcks med dessa tester. Det är viktigt att på ett tidigt stadium upptäcka om centrala funktioner i marken kan bli påverkade. Kanske dessa funktioner utförs av flera olika organismer.

Resurser bör satsas på att relevanta tester och testorganismer ingår i testpaketet och att känsliga parametrar mäts. Tester som redan använts kanske bör standardiseras och kunskapsluckor bör täckas genom utveckling och anpassning av ”gamla” tester eller en utveckling av helt nya tester för att bättre täcka frågeställningen. Det är viktigt att komma fram till vilka parametrar och funktioner i marken som behöver undersökas för att snabbt få en uppfattning om jordens toxicitet.

Om en effekt upptäcks med en av de enklare testerna i ett hierarkiskt system behöver inte fler tester utföras i det läget. Ett svar har då redan erhållits att någon eller några substanser i den förorenade jorden har en negativ ekotoxikologisk effekt. Ett negativt svar kan däremot inte helt frikänna jorden i alla lägen. Kanske behövs en långtidstest med känsligare endpoint för att få ett säkert svar. Tänkt markanvändning, markförhållanden osv. måste avgöra den frågan.

I nuläget har vi för lite kunskaper om platsspecifika ekotoxikologiska effekter när det gäller den terrestra miljön. Många olika undersökningar har utförts världen över men det är svårt att få en klar bild över kunskapsläget. Förorenad mark är en svårare matris att testa än förorenat vatten. Mer pengar behöver anslås för att bygga upp tester och testpaket på samma sätt som gjorts för vattenmiljön.

## Referenser

- Alexander M. 1995. *How toxic are chemicals in soil?* Environ Science Technol 29: 2713-2717.
- Allard, A-S., M. Malmberg, och M. Remberger. 2002. *Platsspecifik bedömning av förorenad mark- biologiska tester i kombination med kemiska analyser*. IVL-publ B 1492.
- Fismes, J.; Parrin-Ganier, C.; Empereur-Dissonet, P.; Morel, J.L. 2002. *Soil-to-root transfer and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons by vegetables grown on industrial contaminated soils*. J. Environ. Qual., 31: 1649-1656.
- Harmsen, J, H van der Sloot, H Vonk and P Römkens. 2001. Discussion paper "Chemical measurement of bioavailability of contaminants in soil and soil like materials" ISO/TC190 Soil Quality, Paper N407-Bioavailability
- Hatzinger, P.B., Alexander, M. 1995. *Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability*. Environ. Sci. Technol., 29: 537-545.
- Malmberg M, A-S. Allard och M. Remberger. 1998. *Utveckling av biologiska metoder för bedömning av förorenad mark*. IVL-publikation B 1294
- Matscheko, N.; Lundstedt, S.; Svensson, L.; Harju, M.; Tysklind, M. 2002. *Accumulation and elimination of 16 polycyclic aromatic compounds in the earthworm (Eisenia fetida)*. Environ. Toxicol. Chem., 21: 1724-1729.
- Naturvårdsverket. 1989. *Biologisk-kemisk karakterisering av industriavloppsvatten*. Allmänna råd 89:5.
- Naturvårdsverket. 1996a. *Generella riktvärden för förorenad mark*, Rapport nr 4638
- Naturvårdsverket. 1996b. *Development of generic guideline values*, Rapport nr 4639
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleuminstitutet, 1998 *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Rapport nr 4889
- Naturvårdsverket. 1993. *Guidelines Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment*. Ed Lennart Torstensson. Rapport 4262.
- Naturvårdsverket. 1994. *Testsystem för markmiljö (MATS)*. Rapport 4274
- Oste, L A, Dolfing J, Ma W-C, Lexmond T M. 2001. *Cadmium uptake by earthworms as related to the availability in the soil and intestine*. Environ. Toxicol. Chem. 20: 1785-1791.
- Spurgeon, D J, Svendsen C och Hankard P K. 2005. *Biological methods for assessing potentially contaminated soils* pp 163-205. In Environmental Toxicity Testing. Eds Thopson K C, Wadhia K, Loibner A P. Blackwell Publishing, CRS Press.

# Bilaga 4 – Anteckningar från FRISK Workshop 2005-01-27

# Introduktion

Vid Workshopen presenterades arbetet som har gjorts inom FRISK av projektgruppen:

- Riskbedömningsinstrument - Michael Gilek
- Dataunderlaget - Celia Jones
- Toxicitetstester - Ann Sofie Allard och Bengt Erik Bengtsson

Presentationer sammanfattade underlagsrapporterna som redan har skickats ut till expertgruppen.

En sammanfattning av slutsatserna från projektet presenterades tillsammans med ett förslag på ett ramverk för ekologisk riskbedömning av förorenad mark (se bilaga 1, avsnitt.6).

En diskussion av slutsatserna tog upp ett antal punkter som visas i tabell 1.

En deltagarförteckning för Workshopen visas i tabell 2.

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

**Slutsatser från projektgruppen**

**Generella rekommendationer**

Riktlinjer och vägledning till miljöriskbedömning borde utarbetas vad gäller allt från skyddsobjekt/målsättning till metodik och beslutskriterier.

Metodik för platsspecifik riskbedömning borde tas fram.

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

Översikt och beskrivning av riskbedömningssystem i underlagsmaterial uppskattas.

Preliminärt förslag till ramverk för sekventiella miljöriskbedömningar kan fungera bra.

- Borde förenklas något
- Strukturen borde utgå ifrån vad olika riskbedömare (konsulter, beställare m.m.) klarar, både i fältet och riskbedömningsmässigt. I praktiken kommer många projekt inte så långt genom de olika bedömningsnivåerna, dvs. beslut kommer att fattas utifrån underlag från nivå 1. Därför borde denna nivå vara så komplett som möjligt.
- Vore bra om man kan beskriva hur ramverket och de olika steg passar in i befintliga riksbedömningsmetoder, t.ex. i kvalitetsmanualen för efterbehandlingsprojekt, MILO undersökningar (olika steg), förenklade och fördjupade riskbedömningar m.m. Förklara (och använda konsekventa) terminologin i dessa olika metoder.
- Nivåstrukturen skall fungera ihop med administrativa instrument, t.ex. plan och bygg processen m.m.
- Flexibilitet i systemet är bra, men borde förankras i en vägledning som beskriver när man behöver gå vidare (ger kriterier för utvärdering av resultaten vid varje steg).

Olika steg i riskbedömningsramverket borde kopplas till tester/övrigt underlagsmaterial som är lämpliga för riskbedömningen. Viktigt att vara konkreta här, dvs. vilka tester för toxicitet/biotillgänglighetsbedömning m.m. Just ny behövs en del utveckling av tester, dataunderlag m.m. innan systemet kan tillämpas, åtminstone de högre nivåerna.

Kunskapsspridning: Diskuterade svårigheten att nå "ut" med informationen om miljöriskbedömningar.

Inte nog med utbildningsinsatser. Många i branschen har ingen tid att sätta sig in i miljöriskbedömningsmetoder och underlag. Om höga kunskapsnivåer krävs (t.ex. vid högre nivåer av en riskbedömning) måste möjligheterna att hämta in dessa kunskaper finnas (t.ex. ett expertråd).

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

**Slutsatser från projektgruppen**

***Riktvärden***

Översyn av riktvärden - behöver till exempel riktvärden anpassas till svenska förhållanden?  
Finns ny ekotoxikologisk information som behöver beaktas?

Översyn av listor av ämnen prioriterade för riskbedömning/åtgärder (t.ex. Vattendirektivet, HELCOM, OSPAR). Vilka av dessa ämnen förekommer i förorenade områden? Kan förorenade områden utgör viktiga bidrag till flödet av prioriterade föroreningar till akvatiska miljöer. Finns alla viktiga föroreningar med på listorna? Kan de befintliga metoderna utnyttjas för alla prioriterade föroreningar eller behöver metoderna tillämpas eller utvecklas?

Definiera datakravet för framtagning av riktvärden för markmiljön (eller platsspecifika riskbedömningar). Till exempel, för hur många olika markfunktioner samt funktionella och taxonomiska organismgrupper behövs toxicitetsdata?

Definiera krav på ekotox data (datakvalitet)

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

Uppdatering av dataunderlaget behövs med nya resultat i litteraturen.  
Anpassning till svenska förhållanden - görs i val av lämplig skyddsnivå.

Urval av ämnen på riktvärdeslistan är viktig. Analysprogram inom undersökningar av förorenade områden utformas ofta utifrån riktvärdeslistan, dvs. riktvärdeslistan används som lämplig "screening" lista - vilket inte var syftet när listan togs fram. Därför borde listan omvärderas.

Underlag från andra projekt inom Hållbar Sanering borde kunna användas för att få en översikt av vilka ämnen som oftast förekommer på förorenade områden.

Uppskattning av förorenade områdenas bidrag till det totala föroreningsflödet borde göras för ämnen som prioriteras för riskbedömning av andra listor. Faroanalys av ämnena borde också vägas in.

Metoder behöver utvecklas för riskbedömning av ämnen med långsiktiga effekter.

Behövs, hänsyn behöver tas till svenska förhållanden.

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

**Slutsatser från projektgruppen**

Utfyllnad av kunskapsluckor och kunskapsbrist i form av fler toxicitetsundersökningar behövs för många ämnen för att öka riktvärdens tillförlitligheten. Prioriteringar i detta arbete behöver göras med hänsyn till:

- Förekomsten av olika föroreningar i saneringsprojekt (andra projekt inom 'Hållbar Sanering' gör dessa sammanställningar)
- Ämnens miljöfara
- Känsligheten och miljörelevansen/skyddsvärdet av olika organismer och ekosystemfunktioner.
- Omfattning av det befintliga dataunderlaget

**Exponeringsbedömning**

Framtagning av riktlinjer för vilka typer av exponeringsdata som behövs på olika riskbedömningsnivåer.

Framtagning av bioackumulationstester

Framtagning av biotillgänglighetstester

Framtagning av tester för nedbrytning

Tester behövs för olika exponeringssätt (t.ex. förtäring av jord, direkt kontakt med jord m.m.), samt för olika grupper av organismer med olika levnadssätt.

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

Stora kunskapsluckor finns vad gäller ekotoxikologiska effekter av många av ämnen på riktvärdeslistan, särskilt för markmiljön. Därför behövs;

- Utförande av tester för att ta fram kompletterande uppgifter
- Rekommendationer för hantering av osäkra riktvärden.

Viktigt för ämnen med långsiktiga effekter

Tester för biotillgänglighet, speciellt in-situ tester som minimera störning på markmiljön behöver hög prioritet (t.ex. användning av passiva provtagare, t.ex. semipermeabla membraner).

Tester för nedbrytbarhet, kanske inte så högt prioriterade, men i många fall behövs de som input till riskhantering, dvs. för att kunna utvärdera alternative där föroreningar lämnas (helt eller delvis) i marken. Tester som kan ta hänsyn till markförhållanden behövs.



---

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

---

**Slutsatser från projektgruppen**

***Effektsbedömning och toxicitetstester***

Kalibrering och standardisering av befintliga men ostandardiserade tester t.ex:

- Växter, grobarhet, rot- och skotttillväxt
- Upptagstester, växter, maskar

Tillämpning av tester som idag används vid:

- Sedimenttester
- Toxicitetstester, rena substanser.

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

Krav på in-vivo biologiska tester

Ekologiska relevanta arter/funktioner. Tester behövs för olika miljöer (t.ex. skogsjord jmf med åkerjord).

- Känslig art m.a.p. föroreningen (finns ingen art som är känslig för alla föroreningar)
- Relevant exponeringssituation, för testorgansimerna (dvs. exponeringsväg) men också för miljön (testförhållanden).
- Lättodlad organism
- Tillgänglig året runt
- Känd biologi och mycket toxicitetsdata tillgänglig
- Kostnadseffektiv
- Standardiserad/kvalitetssäkrad
- Skall finnas referensvärden
- Kort livscykel
- Testorganismerna skall vara stor nog för resthaltsanalyser och mätning av fysiologiska och biologiska variabler. (Fungerar inte alltid, t.ex. bakterietester, vissa tester med insekter).
- Etisk acceptabla
- Avgränsad tillämpbarhet (dvs. vilka jordar är testen lämpliga för.)
- Ekologiska relevanta test variabler (endpoints)
- Testerna måste vara tillgängliga dvs. behöver en eller flera lab som kan utveckla tester och utföra tester kommersiellt.
- Snabb och säker leverans.
- Utvärderingshjälpmedel ska finnas.

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

**Slutsatser från projektgruppen**

Utveckling av nya tester i områden där inga befintliga tester finns.

- Identifikation av relevanta testarter. Borde vara relevanta testorganismer från olika trofiska nivåer.
- Utveckling av nya metoder, speciellt med avseende på:
- Bakterier – struktur och funktion (det finns en stor potential att utnyttja moderna molekylärbiologiska tekniker)
- Nedbrytbarhetstester med mikroorganismer.
- Flerartstester i form av t.ex. mikro- eller mesokosmer.

Utveckling och tillämpning av kriterier och riktlinjer för utvärdering och tolkning av resultat från toxicitetstester.

Utveckla ett hierarkisk system för ekotoxicitetstestning med

- Paket av enkla tester – för användning i gallringsbedömningar
- Paket av kroniska tester för både funktionella (t.ex. mineralisering) och strukturella endpoins (t.ex. reproduktion) – för användning i detaljerade riskbedömningar.

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

Tester på däggdjuren - osannolikt att tester kan eller får utvecklas, men data från tester gjorda för undersökning av hälsorisker kan ofta tillämpas. Exponeringsbedömningar för högre organismer (däggdjur, fåglar, m.m.) är viktigare.

Om toxicitetstester skall användas, måste utvärderingskriterier (dvs. gränser som motsvarar skadliga effekter) tas fram. Uppbyggnad av en databank för att kunna utvärdera resultat av toxicitetstester är viktig. Ett förslag till test paket (baspaket eller detaljerat paket) borde inkludera ett utvärderingsunderlag.

Tester på mark är alltid på "störda" prov, t.ex. där luft m.m. introduceras, vilket ändrar toxiciteten och nedbrytbarhet av ämnen m.m. Vägledning bör finnas till hur toxicitetstester tolkas m.a.p. förhållanden i "orörd" jord jämfört med testförhållanden.

Toxicitetstester för användning vid gallringsstadiet - måste vara enkla och snabba så att de blir gjorda. Kan vara möjligt att kräva att toxtester görs vid detta stadiet, annars fortsätter man att använda enbart kemiska analys

"Paket" med toxicitetstester kan struktureras branschmässigt, t.ex. gruvor, impregneringsanläggningar m.m.

In-vitro tester kanske behövs som en del av bas paketet. De är ofta så känsliga att risken för falska negativa resultaten undviks. Med in vitro tester, behöver inte en endpoint vara nödvändigtvis viktig ur populationsnivån eftersom de egentligen används som biomarkörer. Detta gör att de är mindre lämpliga på högre riskbedömningsnivåer eftersom det är svårt att extrapolera från testresultat till effekter på populationer eller miljön.

Toxicitetstester måste kunna användas för att kunna "frikänna" ett område, dvs. de

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

**Slutsatser från projektgruppen**

***Risikkaraktärisering***

Utveckling av metodiken för användning av säkerhetsfaktorer: utvärdering av lämpliga säkerhetsfaktorer för olika extrapoleringar, utveckling mot att använda ett intervall av faktorer snarare än ett specifikt värde.

Riktlinjer för hur jämförelsen mellan uppmätta föroreningshalter med ekotoxikologiska riktvärden bäst skall utföras och utvärderas. Vilka metoder är bäst på olika riskbedömningsnivåer? Vilka beslutskriterier är bäst att använda?

Hur bör olika skyddsnivåer definieras (t.ex. m.a.p. markanvändning)? När kan man använda olika skyddsnivåer? Vägledning för tolkning av riskbedömningen med avseende på olika markanvändningar och olika föroreningsdjup eller geografisk utbredning av föroreningen.

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

borde kunna gå att användas för att bekräfta att ingen skadlig påverkan förväntas. Detta betyder att bättre och känsligare tester behövs, eftersom dagens tester vi har idag inte är tillräckligt bra eller anpassade för att kunna besluta att inga åtgärder behövs.

Bas paket, som används vid gallringssteget; bättre om de är försiktiga istället för realistiska.

Biologiska undersökningar i vattenmiljöer, t.ex. diversitets index, kan visa olika resultat än undersökningar där analyserade halter jämförs med riktvärden. I markmiljöer kan ekotoxbaserade riktvärden överskridas, men när biologiska undersökningar görs verkar inte markmiljön vara påverkad.

Biologiska undersökningar kan vara ett bra komplement till toxtester, men uppbyggnad av en databank behövs för tolkning av resultat.

Viktigt att utveckling in-vitro tester, t.ex. cell-tester (typ EROD m.m.), biomarkörer m.m. som kan påpeka potentialen för långsiktiga effekter

För alla tester med jord - ren kontrolljord behövs som liknar provjorden. Det behövs verklighetsanpassade standardjordar; "svenska" jordar för olika miljöer.

Bör inkluderas i metodbeskrivning. Skall vara enkel och lätt att förstå.

Bör inkluderas i metodbeskrivning.

Diskussion och resonemang om tillämpning av metoden i olika situationer behövs, speciellt med hänsyn till vad är en lämplig skyddsnivå, t.ex. vid olika markanvändningar och olika miljöer.

Användning av riskbedömningsmetod, t.ex. sannolikhet för exponering, kan vara ett sätt att ta hänsyn till olika miljöer/markanvändningar.

---

**Tabell 1 Diskussioner av slutsatser från projekt Förbättrade Miljöriskbedömningar**

---

**Slutsatser från projektgruppen**

Utveckling av sannolikhetsbaserade metoder för användning i situationer där en fullständig platsspecifik riskbedömning behövs.

Utveckling och tillämpning av metoder för att värdera och hantera olika typer av bevis (t.ex. olika typer av tester och fältundersökningar).

Utveckling av ett system för begränsning/reglering av utsläpp från förorenade områden eller deponier på liknande sätt som begränsning av utsläpp från industrier m.m. sker. Detta system bör baseras på en helhetsbild av avrinningsområdets ekologi och hydrologi samt ta hänsyn till skyddsbehov av vattentäkter och grundvatten.

**Diskussioner vid FRISK Workshop**

Bör inkluderas i metodbeskrivning.

Bör inkluderas i metodbeskrivning.

Behövs

Tydliggöra att det är alltid möjligt att hoppa till en mera detaljerat nivå t.ex. i ett politiskt "känsligt" projekt där motiveringsgraden behöver vara mycket högt.

Påpekar att riktvärdena inte alltid är den lämpligaste verktygen - i många fall är mängden av en förorening på ett område viktigare än halten.

---

**Tabell 2 Deltagarlistan, Workshop, 2005-01-27.**

**Hållbar sanering. Förbättrade miljöriskbedömningar, Workshop, 27 januari 2005.**

<b>Namn</b>	<b>Adress</b>	<b>E-mail</b>	<b>Tel.</b>
<b>Expertgrupp</b>			
Bertil Engdahl	Miljöförvaltning i Stockholm	Bertil.engdahl@miljo.stockholm.se	08-508 28 863
Tobias Berglin	Länsstyrelsen i Västernorrland 871 86 Härnosand	tobias.berglin@y.lst.se	0611-349245
Jon Petter Gustafsson	KTH Associate Prof., Soil and Groundwater Chemistry KTH, Department of Land and Water Resources Engineering SE-100 44 Stockholm, Swe- den	gustafjp@kth.se	
Christer Egelstig	JM	christer.egelstig@jm.se	
Sandra Broms	SPIMFABs huvudkontor SPIMFAB Nybrogatan 11 114 39 Stockholm	sandra@spimfab.se	08-663 49 93 Fax: 08-663 34 64
Lars Gunnar Karlsson	Sveriges geologiska under- sökning Drottninggatan 33 Box 16247 103 24 Stockholm	lars-gunnar.karlsson@sgu.se	• 08-545 215 31 Fax: 08-24 68 14 vxl: 08- 545 215 00
Fredrik Friberg	Vägverket produktion Förrådsvägen 2 740 31 Knivsta	fredrik.friberg@vv.se	018-345604
Lisa Garpe	Lisa Garpe Banverket, Mel- lersta Banregionen	lisa.garpe@banverket.se	026-14 44 26
<b>Projektgrupp</b>			
Michael Gilek	Naturvetenskap Södertörns Högskola 141 89 Huddinge	michael.gilek@sh.se	070 7923278 08-6084862
Bengt Erik Bengtsson	ITM Stockholms Universitet 106 91 Stockholm	bengt-erik.bengtsson@itm.su.se proetus@telia.com	0709-420207
Ann-Sofie Allard	IVL Svenska Miljöinstitutet AB Box 21060 100 31 Stockholm	annsofie.allard@ivl.se	08-598 563 09
Celia Jones	Kemakta Konsult AB Box 126 55 112 93 Stockholm (Warfingesväg 33)	celia@kemakta.se	08-617 6710
<b>Naturvårdsverkets kontaktperson</b>			
Niklas Johansson	Naturvårdsverket 106 48 Stockholm	Niklas.Johansson@naturvardsverket.se	08-698 1438
Yvonne Österlund	Naturvårdsverket 106 48 Stockholm	yvonne.osterlund@naturvardsverket.se	

# Förbättrade miljöriskbedömningar

RAPPORT 5538

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 91-620-5538-0  
ISSN 0282-7298

Det finns idag inga riktvärden för miljörisker från förorenade områden som är specifikt anpassade till svenska förhållanden. För de flesta föroreningar är informationen om ekotoxikologiska effekter begränsad till resultat av tester från ett mycket begränsat antal arter och baserat på sammanställningar från Nederländerna och Kanada. Här redovisas hur vi för svenska förhållanden har möjligheter att förbättra metoderna. Rapporten visar också vilka insatser som behövs för att förbättra data- och beslutsunderlaget, samt ger ett förslag på ramverk för bedömning av miljörisker på förorenade områden. Förslaget består av en sekventiell riskbedömningsmetodik i tre nivåer vilket förbättrar möjligheten att fokusera insatserna dit de verkligen behövs. Som en integrerad del av metodiken föreslås också ett paket av ekotoxikologiska och andra biologiska undersökningar för förorenade mark, i tre nivåer.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

**Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering** samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.