

Riktvärden för förorenad mark

Modellbeskrivning och vägledning

1 2 3

RAPPORT 5976 • SEPTEMBER 2009



Riktvärden för förorenad mark

Modellbeskrivning och vägledning

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5976-7

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2009

Form: AB Typoform/Love Lagercrantz

Illustrationer: AB Typoform

Foton: Charlie Drevstam (omslag), Anna Kern (s 17), Lena Granefelt (s 45), Nicho Södling (s 53), Conny Fridh (s 70), Pelle Berglund (s 96), Per Magnus Persson (s 109), Bengt Höglund (s 177), Henrik Trygg (s 191), Bengt Hedberg (s 215), Kenneth Bengtsson (s 261) samtliga © Johnér Bildbyrå AB

Förord

Föroreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljö kvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet och fokuserar på att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredning av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet. Ansvaret för att efterbehandla förorenade områden regleras i miljöbalken.

Vi ger nu ut tre vägledande rapporter för arbetet med förorenade områden samt ett beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark. Vår målsättning med vägledningsmaterialet är att tillhandahålla en metodik för ett effektivt och kvalitetssäkrat arbete med efterbehandling av förorenade områden, i ett långsiktigt och hållbart perspektiv. ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” är en övergripande rapport som beskriver utredningsprocessen för ett förorenat område. Syftet är att ge en samlad bild över hur man kan ta fram ett bra beslutsunderlag för val av åtgärd. I rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” ger vi vägledning i att bedöma miljö- och hälsorisker. Syftet är att besvara vilka risker som finns, hur stora de är och vad som kan vara acceptabelt idag och i framtiden. Ett av flera verktyg i riskbedömningen är riktvärden. Vår riktvärdesmodell samt våra generella riktvärden för förorenad mark har reviderats. Modellbeskrivning och vägledning ger vi i rapporten ”Riktvärden för förorenad mark”. Tillsammans med rapporten ger vi ut ett beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark, som kan användas när riktvärden ska tas fram eller granskas.

Rapporterna, beräkningsprogrammet och kompletterande vägledning finns på vår hemsida www.naturvardsverket.se/ebh. Vår vägledning vänder sig till aktörer inom efterbehandlingsområdet; i första hand tillsynsmyndigheter men också konsulter, verksamhetsutövare, fastighetsägare och övriga aktörer. Berörda aktörer har getts möjlighet att lämna synpunkter på rapporterna och beräkningsprogrammet genom remissförfarande.

Utvecklingen av vägledningsmaterialet påbörjades 2001, med de största insatserna under 2006 till 2008. Under den senare perioden har arbetet utförts av en arbetsgrupp bestående av projektledare från Naturvårdsverket Helena Fürst, Erika Skogsjö och Yvonne Österlund samt delprojektledare Marie Arnér (WSP Environmental), Mark Elert (Kemakta Konsult AB), Annika Hanberg (Institutet för miljömedicin), Celia Jones (Kemakta Konsult AB), Yvonne Ohlsson (Sweco Environment AB), Maria Paulsson (Golder Associates AB) och Andrew Petsonk (WSP Environmental). Medverkande i delprojekten har varit: Bo Carlsson och Pär Elander (Envipro Miljöteknik); Mikael Hägglöf (Fröberg & Lundholm Advokatbyrå); Anders Bank och Rosana Moraes (Golder Associates AB); Marika Berglund, Nicklas Gustavsson, Axel Hullberg och Ulla Stenius (Institutet för miljömedicin); Michael

Pettersson, Håkan Svensson och Sara Södergren Riggare (Kemakta Konsult AB); Pär-Erik Back, Johan Holmqvist, Johanna Leback, Johan Ludvigsson, Sofia Rolén och Niklas Törneman (Sweco Environment AB) samt Ingegerd Ask och John Sternbeck (WSP Environmental). Utöver ovan nämnda har projektledare och delprojektledare i tidigare skeden varit: Ann Marie Fällman och Fredrika Östlund (Naturvårdsverket), Catarina Barkefors (Studsvik AB) samt Annelie Liljemark (Sweco Environment AB). Beräkningsprogrammet togs ursprungligen fram av Statens geotekniska institut.

Vi vill rikta ett stort tack till samtliga personer som har medverkat i arbetet.

Stockholm i september 2009

Innehåll

FÖRORD	5
SAMMANFATTNING	11
SUMMARY	13
1 INLEDNING	15
1.1 Bakgrund och syfte	15
1.2 Läsanvisning	16
1.3 Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling av förorenade områden	18
2 RIKTVÄRDESMODELL FÖR FÖRORENAD MARK	21
2.1 Riktvärdesmodellens uppbyggnad	21
2.2 Markanvändning	22
2.3 Skyddsobjekt	23
2.3.1 Skydd av människor	23
2.3.2 Skydd av markmiljön	23
2.3.3 Skydd av grundvatten	23
2.3.4 Skydd av ytvatten	24
2.4 Tillämpbarhet och begränsningar	24
2.5 Förändringar i förhållande till tidigare beräkningsmetodik	25
3 HÄLSORISKBASERADE RIKTVÄRDEN	27
3.1 Bedömning av hälsoeffekter	29
3.1.1 Ämnen med tröskeleffekter	29
3.1.2 Risknivåer för ämnen utan tröskeleffekter	29
3.1.3 Dataunderlag	30
3.1.4 Föroreningarnas biotillgänglighet	30
3.2 Exponeringsvägar och markanvändning	31
3.3 Exponeringsmodeller	31
3.4 Intag av jord	32
3.5 Hudkontakt	34
3.6 Inandning av damm	35
3.6.1 Ämnen med referenskoncentration i luft	36
3.6.2 Ämnen som saknar referenskoncentration i luft	38

3.7	Inandning av ångor	39
3.7.1	Ämnen med referenskoncentration i luft	39
3.7.2	Ämnen som saknar referenskoncentration i luft	40
3.8	Intag av dricksvatten	42
3.9	Intag av växter	43
3.10	Intag av fisk	44
3.11	Att tänka på för platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden	44
3.11.1	Val av exponeringsscenarier utifrån markanvändning	44
3.11.2	Justering av exponeringsvägar	46
3.11.3	Justering av exponeringsparametrar	47
3.11.4	Relativ biotillgänglighet	48
4	FÖRDELNING OCH TRANSPORT AV FÖRORENINGAR	49
4.1	Beräkningarnas omfattning	49
4.2	Fördelning av föroreningar i mark	50
4.2.1	Matematisk beskrivning av föroreningsfördelning i mark	51
4.2.2	Fysikalisk-kemiska data	54
4.2.3	Jordarter	54
4.3	Transport av ångor från marken	54
4.3.1	Transport av ångor genom marken in i byggnader	54
4.3.2	Transport av ångor genom marken till utomhusluft	57
4.4	Transport av föroreningar till grundvatten	59
4.4.1	Utspädningsfaktor för förorening ovanför grundvattenytan	60
4.4.2	Utspädningsfaktor för förorening under grundvattenytan	61
4.5	Transport av föroreningar till ytvatten	62
4.5.1	Utspädningsfaktor för förorening ovanför grundvattenytan	62
4.5.2	Utspädningsfaktor för förorening under grundvattenytan	63
4.6	Upptag av föroreningar i växter	63
4.6.1	Metaller	64
4.6.2	Organiska ämnen	64
4.6.3	Oorganiska ämnen utom metaller	65
4.7	Upptag av föroreningar i fisk	65
4.8	Att tänka på för platsspecifika riktvärden för transport och spridning	66
4.8.1	Platsspecifika Kd-värden	66
4.8.2	Transport av ångor in i byggnader	67
4.8.3	Transport av föroreningar i grundvattnet	68
4.8.4	Transport av föroreningar till ytvatten	68
4.8.5	Upptagsfaktor för växter	69
5	RIKTVÄRDEN FÖR SKYDD AV MARKMILJÖN	71
5.1	Riktvärden baserade på effekter i markmiljön	71
5.1.1	Metodik för att ta fram riktvärden för markmiljö	71

5.1.2	Dataunderlag	73
5.2	Att tänka på för platsspecifika riktvärden för markmiljön	73
5.2.1	Platsspecifika krav på skydd av markmiljön	73
5.2.2	Skydd av markmiljön på olika djup	74
5.2.3	Skydd av markmiljön i olika delområden	74
6	RIKTVÄRDEN FÖR SKYDD AV GRUNDVATTEN OCH YTVATTEN	75
6.1	Riktvärden för skydd av grundvatten	75
6.1.1	Metodik för att ta fram riktvärden för skydd av grundvatten	76
6.2	Riktvärden för skydd av ytvatten	76
6.3	Att tänka på för platsspecifika riktvärden för grundvatten och ytvatten	77
6.3.1	När grundvatten bör skyddas	77
6.3.2	Nivåer för skydd av grundvatten	78
6.3.3	Skydd av ytvatten	79
7	BERÄKNING OCH JUSTERING AV RIKTVÄRDEN	81
7.1	Beräkningsgång	81
7.2	Hälsoriskbaserade riktvärden	82
7.2.1	Sammanvägning av exponeringsvägar	82
7.2.2	Justering för exponering från andra källor	83
7.2.3	Justering för akuttoxicitet	83
7.2.4	Sammanvägning av hälsoriskbaserat riktvärde	83
7.3	Integrerat riktvärde för hälsa, markmiljö och spridning	84
7.4	Justering för bakgrundshalt	84
7.5	Sammanslagning av riktvärden	84
7.6	Att tänka på vid beräkning av platsspecifika riktvärden	85
7.6.1	Bakgrundshalter	85
7.6.2	Flera föroeningar samtidigt	85
7.6.3	Riktvärden för flyktiga ämnen	86
8	GENERELLA RIKTVÄRDEN FÖR FÖROENAD MARK	87
8.1	Förutsättningar	87
8.2	Urval av ämnen och ämnesgrupper	88
8.2.1	Petroleumkolväten	88
8.2.2	Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	89
8.2.3	PCB	90
8.2.4	Dioxiner och dioxinliknande ämnen	90
8.2.5	Fenol och kresoler	90
8.2.6	Klorfenoler	90
8.2.7	Klorbensener	90
8.3	Beräknade generella riktvärden för förorenad mark	91
8.3.1	Förändringar i förhållande till tidigare generella riktvärden	97

9	OSÄKERHETER	99
9.1	Osäkerheter i riktvärdesmodellen	99
9.1.1	Osäkerheter i hälsoriskbaserade riktvärden	100
9.1.2	Osäkerheter i riktvärden för skydd av markmiljön	102
9.1.3	Osäkerheter i riktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten	102
9.2	Osäkerhets- och känslighetsanalys	103
	REFERENSER	105

**BILAGA 1. SAMMANSTÄLLNING AV INDATA TILL
RIKTVÄRDESMODELLEN**

BILAGA 2. MODELLBESKRIVNING – LISTA ÖVER VARIABLER

**BILAGA 3. MODELLBESKRIVNING – MATEMATISK BESKRIVNING AV
BERÄKNINGSPROGRAM**

BILAGA 4. HANDEDNING FÖR BERÄKNINGSPROGRAM

BILAGA 5. EFTERBEHANDLINGSTERMINOLOGI

Sammanfattning

Det finns ett stort antal förorenade områden i Sverige. För en del av dessa är föroreningssituationen sådan att efterbehandling krävs. För att bedöma om behov finns för en efterbehandling och i vilken omfattning en sådan krävs görs en riskbedömning. Riktvärden är ett av flera verktyg i en riskbedömning. Vid en förenklad riskbedömning jämförs uppmätta halter på området med generella eller platsspecifika riktvärden för förorenad mark. Riktvärden i efterbehandlingssammanhang anger den föroreningshalt i marken under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel. Överskridande av riktvärdena medför dock inte nödvändigtvis att negativa effekter uppträder. De generella riktvärdena för förorenad mark är inte juridiskt bindande värden.

Naturvårdsverket har utvecklat en modell för att ta fram riktvärden för förorenad mark. I denna rapport beskrivs modellens uppbyggnad samt den metodik och de data som används för att beräkna Naturvårdsverkets generella riktvärden. Till riktvärdesmodellen hör ett beräkningsprogram i Excel för riktvärden för förorenad mark. Metodiken och beräkningsprogrammet är verktyg som också kan användas när man tar fram eller granskar platsspecifika riktvärden. Den metodik och de data som används i riktvärdesmodellen bör vara vägledande när platsspecifika beräkningar utförs. Den senaste versionen av beräkningsprogrammet finns att ladda ner på Naturvårdsverkets hemsida.

Naturvårdsverkets generella riktvärden är beräknade för vanliga förhållanden vid förorenade områden i Sverige. De anger en nivå som ger skydd mot hälso- och miljöeffekter vid flertalet förorenade områden, dock inte samtliga. För fall där Naturvårdsverkets generella riktvärden inte är lämpliga att använda kan platsspecifika riktvärden tas fram. Då tar man hänsyn till de förhållanden som råder vid det aktuella området.

En viktig del när man tar fram riktvärden är den markanvändning som förväntas på området. Markanvändningen styr de aktiviteter som förekommer och därmed vilka grupper som exponeras och i vilken omfattning detta kan ske. Markanvändningen påverkar även vilka krav som ställs på skydd av markmiljön i området. Naturvårdsverkets generella riktvärden har tagits fram för två olika typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

Naturvårdsverkets generella riktvärden beaktar fyra skyddsobjekt; människor som vistas på området, markmiljön på området, grundvatten samt ytvatten. Vid beräkning av hälsorisker tas hänsyn till exponering orsakad av direktkontakt med den förorenade jorden, såväl som indirekta effekter som kan uppstå på grund av spridning av föroreningar till luft, grundvatten och växter. Riktvärdena tar också hänsyn till skydd mot effekter i markmiljön inom området samt att grundvatten och ytvatten skyddas mot påverkan på grund av spridning.

Det slutliga riktvärdet väljs som det lägsta av de värden som avser skydd för hälsa, markmiljö, grundvatten eller ytvatten. Dessutom görs

ett antal justeringar av riktvärdet bland annat för att skydda mot att akuttoxiska effekter uppstår samt för att undvika att organisk förorening kan förekomma i fri fas. Slutligen justeras de beräknade riktvärdena för att säkerställa att de inte underskrider den bakgrundshalt som finns naturligt eller uppkommit genom diffus storskalig förorenings-spridning.

Summary

There are a large number of contaminated areas in Sweden. At some of these sites the contamination is so severe that remediation is required. Risk assessments are performed in order to assess the requirement for and the extent of remediation to be carried out. Guideline values are one of a number of tools used in risk assessments. In simplified risk assessments measured contaminant concentrations on site are compared with generic or site-specific guideline values. Guideline values, in the context of the remediation of contaminated sites, are the contaminant concentration in soil under which the risk of harmful effects on human health, the environment or natural resources is acceptable. However, contaminant concentrations which exceed guideline values do not necessarily give rise to negative effects. Generic guideline values are not legally binding values.

The Swedish Environmental Protection Agency has developed a model to derive guideline values for contaminated land. This report describes the model structure and the methods and data used to calculate Swedish generic guideline values for contaminated land. The model for calculating guideline values is available in the form of an Excel file. The method and the program can also be used for the calculation or the control of site-specific guidelines. The parameters and data included in the model should be used for guidance when site-specific guideline values are calculated. The latest version of the program is available for downloading from website of the Swedish Environmental Protection Agency.

The Swedish generic guideline values are based on normal conditions at contaminated areas in Sweden. They are intended to be protective of health and the environment at the majority of contaminated sites, although they cannot be applied at all sites. In cases where generic guideline values are not relevant to the conditions at a contaminated site, site-specific guideline values can be calculated, which take into account the actual site conditions.

An important part of the derivation of guideline values is the expected land use at the site. Land use determines the likely activities on the site and therefore determines which groups of people will be exposed to contaminants and to what extent exposure will occur. Land use also affects the degree to which protection of the soil environment is required on the site. The Swedish generic guideline values have been derived for two different types of land use, sensitive land use (KM) and less sensitive land use (MKM).

The generic guideline values are intended to protect people living on or visiting the site. The assessment of health risks takes into account exposure caused by direct contact with the contaminated soil as well as indirect exposure which can occur by the transport of contaminants to air, groundwater, and plants. The guideline values also take into account protection of the soil environment on the site. Groundwater and surface water are also protected against effects which occur as a result of the transport of contaminants.

The final guideline value is the lowest of the values derived to protect health, soil environment, groundwater and surface water. In addition, a number of adjustments of the guideline values are made in order to avoid acute toxic effects and the occurrence of free-phase organic contaminants in soil. Finally, the guideline values are checked to ensure that they are not lower than the background concentrations which occur naturally or which are a result of large-scale diffuse pollution.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Det finns ett stort antal förorenade områden i Sverige. Vid en del av dessa är föroreningsituationen sådan att efterbehandling krävs. För att bedöma behov och omfattning av en efterbehandling behövs referensnivåer för vilken risk föroreningen kan innebära. Riktvärden är ett av flera verktyg i en riskbedömning. Vid en förenklad riskbedömning jämförs uppmätta halter på området med generella eller platsspecifika riktvärden.

Naturvårdsverket har utvecklat en modell för att ta fram riktvärden för förorenad mark. I denna rapport beskrivs modellens uppbyggnad i detalj samt den metodik och de data som används för att beräkna Naturvårdsverkets generella riktvärden. Denna metodik och dessa data bör också vara en utgångspunkt när man tar fram platsspecifika riktvärden.

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark anger den föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang. Överskridande av riktvärdena behöver dock inte nödvändigtvis medföra negativa effekter.

■ Sammanfattning av kapitel 1

När man ska bedöma behov och omfattning av en efterbehandling av ett förorenat område behövs bland annat referensnivåer för vilken risk en förorening kan innebära. Riktvärden för förorenad mark anger den föroreningshalt i marken under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang. Riktvärden är ett av flera verktyg i en riskbedömning. Vid en förenklad riskbedömning jämförs uppmätta halter på området med generella eller platsspecifika riktvärden.

Naturvårdsverkets generella riktvärden är anpassade för vanliga förhållanden vid flertalet förorenade områden i Sverige. För att bedöma om Naturvårdsverkets generella riktvärden kan användas måste man titta på förutsättningarna i det aktuella området. Om de generella riktvärden inte kan användas kan man ta fram platsspecifika

riktvärden med hänsyn till de specifika förhållanden som råder vid det aktuella området. För vissa förorenade områden är riskerna av sådan art att enbart en jämförelse med riktvärden inte är lämplig utan en fördjupad riskbedömning krävs för att uppskatta riskerna.

Naturvårdsverket har utvecklat en modell för att ta fram riktvärden för förorenad mark. Den nu framtagna riktvärdesmodellen ersätter den tidigare modellen.

I denna rapport beskrivs modellens uppbyggnad samt de principer, den metodik och de data som används för att beräkna Naturvårdsverkets generella riktvärden. Detta bör också vara en utgångspunkt när man tar fram platsspecifika riktvärden. För att underlätta framtagande och granskning av platsspecifika riktvärden för mark har Naturvårdsverket tagit fram ett Excelbaserat beräkningsprogram för riktvärden för förorenad mark.

Naturvårdsverkets generella riktvärden är anpassade för vanliga förhållanden vid förorenade områden och är beräknade för att ange en nivå som ger skydd mot hälso- och miljöeffekter vid flertalet förorenade områden i Sverige. För att bedöma om Naturvårdsverkets generella riktvärden kan användas bör man titta på förutsättningarna i det aktuella området. Exempel på förhållanden som kan avvika är:

- i vilken omfattning människor exponeras för föroreningar
- förutsättningarna för spridning av föroreningar
- skyddsvärde för miljön i området och i omgivningen.

I de fall där Naturvårdsverkets generella riktvärden inte kan användas kan platsspecifika riktvärden tas fram där man tar hänsyn till de specifika förhållanden som råder vid det aktuella området. Omfattning av och innehåll i platsspecifik information som behövs beror på i vilka avseenden området avviker från de antaganden som har gjorts för Naturvårdsverkets generella riktvärden. För vissa förorenade områden är riskerna av sådan art att enbart en jämförelse med riktvärden inte är lämplig som verktyg för att bedöma risker. Då kan en fördjupad riskbedömning krävas för att uppskatta riskerna (Naturvårdsverket, 2009a). Det kan exempelvis vara områden där förorenings-spridning utgör en väsentlig risk, områden där flera olika medier (mark, grundvatten, ytvatten, sediment) är förorenade eller områden med betydande förorening av klorerade lösningsmedel.

Riktvärdesmodellen är en utveckling av de modeller som tidigare använts för Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark samt branschspecifika riktvärden för ämnen vid bensinstationer. Den nu framtagna riktvärdesmodellen ersätter den tidigare modellen. För att underlätta framtagande och granskning av platsspecifika riktvärden för mark har Naturvårdsverket tagit fram ett Excelbaserat beräkningsprogram för riktvärden för mark. Den senaste versionen av beräkningsprogrammet finns att ladda ner på Naturvårdsverkets hemsida (www.naturvardsverket.se/ebh).

1.2 Läsanvisning

Denna rapport kan läsas på flera sätt. Den som vill ha djupare kunskap om hur riktvärden för förorenad mark enligt Naturvårdsverkets modell bör beräknas, läser samtliga kapitel. Den som vill ha en översiktlig uppfattning om hur riktvärden kan beräknas läser med fördel kapitel-sammanfattningarna först i varje kapitel. Enstaka kapitel kan läsas för att få en fördjupning inom respektive kapitels område.

I rapporten används ordet riktvärdesmodell ofta. Med riktvärdesmodell avses hela metodiken för att beräkna riktvärden. Beroende på sammanhang används även termerna modell eller beräkningsmetodik. Riktvärdesmodellen byggs upp av ett antal mindre modeller, kallade delmodeller.

För att sätta in riktvärden för förorenade områden i sitt sammanhang rekommenderar Naturvårdsverket att man läser rapporten Att välja efterbehandlingsåtgärd (Naturvårdsverket, 2009b). Den beskriver hela utredningsprocessen för förorenade områden. Vidare bör man läsa



Känslig markanvändning
kan till exempel vara bostäder,
skolor och odlingsmark.

rapporten Riskbedömning av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009a) som ger vägledning till förenklade och fördjupade riskbedömningar av förorenade områden och bland annat beskriver hur riktvärden kan användas som ett av flera verktyg i riskbedömningen.

I avsnitt 1.3 i denna rapport redovisas Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling av förorenade områden, som har legat till grund för val och antaganden i riktvärdesmodellen. Kapitel 2 ger en allmän bakgrund till riktvärdesmodellen för förorenad mark. Där beskrivs riktvärdesmodellens uppbyggnad, skyddsobjekt samt riktvärdesmodellens tillämpbarhet och begränsningar. Vidare redovisas ändringar jämfört med tidigare använd riktvärdesmodell, beskriven i Naturvårdsverkets rapport 4638. Kapitel 3 redovisar metoder för beräkning av exponering och hälsoriskbaserade riktvärden för förorenad mark, avseende enskilda exponeringsvägar. I kapitel 4 beskrivs metoderna för att beräkna fördelning, transport och utspädning av föroreningar. Kapitel 5 behandlar data och modellen för uppskattning av riktvärden för markmiljön. Kapitel 6 behandlar modellen till skydd för grundvatten och modellen till skydd för ytvatten. I kapitel 7 beskrivs hur de olika exponeringsvägarna viktas samman samt de justeringar av riktvärdena som man i vissa fall behöver göra, till exempel för bakgrundshalt och skydd mot akuttoxiska effekter. I kapitel 8 redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. Kapitel 9 ger en sammanställning av de osäkerheter som är inblandade vid framtagande av riktvärden.

En sammanställning av de kemiska, fysikaliska, toxikologiska, ekotoxikologiska och andra ämnesdata som används för beräkning av riktvärden presenteras i bilaga 1. I bilaga 2 finns en sammanställning av de parametrar som ingår i riktvärdesmodellen. I bilaga 3 ges en komplett beskrivning av de ekvationer som används i beräkningsprogrammet. Bilaga 4 är en handledning för beräkningsprogrammet och ger en utförlig beskrivning av programmets uppbyggnad och praktiska användning.

Bilaga 5 innehåller efterbehandlingsterminologi, gemensam för denna rapport, rapporten Att välja efterbehandlingsåtgärd (Naturvårdsverket, 2009b) och rapporten Riskbedömning av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009a).

1.3 Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling av förorenade områden

Det övergripande syftet med efterbehandling av förorenade områden är att långsiktigt minska risken för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön samt att minska mängderna och halterna av metaller och naturfrämmande ämnen i miljön. Efterbehandlingsarbetet i Sverige utgår från miljöbalken och de av riksdagen fastställda miljömålen. Delmål om efterbehandling av förorenade områden finns i det nationella miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö.

Det gemensamma, övergripande syftet med miljöbalken och miljö kvalitetsmålen är att främja en ekologiskt hållbar utveckling. Miljö kvalitetsmålen ger uttryck för den politiska viljan med miljöarbetet, medan miljöbalken är ett styrmedel bland annat avsett för att nå målen. Samtliga bestämmelser i miljöbalken ska tillämpas så att balkens mål

och syfte på bästa sätt tillgodoses. När tveksamhet råder om vad som bör beslutas eller göras ska miljömålen vara vägledande och det som mest sannolikt gynnar uthållig utveckling väljas (miljömålspropositionen 2000/01:130 och miljöbalkspropositionen 1997/98:45).

Naturvårdsverket ger här sin uppfattning om viktiga utgångspunkter för efterbehandlingsarbetet i Sverige. Utgångspunkterna har formulerats utifrån långsiktighet och hållbarhet i syfte att skydda hälsa, miljö och naturresurser nu och i framtiden. Utgångspunkterna avspeglas i den utredningsmetodik som Naturvårdsverket förordar och i Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. De viktigaste utgångspunkterna som Naturvårdsverket anser bör vara vägledande i arbetet med efterbehandling av förorenade områden listas nedan.

■ **Bedömning av miljö- och hälsorisker vid förorenade områden bör göras i såväl ett kort som långt tidsperspektiv.**

Med ett långt tidsperspektiv menar Naturvårdsverket i storleksordningen 100-tals till 1000 år. Den planerade markanvändningen är en utgångspunkt när riskbedömning och åtgärdsutredningar ska utföras. Markanvändningen är ofta bara överblickbar i ett tidsperspektiv kortare än 100 år. Det är dock viktigt att uppskatta vad som kan komma att hända i ett längre tidsperspektiv, exempelvis avseende kvarlämnade föroreningar, skyddsåtgärders långtidsegenskaper och framtida ändringar i markanvändning. Detta bland annat för att uppfylla miljöbalkens mål att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.

■ **Grund- och ytvatten är naturresurser som i princip alltid är skyddsvärda.**

I Sverige är grund- och ytvatten i liten utsträckning påverkade av föroreningar. Det är ovanligt ur ett internationellt perspektiv och på många sätt en tillgång för landet. Miljökvalitetsmålen Levande sjöar och vattendrag, Ingen övergödning respektive Grundvatten av god kvalitet har antagits för att skydda dessa vattenresurser. I miljömålen slås fast att framtida generationer ska ha tillgång till ett grundvatten som ger en säker och hållbar dricksvattenförsörjning och som bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag. Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Skydd av vattenresurser finns i svensk lagstiftning, bland annat genom områdesskyddet i 7 kap. miljöbalken och bestämmelserna om miljökvalitetsnormer för vatten i 5 kap. miljöbalken, vilka preciseras i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

■ **Spridning av föroreningar från ett förorenat område bör inte innebära vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten- och grundvattenresurser.**

Även om närliggande grund- och ytvatten inte direkt bedöms vara skyddsvärda är de förbundna med andra vattenförekomster och kan bidra till en diffus föroreningsbelastning. Utgångspunkten har således sin grund i att skydda miljön som helhet och människors hälsa i synnerhet. Senast år 2015 ska alla sjöar, vattendrag och grundvattenförekomster ha uppnått god ekologisk och kemisk status enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Att undvika, minska och förebygga den kemiska påverkan i yt- och grundvattenförekomster är nödvändig för att uppnå detta.

- **Sediment- och vattenmiljöer bör skyddas så att inga störningar uppkommer på det akvatiska ekosystemet och så att särskilt skyddsvärda och värdefulla arter värnas.**

En god kvalitet i sjöar, vattendrag och kustnära miljöer är avgörande för det akvatiska och marina biologiska livet. När föroreningar har hamnat i vattendrag kan de spridas både snabbt och långt, och påverka ekosystem inom stora områden. Ett nationellt mål för miljöarbetet är att fisk i Sveriges hav, sjöar och vattendrag ska vara tjänligt som människoföda med avseende på innehåll av naturfrämmande ämnen (uttryckt i miljömålet Giffri miljö). Vidare lyfts bevarande av biologisk mångfald i miljömålen Levande sjöar och vattendrag och Hav i balans samt levande kust och skärgård.

- **Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.**

Skyddsnivån i marken bör motsvara en nivå där marken kan uppfylla de funktioner som förväntas vid den planerade markanvändningen. Långsiktighet är huvudskälet till att förutsättningar för bevarande av en viss markfunktion alltid bör beaktas. Främjande av en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser uttrycks i miljömålet God bebyggd miljö. Vidare innebär miljömålet Ett rikt växt- och djurliv att den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Även i miljöbalkens första kapitel fastställs att den biologiska mångfalden ska bevaras och mark- och vattenområden användas så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.

- **Lika skyddsnivåer bör eftersträvas inom ett område som totalt sett har samma typ av markanvändning, exempelvis ett bostadsområde.**

Med utgångspunkt i långsiktighet och hållbarhet bör indelning med skilda krav (olika mätbara åtgärds mål) på olika djup eller i plan undvikas så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Riskerna med kvarlämnade föroreningar kan vara svåra att bedöma i ett långtidsperspektiv. Användning av marken i ett delområde kan ändras, förutsättningarna för spridning till exempel via grundvatten och genom damning kan förändras, föroreningar kan flyttas om vid grävarbeten. I praktiken är det svårt att hantera olika restriktioner för mindre volymer eller ytor. Kraven på bevarande av information om kvarlämnade föroreningar blir höga, för att undvika en felaktig hantering i framtiden.

- **Exponeringen från ett förorenat område bör inte ensam stå för hela den exponering som är tolerabel för en människa.**

Människor exponeras för föroreningar på många olika sätt till exempel via luft, mat, vatten, konsumentprodukter, läkemedel och i arbetsmiljön. Förorenade områden utgör således en av flera källor till exponering för föroreningar. Mot bakgrund av detta anser Naturvårdsverket att föroreningar i mark inte bör teckna in hela det tolerabla dagliga intaget. I miljömålet Giffri miljö uttrycks att den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen ska vara nära noll och för övriga ämnen inte skadliga för människor.

2 Riktvärdesmodell för förorenad mark

2.1 Riktvärdesmodellens uppbyggnad

Metodiken för beräkning av riktvärden bygger på att hänsyn tas till både hälso- och miljörisker kopplade till ett förorenat område. För såväl hälso- som miljörisker inkluderas direkta effekter till följd av direkt kontakt med den förorenade jorden samt indirekta effekter som kan uppstå på grund av spridning av föroreningar.

I riktvärdesmodellen görs beräkning av hälsoriskbaserat riktvärde, riktvärde för skydd av markmiljön och riktvärde för skydd mot spridning till grundvatten respektive ytvatten separat. Ett slutligt riktvärde väljs sedan som det lägsta av de framräknade värdena. Riktvärdet kontrolleras också så att det inte överstiger den halt där fri fas av ett ämne riskerar förekomma i marken. Dessutom görs för vissa ämnen eller ämnesgrupper ett antal justeringar av riktvärdet, till exempel avseende skydd mot akuttoxiska effekter. En schematisk beskrivning av arbetsgången ges i figur 2.1

■ Sammanfattning av kapitel 2

I riktvärdesmodellen och beräkningsprogrammet för riktvärden för förorenad mark tas hänsyn till både de hälsorisker och de miljörisker som ett förorenat område kan orsaka. För såväl hälso- som miljörisker inkluderas effekter till följd av direkt kontakt med den förorenade jorden samt indirekta effekter som kan uppstå på grund av spridning av föroreningar.

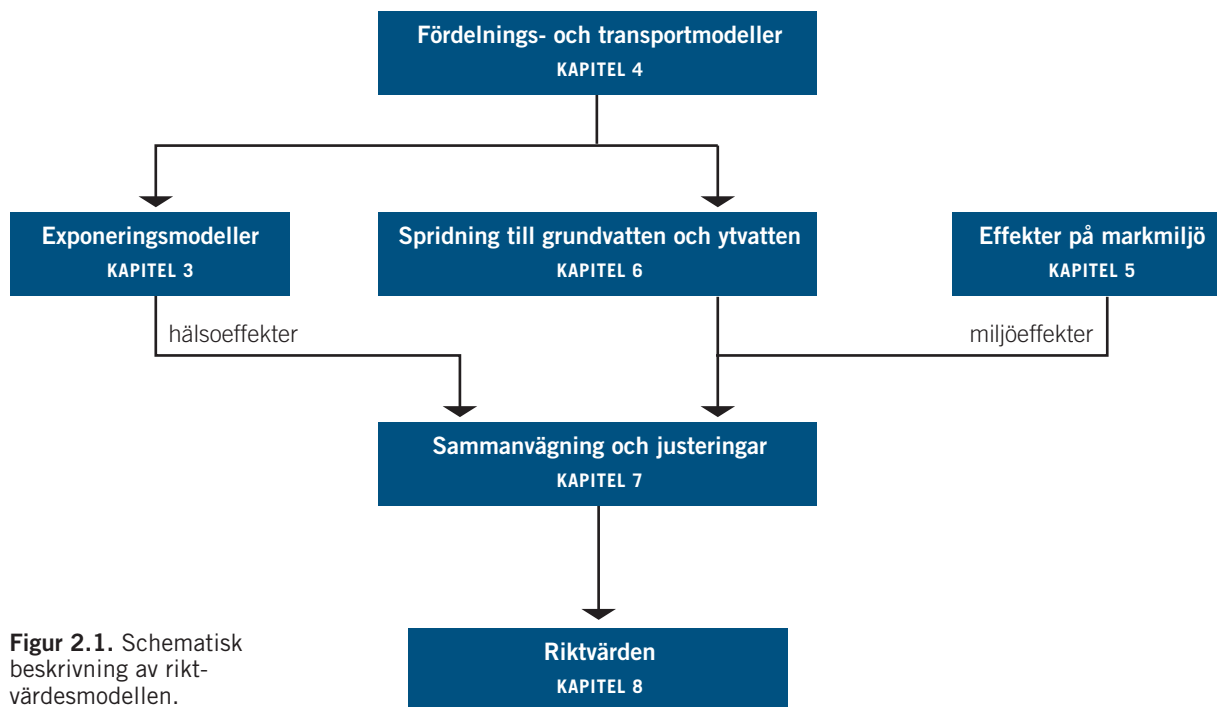
I modellen beräknas ett hälsoriskbaserat riktvärde, ett riktvärde för skydd av markmiljön samt riktvärden för skydd mot förorenings-spridning till grundvatten respektive ytvatten. Det slutliga riktvärdet väljs sedan som det lägsta av de framräknade värdena. Kontroll görs också av att det slutliga riktvärdet inte överstiger den halt där fri fas av ett ämne kan förekomma i marken.

En viktig del när man beräknar riktvärden är den markanvändning som förväntas i området, eftersom

markanvändningen påverkar hur människor kan exponeras för förorening samt vilka krav som ställs på skydd av markmiljön. I riktvärdesmodellen ingår två olika typer av markanvändning, så kallade givna scenarier, för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för mark; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

Beräkningsprogrammet kan användas för att ta fram riktvärden som är anpassade till förutsättningarna för ett specifikt område, så kallade platsspecifika riktvärden. När delmodeller eller data ändras för att beräkna platsspecifika riktvärden är det viktigt att kontrollera riktvärdesmodellens tillämpbarhet, eftersom modellen bygger på antaganden och är giltig under vissa förutsättningar.

Beräkningsprogrammet ger tillsammans med den här rapporten vägledning om bland annat en nivå på det underlag och den dokumentation som är önskvärd när platsspecifika riktvärden tas fram.



Figur 2.1. Schematisk beskrivning av riktvärdesmodellen.

2.2 Markanvändning

En viktig del när riktvärden tas fram är den markanvändning som förväntas på området. Markanvändningen styr de aktiviteter som kan antas förekomma på det aktuella området och därmed vilka grupper som exponeras och i vilken omfattning det förväntas ske. Markanvändningen påverkar även vilka krav som kan ställas på skydd av markmiljön i området. I riktvärdesmodellen används två olika typer av markanvändning för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden:

- Känslig markanvändning, KM, där markkvaliteten inte begränsar val av markanvändning. Alla grupper av människor (barn, vuxna, äldre) kan vistas permanent inom området under en livstid. De flesta markekosystem samt grundvatten och ytvatten skyddas.
- Mindre känslig markanvändning, MKM, där markkvaliteten begränsar val av markanvändning till t.ex. kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas i området under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt. Markkvaliteten ger förutsättningar för markfunktioner som är av betydelse vid mindre känslig markanvändning, till exempel kan vegetation etableras och djur tillfälligt vistas i området. Grundvatten på ett avstånd av cirka 200 meter samt ytvatten skyddas.

Ovanstående typer av markanvändning, KM respektive MKM, kallas i beräkningsprogrammet för givna scenarier. Ibland avviker den förväntade markanvändningen från de förutsättningar som gäller för det generella fallet. Det betyder att andra förutsättningar för exponering av människor, krav på miljön i området eller spridningsförutsättningar kan förväntas i ett område. För dessa fall kan det vara motiverat att ta fram platsspecifika riktvärden.

2.3 Skyddsobjekt

En annan viktig del när riktvärden ska tas fram är de skyddsobjekt som förväntas i och omkring ett förorenat område. I tabell 2.1 presenteras de skyddsobjekt som beaktas för de två generella typerna av markanvändning KM och MKM (de givna scenarierna).

Skyddsobjekt	KM	MKM
Människor som vistas på området	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Markmiljön på området	Skydd av markens ekologiska funktion	Begränsat skydd av markens ekologiska funktion
Grundvatten	Grundvatten inom och intill området skyddas	Grundvatten 200 m nedströms området skyddas
Ytvatten	Skydd av ytvatten Skydd av vattenlevande organismer	Skydd av ytvatten Skydd av vattenlevande organismer

Tabell 2.1. Skyddsobjekt som beaktas för de generella typerna av markanvändning.

2.3.1 SKYDD AV MÄNNISKOR

I riktvärdesmodellen beaktas de huvudsakliga sätt på vilka människor kan exponeras direkt eller indirekt för föroreningar från förorenad jord. Riktvärden för skydd av människor som vistas på området tas fram genom att beräkna en föroreningshalt i marken som innebär att toxikologiska referensvärden inte överskrids (se kapitel 3). En ytterligare förutsättning är att föroreningshalterna i marken inte får vara så höga att barn som äter en mindre mängd jord riskerar att få akuta negativa effekter.

2.3.2 SKYDD AV MARKMILJÖN

Riktvärden för markmiljön anger den föroreningshalt under vilken markecosystemet förväntas ha förmåga att utföra de funktioner som önskas vid den tänkta markanvändningen. Sådana funktioner kan till exempel vara relaterade till mänsklig användning av mark såsom jordbruk och djurhållning, odling av ätliga växter, prydnadsväxter eller växter för att minska damning och erosion. Funktionerna kan också vara relaterade till miljöskydd och till exempel innebära funktioner för kolets och näringsämnenas kretslopp, som möjliggör överlevnad och fortsatt utveckling av ekosystem. Riktvärdena till skydd för markmiljö bygger på en sammanställning och utvärdering av olika ekotoxikologiska data (se kapitel 5).

2.3.3 SKYDD AV GRUNDVATTEN

I riktvärdesmodellen tas hänsyn till risker med förorenat grundvatten på tre sätt:

- Den exponering personer utsätts för som använder grundvatten som dricksvatten beräknas och läggs till den totala exponeringen för att beräkna det hälsoriskbaserade riktvärdet (se avsnitt 3.8).

- De halter som kan uppstå nedströms ett förorenat område får inte överstiga aktuella haltkriterier för grundvatten (se avsnitt 6.1).
- Utströmning av förorenat grundvatten i en sjö eller ett vattendrag hanteras genom att sätta haltkriterier för ytvatten (se avsnitt 6.2).

2.3.4 SKYDD AV YTVATTEN

I beräkningen av riktvärden tas hänsyn till att ytvatten i omgivningen skyddas. Det görs genom att beräkna den maximala föroreningshalten i marken som innebär att givna haltkriterier för ytvatten inte överskrids.

För flertalet ämnen saknas generella haltkriterier för ytvatten. Då har sådana specifikt tagits fram för riktvärdesmodellen (se bilaga 1). Haltkriterier baserar sig i första hand på risken för miljöeffekter samt i fallet för metaller och långlivade organiska ämnen på avvikelse från normalt förekommande halter. För i princip samtliga ämnen är kriterierna för ytvatten lägre än kriterierna för grundvatten (undantaget vissa flyktiga föroreningar). Det innebär att de riktvärden som beräknas för skydd av ytvattenmiljön även ger skydd för människors hälsa i samband med användning av ytvatten som dricksvatten.

Metoden för beräkning av riktvärden för skydd av ytvatten beskrivs närmare i avsnitt 6.3.3.

2.4 Tillämpbarhet och begränsningar

Riktvärdesmodellen är en modell för hur riktvärden för förorenad mark kan beräknas för svenska förhållanden. Till riktvärdesmodellen finns ett Excelbaserat beräkningsverktyg. Beräkningsprogrammet ger tillsammans med den här rapporten vägledning om en lägsta nivå bland annat på underlag och dokumentation som är önskvärd när platsspecifika riktvärden tas fram. Det kan dock finnas andra relevanta verktyg att använda för till exempel riktvärdesberäkningar.

Riktvärdesmodellen bygger på vissa antaganden och den är därför lämplig att använda under vissa givna förutsättningar. När man ska använda riktvärdesmodellen för platsspecifika beräkningar är det viktigt att kontrollera riktvärdesmodellens tillämpbarhet. En viktig begränsning i beräkningsprogrammet är att det inte kan hantera alla typer av förorenade områden som förekommer. Beräkningsprogrammet har gjorts flexibelt så att resultat från andra modeller för spridning och utspädning kan användas vid beräkningarna. Det kommer dock alltid att finnas fall som avviker så mycket från riktvärdesmodellens grundantaganden att programmet inte är tillämpligt. Det är användarens ansvar att göra en bedömning av om beräkningsprogrammet kan användas eller när andra angreppssätt är nödvändiga för en fördjupad riskbedömning (se vidare i Naturvårdsverket, 2009a). Detta kräver att användaren har gedigen kunskap om de antaganden som görs i riktvärdesmodellen (se kapitel 3 till 7).

När delmodeller eller data i riktvärdesmodellen ändras för att beräkna platsspecifika riktvärden är det viktigt att kontrollera modellens tillämpbarhet. Nedan ges några aspekter som bör beaktas:

■ Andra exponeringsvägar

Riktvärdesmodellen beaktar de exponeringsvägar som för flertalet föroreningar i de flesta situationer dominerar exponeringen. Om flera av de viktigaste exponeringsvägarna inte är relevanta för det aktuella området och tas bort från riktvärdesmodellen kan i vissa fall andra exponeringsvägar som inte beaktas i riktvärdesmodellen bli betydelsefulla. Ett sådant exempel är intag av mjölk och kött från boskapsdjur. I en fördjupad riskbedömning bör man överväga om sådana exponeringsvägar kan vara av betydelse för risken och bör beaktas i riskbedömningen. Hur detta kan göras beskrivs i ”Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning” (Naturvårdverket, 2009a).

■ Spridning till omgivningen

Spridning kan innebära att personer eller miljöer i omgivningen utanför det aktuella området exponeras, även om någon exponering inte sker direkt på området. Om exponeringen på det förorenade området är omfattande, är denna vanligtvis styrande för riktvärdet och exponeringen som sker i omgivningen är då ofta av underordnad betydelse. Om däremot endast en mycket liten exponering sker inom det förorenade området bör även exponeringen i omgivningen beaktas, eftersom denna då kan vara styrande för riktvärdet.

■ Uppmätta halter i vatten, luft m.m.

I beräkningsprogrammet kan man utifrån föroreningshalter i jord göra översiktliga uppskattningar av vilka halter som kan uppkomma i kontaktmedier som grundvatten, ytvatten, inomhusluft, växter och fisk. Uppskattade halter i dessa media kan sedan jämföras med halter som uppmätts på det förorenade området för att på så sätt utvärdera modellens beräkningar. Föroreningshalter i verkliga medier kan dock variera mycket i tiden och halter som uppmätts vid enstaka tillfällen representerar inte alltid ett medelvärde. Dessutom kan långsiktig spridning medföra att halter i till exempel grundvatten och ytvatten ökar på sikt. Ändringar av parametrarna i riktvärdesmodellen utifrån uppmätta föroreningshalter bör därför göras med stor försiktighet. Enstaka mätvärden är ofta inte tillräckliga för att motivera ändringar av parametrar i modellen.

2.5 Förändringar i förhållande till tidigare beräkningsmetodik

Naturvårdsverkets rapporter rörande generella riktvärden (Naturvårdsverket, 1997a; 1997b) och branschspecifika riktvärden för bensinstationer (Naturvårdsverket och SPI, 1998) har legat till grund för de delmodeller som redovisas i denna rapport. De tidigare delmodellerna har gått igenom och reviderats. De ändringar som har genomförts är:

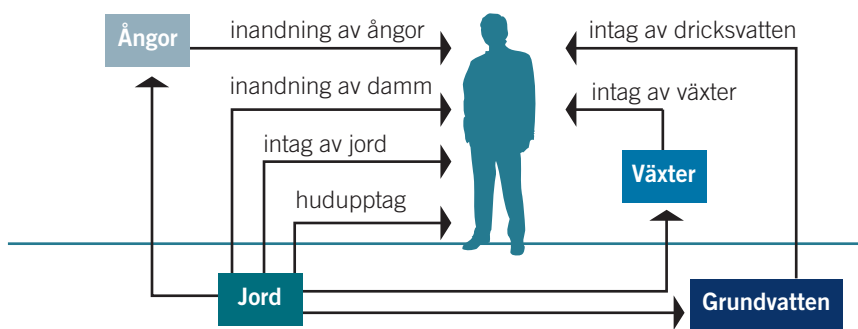
- Urvalet av ämnen har uppdaterats.
- Fysikalisk-kemiska, humantoxikologiska och ekotoxikologiska data för de aktuella ämnena har gått igenom och uppdaterats.

- Data för beskrivning av exponeringen har gått igenom och reviderats.
- Revideringar har gjorts i definitionerna av markanvändningarna. Mindre känslig markanvändning (MKM) inkluderar nu skydd av grundvatten, men tar inte hänsyn till eventuell exponering på grund av intag av förorenat dricksvatten. Den tidigare markanvändningen MKM GV har tagits bort.
- Delmodellen för transport av ångor till inomhusluft har uppdaterats.
- En delmodell för utspädning av ångor till utomhusluft har inkluderats i riktvärdesmodellen.
- Delmodellen för upptag av organiska föroreningar i växter har uppdaterats.
- Justeringen för att ta hänsyn till dricksvattennormer i grundvatten har ändrats.
- Delmodellerna för utspädning i grundvatten har vidareutvecklats.
- Halkriterier för grundvatten och ytvatten har uppdaterats.
- Riktvärdesberäkningarna baserar sig på att maximalt 50 procent av den tolerabla exponeringen bör komma från det förorenade området. För ämnen där den kända bakgrundsexponeringen är betydligt högre såsom bly, kadmium och kvicksilver, har riktvärdesberäkningarna anpassats så att maximalt 20 procent av den tolerabla exponeringen bör komma från det förorenade området. För de långlivade organiska föroreningarna dioxiner och PCB är motsvarande siffra 10 procent.
- En ny delmodell för uppskattning av halter i fisk har tagits fram. Exponeringsvägen ingår inte i beräkningen av riktvärden för mark, men delmodellen beskrivs i denna rapport och kan användas för bedömning av betydelsen av denna exponeringsväg.

3 Hälsoriskbaserade riktvärden

Beräkning av hälsorisker från förorenade områden baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa som vistas i området utsätts för. I modellen beaktas sex olika sätt på vilka människor kan exponeras direkt eller indirekt från förorenad jord, så kallade exponeringsvägar, se figur 3.1.

Exponeringen är beräknad med rimligt försiktiga antaganden. Detta innebär att den beräknade exponeringen kan vara högre än den genomsnittliga på området. Ovanliga beteenden eller andra omständigheter kan också leda till en ännu högre exponering. Sannolikheten för större exponering än den som antagits i modellen är dock låg. Den beräknade exponeringen jämförs sedan med toxikologiska referensvärden för de aktuella föroreningarna. Dessa anger exponeringsnivåer där inga negativa hälsoeffekter förväntas.



Figur 3.1. Exponeringsvägar som beaktas i riktvärdesmodellen för hälsorisker.

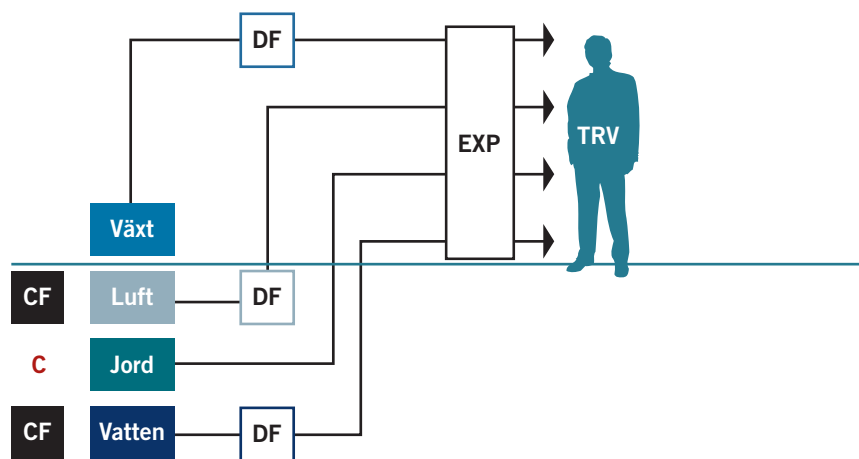
■ Sammanfattning av kapitel 3

Vid beräkning av hälsorisker från förorenade områden görs en uppskattning av den föroreningsexponering som människor som vistas i området kan utsättas för. I modellen för beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden beaktas sex olika sätt som människor kan exponeras för förorenad jord på; intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, inandning av ångor, intag av växter samt intag av dricksvatten. I kapitlet beskrivs de antaganden som görs för de givna scenarierna känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Exponeringen är beräknad med rimligt försiktiga an-

taganden och kan vara högre än den genomsnittliga på området. Detta görs för att säkerställa att människor som på grund av beteende eller andra omständigheter utsätts för en högre exponering också skyddas.

För beräkning av platsspecifika riktvärden görs en genomgång av vilka exponeringsförhållanden som är relevanta för den aktuella markanvändningen. Det är ett sätt att definiera de aktiviteter som ska kunna förekomma vid den givna markanvändningen, utan att det uppkommer risk för hälsoeffekter. Exponeringen bör beräknas för personer som ingår i den grupp som kan få den största exponeringen för föroreningar.

Figur 3.2. Schematisk beskrivning av beräkning av riktvärden avseende hälsa. En förorening i jorden med halt C fördelar sig (CF) i kontaktmedia (jord, luft, växter och vatten). Innan föroreningen når människan sker en viss utspädning (DF). En människa exponeras för en viss mängd av kontaktmediet (EXP) och erhåller då en dos som jämförs med ett toxikologiskt referensvärde (TRV)



Principen för att beräkna den dos människor exponeras för visas i figur 3.2. I beräkningarna ingår att uppskatta:

EXP den genomsnittliga dagliga viktbaserade exponeringen för det förorenade kontaktmediet (jord, luft, vatten eller växter), till exempel intaget av förorenad jord per kg kroppsvikt och dag. Hur denna beräknas för de olika exponeringsvägarna beskrivs närmare i avsnitt 3.3 till 3.9.

CF föroreningens fördelning mellan jord och kontaktmedium (halt i kontaktmedium/halt i jord). Beräkning av fördelningen beskrivs närmare i kapitel 4.

DF den utspädning som sker i kontaktmediet innan föroreningen når människan (halt i kontaktpunkt/halt i källa). Beräkning av utspädningen beskrivs närmare i kapitel 4.

TRV det viktbaserade toxikologiska referensvärdet för föroreningen, (intag av förorening i enheten mg/kg kroppsvikt och dag). Denna parameter beskrivs närmare i avsnitt 3.1.

Den föroreningshalt i jorden (C) som ger en exponering motsvarande det toxikologiska referensvärdet (TRV) beräknas enligt:

$$C = \frac{TRV}{EXP \cdot DF \cdot CF}$$

Denna halt beräknas för varje enskild exponeringsväg och sammanvägs sedan till ett integrerat värde, C_{unadj} . Detta värde justeras därefter med avseende på ett antal andra faktorer som påverkar hälsorisken för att få fram ett hälsoriskbaserat riktvärde, C_{health} (se avsnitt 7.2).

3.1 Bedömning av hälsoeffekter

Bedömningen av hälsoeffekter vid exponering för föroreningar grundar sig på uppskattningar av vilken effekt en given dos har på människor, så kallade dos-responsförhållanden. Dessa används för att fastställa ett tolerabelt dagligt intag, det vill säga ett högsta dagligt intag av förorening som inte bedöms ge upphov till negativa effekter.

3.1.1 ÄMNEN MED TRÖSKELEFFEKTER

För många ämnen bedöms att hälsoeffekter bara uppkommer över en viss dos. Uppskattningar av en sådan tröskeldos eller tolerabel dos bygger på data från djurförsök eller epidemiologiska undersökningar. Osäkerhetsfaktorer används för att ta hänsyn till osäkerheterna i tillgängliga data. Tröskeldosen anges som ett tolerabelt dagligt intag (TDI, mg/kg kroppsvikt och dag) vid oralt intag och för exponering genom inandning som en referenskoncentration i luften (RfC, mg/m³).

Människor exponeras för föroreningar även på annat sätt än via förorenad mark, till exempel via livsmedel, dricksvatten och luft. Eftersom den totala exponeringen inte bör överstiga det tolerabla dagliga intaget anser Naturvårdsverket att ett förorenat markområde inte bör ta hela TDI i anspråk. För beräkning av riktvärden utgår Naturvårdsverket därför schablonmässigt från att maximalt 50 procent av TDI eller RfC får intecknas av exponering från det förorenade området. För ämnen där den kända bakgrundsexponeringen är mycket större än 50 procent, nämligen bly, kadmium och kvicksilver, bör maximalt 20 procent av TDI få komma från det förorenade området och för de långlivade organiska föroreningarna dioxiner och PCB är motsvarande siffra 10 procent. Denna justering görs som ett slutsteg i riktvärdesberäkningen (se kapitel 7).

3.1.2 RISKNIVÅER FÖR ÄMNEN UTAN TRÖSKELEFFEKTER

För ämnen som kan skada arvsmassan, genotoxiska cancerogena ämnen, kan en tröskeldos inte definieras eftersom även en mycket låg exponering ger en liten risk för uppkomst av cancer. Istället antar man att risken att drabbas av cancer är proportionell mot dosen. En acceptabel risknivå för det förorenade området har för dessa ämnen satts till en dos motsvarande maximalt ett extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. Denna nivå anger risken från det förorenade området och någon justering görs i detta fall inte för att exponering även kan ske från andra källor. Vissa typer av markföroreningar förekommer i blandningar med flera olika cancerogena ämnen samtidigt i marken. När riktvärden beräknas för områden med flera olika cancerogena ämnen bör en beräkning eller skattning göras av den sammanlagda risken av blandningen.

Vissa typer av markföroreningar, till exempel polycykliska aromatiska kolväten (PAH), förekommer nästan alltid i blandningar där flera olika cancerogena PAH-föreningar ingår. För att inte risknivån för det förorenade området ska underskattas har Naturvårdsverkets generella riktvärden beräknats för grupper av cancerogena PAH-föreningar, där cancerrisken för de enskilda föreningarna viktats mot typiska sammansättningar. Vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för dessa grupper (PAH-M och PAH-H, se avsnitt 8.2) används risknivån 1 på 100 000. I de fall platsspecifika riktvärden beräknas för enskilda

cancerogena PAH-föreningar används i beräkningsprogrammet risknivån 1 på 1 000 000 för att inte den totala risken ska överstiga den acceptabla nivån.

3.1.3 DATAUNDERLAG

I databasen till modellen för hälsorisker har humantoxikologiska data sammanställts. I första hand har värden från Världshälsoorganisationen (WHO), Amerikanska Naturvårdsverket (US EPA; IRIS), Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) och Institutet för Miljömedicin (IMM) använts. I undantagsfall har data från andra källor använts, till exempel för petroleumkolväten har data från Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group (TPHCWG, 1997b) använts. En närmare beskrivning av använda data, referenser och hur urvalet av data gjorts presenteras i bilaga 1.

Baserat på de humantoxikologiska data har toxikologiska referensvärden (TRV) tagits fram som:

- Tolerabelt dagligt intag (TDI) för ämnen med tröskeleffekter.
- Lågrisknivå (RISK_{or}) för genotoxiska ämnen utan tröskeleffekter.

På motsvarande sätt har toxikologiska referenskoncentrationer i luft (TRC) tagits fram för vissa ämnen, baserat på tolerabla koncentrationer (RfC) eller riskbaserade koncentrationer (RISK_{mh}).

3.1.4 FÖRORENINGARNAS BIOTILLGÄNGLIGHET

En relativ biotillgänglighetsfaktor har införts för flera exponeringsvägar. Biotillgänglighetsfaktorn anger hur stor andel av föroreningen som är biologiskt tillgänglig i förhållande till vad som antagits vid bestämning av det tolerabla dagliga intaget (TDI). Vid bestämning av TDI är ofta inte all förorening biologiskt tillgänglig.

Biotillgängligheten för ett ämne kan vara olika om exponering sker genom intag via munnen, inandning eller hudkontakt. Föroreningar i jord har ofta lägre biotillgänglighet än vad som antagits vid bestämning av det tolerabla dagliga intaget, som ofta baserar sig på intag av föroreningar via mat eller dricksvatten. Relativa biotillgänglighetsfaktorer kan användas för exponering via munnen, vid inandning av damm eller vid hudkontakt. De tar hänsyn till hur den aktuella markföroreningen kan tas upp i kroppens vävnader från mag-tarmkanalen, lungorna eller huden i förhållande till det referensämne som använts för att bestämma TDI.

Biotillgänglighetsfaktorn beror på föroreningens fysikalisk-kemiska form och är därmed platsspecifik. För Naturvårdsverkets generella riktvärden har den relativa biotillgängligheten därför antagits vara 1, det vill säga föroreningen antas ha samma biotillgänglighet som vid bestämning av TDI. Ett omfattande underlag baserat på validerade metoder krävs för att bestämma en platsspecifik biotillgänglighet, se avsnitt 3.11.4.

3.2 Exponeringsvägar och markanvändning

I modellen för hälsorisker ingår sex exponeringsvägar. Omfattningen av exponeringen beräknas utgående från olika exponeringsparametrar. I tabell 3.1 sammanfattas vilka exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för respektive typ av markanvändning.

När man tar fram platsspecifika riktvärden finns möjlighet att förändra vilka exponeringsvägar som beaktas samt också de exponeringsparametrar som används. Som grund finns de exponeringsvägar och exponeringsparametrar som används för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden.

När platsspecifika riktvärden tas fram ska en genomgång göras av vilka exponeringsvägar och spridningsvägar som är relevanta på den aktuella platsen. Det är i detta sammanhang viktigt att beakta långsiktiga risker samt risken för spridning av föroreningar till omgivningen, se vidare diskussion i avsnitt 3.11.

Exponeringsväg	KM	MKM
Intag av jord	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Hudkontakt	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Inandning av damm	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Inandning av ångor	Inomhus	Inomhus
Intag av växter	Intag av egenodlade grönsaker	Inget intag av växter
Intag av dricksvatten	Brunn i direkt anslutning till området	Inget intag av grundvatten

Tabell 3.1. Beaktade exponeringsvägar till människa för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM (givna scenarier).

3.3 Exponeringsmodeller

I följande avsnitt beskrivs de ekvationer som används för att beräkna exponeringen via de olika exponeringsvägar som beaktas i modellen för hälsorisker. Ekvationerna baserar sig på den grundekvation som beskrivs i inledningen till kapitel 3. Resonemang kring val av parametrar för exponeringen ges i bilaga 1. En komplett beskrivning av de parametrar och de ekvationer som används i modellen ges i bilaga 2 och 3. I följande avsnitt beskrivs de antaganden som används för beräkning av exponeringen. För varje exponeringsväg beräknas följande:

- Långtidsexponering av barn per kg kroppsvikt.
- Långtidsexponering av vuxna per kg kroppsvikt.
- Livstidsmedelvärde för exponering viktat över tid som barn och tid som vuxen.

För ämnen med tröskeleffekter används den grupp (barn eller vuxna) som får den högsta långtidsexponeringen. För de flesta exponeringsvägarna i de givna scenarierna är det barn som får den högsta långtidsex-

poneringen. Vid en platsspecifik situation kan andra förhållanden råda. För genotoxiska ämnen används livstidsmedelvärdet för exponeringen. Detta beräknas utgående från den tidsviktade medelexponeringen under en livstid av 80 år.

3.4 Intag av jord

Barn och vuxna som vistas inom förorenade markområden kan få i sig förorenad jord via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering kan ske både inomhus och utomhus. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos små barn på grund av deras ”hand till mun”-beteende.

I riktvärdesmodellen för förorenad mark beräknas exponeringen via intag av jord utgående från:

- det genomsnittliga dagliga intaget,
- antal dygn eller tillfällen exponering sker.

Olika uppskattningar har gjorts av det genomsnittliga intaget av jord. De mest tillförlitliga bedöms vara de undersökningar där utsöndring av vissa spårämnen undersökts. De överväganden som gjorts i val av parametervärden redovisas i bilaga 1.

Exponeringstiden för känslig markanvändning (KM) baserar sig på vistelse i området 365 dagar per år. För mindre känslig markanvändning (MKM) antas ett lägre dagligt intag av förorenad jord samt en kortare exponeringstid. I tabell 3.2 redovisas använda parametrar.

Det bör observeras att det genomsnittliga dagliga intaget baserar sig på långtidsstudier av personer som mer eller mindre frekvent exponeras för jord under delar av dygnet. Exponeringstiden speglar därför längre perioder under vilka man kan exponeras och bör inte justeras utgående från antalet timmar per dygn eller antalet enstaka tillfällen man exponeras.

Envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”direkt intag av jord”, C_{is} [mg/kg], beräknas som:

$$C_{is} = \frac{TRV}{R_{is} \cdot f_{bio-or}} \cdot 10^6$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, $RISK_{or}$.

R_{is} är det genomsnittliga dagliga jordintaget [mg jord/kg kroppsvikt, d], dvs. viktbaserad daglig exponering för icke genotoxiska ämnen eller livstidsmedelvärde för genotoxiska ämnen.

f_{bio-or} är ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid intag av jord [dimensionslös]. För de givna scenarierna är $f_{bio-or} = 1$.

Jordintaget R_{is} , [mg jord/kg kroppsvikt,d], beräknas som:

$$R_{is} = \frac{SI \cdot t_{is}}{365 \cdot m}$$

där:

SI är det dagliga jordintaget [mg/d] för barn eller vuxen.

t_{is} är antal dygn/tillfällen exponering sker [d/år] för barn eller vuxen.

m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Livstidsmedelvärdet av jordintaget som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet enligt:

$$R_{is_int} = \frac{R_{is_child} \cdot T_{child} + R_{is_adult} T_{adult}}{T_{int}}$$

där:

T_{child} är antalet år som barn exponeras [år].

T_{adult} är antalet år som vuxna exponeras [år].

T_{int} är antagen livslängd [år].

	KM	MKM
Barn		
Dagligt jordintag, SI_{child} [mg/d]	120	80
Antal dygn/tillfällen exponering sker, t_{is_child} [d/år]	365	60
Kroppsvikt, m_{child} [kg]	15	15
Viktbaserad daglig exponering, R_{is} [mg jord/kg, d]	8	0,88
Antal år som exponering sker, T_{child} [år]	6	6
Vuxna		
Dagligt jordintag, SI_{adult} [mg/d]	50	20
Antal dygn/tillfällen exponering sker, t_{is_adult} [d/år]	365	200
Kroppsvikt, m_{adult} [kg]	70	70
Viktbaserad daglig exponering, R_{is} [mg jord/kg, d]	0,71	0,16
Antal år som exponering sker, T_{adult}	74	59
Total livslängd	80	80
Livstidsmedelvärde [mg jord/kg, d], R_{is_int}	1,3	0,18

Tabell 3.2. Generella parametrar för beräkning av exponering via direktintag av jord, R_{is}

3.5 Hudkontakt

Exponering genom hudkontakt uppkommer när förorenad jord fastnar på huden och föroreningar tas upp genom huden. Storleken på exponeringen beror av:

- den exponerade hudytan
- mängden jord som fastnar på hudytan
- upptaget av föroreningar genom huden
- antal dygn eller tillfällen exponering sker.

Delmodellen för exponering på grund av hudkontakt med jord och damm baseras på modellen CSOIL som används i Nederländerna (van den Berg, 1995) och en amerikansk modell (MDEP, 1994). I tabell 3.3 redovisas de data som används.

	KM	MKM
Barn		
Ytexponering, SE_{child} [mg/m ²]	2000	2000
Exponerad hudyta, A_{child} [m ²]	0,5	0,2
Daglig hudexponering [mg]	1000	400
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{du-child}$ [d/år]	120	60
Kroppsvikt, m_{child} [kg]	15	15
Antal år som exponering sker, T_{child} [år]	6	6
Viktbaserad daglig exponering, R_{du} [mg jord/kg, d]	22	4,4
Vuxna		
Ytexponering, SE_{adult} [mg/m ²]	2000	2000
Exponerad hudyta, A_{adult} [m ²]	0,5	0,3
Daglig hudexponering [mg]	1000	600
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{du-adult}$ [d/år]	120	90
Kroppsvikt, m_{adult} [kg]	70	70
Antal år som exponering sker, T_{adult} [år]	74	59
Viktbaserad daglig exponering, R_{du} [mg jord/kg, d]	4,7	2,1
Total livslängd	80	80
Livstidsmedelvärde [mg jord/kg, d], R_{du-int}	6	1,9

Tabell 3.3. Parametrar för exponering via hudkontakt, R_{du}

Vistelsetiden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) har satts med hänsyn till att klimatet endast under delar av året tillåter en väsentlig exponering av hud.

Envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”hudkontakt”, C_{du} [mg/kg], beräknas som:

$$C_{du} = \frac{TRV}{f_{du} \cdot R_{du} \cdot f_{bio-du}} \cdot 10^6$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, $RISK_{or}$

f_{du} är den ämnesspecifika relativa absorptionsfaktorn för upptag genom huden [dimensionslös].

R_{du} är den genomsnittliga dagliga hudexponeringen för jord [mg jord/kg kroppsvikt, d], dvs. viktbaserad daglig exponering för icke genotoxiska ämnen eller livstidsmedelvärde för genotoxiska ämnen.

f_{bio-du} är ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid upptag genom huden [dimensionslös]. För de givna scenarierna är $f_{bio-du} = 1$.

Hudexponeringen R_{du} [mg jord/kg kroppsvikt,d] beräknas som:

$$R_{du} = \frac{SE \cdot A \cdot t_{du}}{365 \cdot m}$$

där:

SE är jordexponeringen av huden [mg/m²] för barn eller vuxen.

A är exponerad hudyta [m²] för barn eller vuxen.

t_{du} är antal dygn/tillfällen exponering sker [d/år] för barn eller vuxen.

m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Livstidsmedelvärdet av exponeringen via hudkontakt, R_{du-int} , som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet på samma sätt som för jordintag.

3.6 Inandning av damm

Människor kan andas in finkornigt material som sprids från den förorenade marken. Partiklar i omgivningsluften har olika ursprung såsom trafik, förbränning och långväga transport. Partiklar som har en storlek mindre än 10 µm bedöms kunna nå lungorna. För beräkning av riktvärden beaktas endast inandningsbara partiklar som kommer från det förorenade området. Föroreningshalten i den finfraktion av jorden som kan ge upphov till fina partiklar kan skilja sig från föroreningshalten i den fraktion av jorden som analyseras (oftast fraktionen mindre än 2 mm). Vanligen uppmäts högre halter i finfraktionen. Viktiga parametrar för exponering är:

- halten mineralogena partiklar i luften som andas in, det vill säga halt p.g.a. resuspension av jord
- andel av partiklar som kommer från den förorenade jorden
- andel av partiklarna som är inandningsbara (respirabel fraktion)
- föroreningshalten i inandningsbara partiklar i förhållande till halten i jorden
- andningshastighet
- exponeringstid.

En redovisning av de data som använts ges i tabell 3.4, tabell 3.5 och bilaga 1.

Två olika metoder används för beräkning av exponering på grund av inandning av damm från den förorenade marken. Den första används för ämnen för vilka det finns en toxikologiskt baserad luftkoncentration (Reference Air Concentration, RfC) eller en cancerriskbaserad referenskoncentration, $RISK_{inh}$. Den andra metoden används för ämnen som saknar dessa värden. I detta fall görs en uppskattning av den genomsnittliga dagliga mängd förorening som andas in. Denna jämförs sedan med värdet för tolerabelt dagligt intag (TDI).

3.6.1 ÄMNET MED REFERENSKONCENTRATION I LUFT

För ämnen där en referenskoncentration i luft finns tillgänglig beräknas envägs-koncentrationen i mark, C_{id} [mg/kg], enligt:

$$C_{id} = \frac{TRC}{f_{id-exp} \cdot C_{ad} \cdot f_{bio-inh}} \cdot 10^6$$

där:

TRC är den toxikologiska referenskoncentrationen för icke genotoxiska ämnen, RfC [mg/m³], eller den riskbaserade koncentrationen, $RISK_{inh}$ [mg/m³], för genotoxiska ämnen.

f_{id-exp} är en tidsfaktor som anger andelen vistelsetid på platsen [dimensionslös].

C_{ad} är årsmedelvärdet av halten förorenade partiklar i inandningsluft justerat för anrikning i finfraktionen [mg/m³].

$f_{bio-inh}$ är ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid inandning av damm [dimensionslös]. För de givna scenarierna är $f_{bio-inh} = 1$.

Tidsfaktorn f_{id-exp} [dimensionslös] beräknas som:

$$f_{id-exp} = \frac{t_{id}}{365} t_{exp}$$

där:

t_{id} är vistelsetiden [d/år] för barn eller vuxen.

t_{exp} är andel av tiden exponering sker [dimensionslös].

Årsmedelvärdet av halt förorenade partiklar i inandningsluften justerat för anrikning i finfraktionen, C_{ad} [mg/m³] beräknas som:

$$C_{ad} = C_{d-in} \cdot f_{dust} \cdot f_{d-in} \cdot f_{t-in-id} + C_{d-out} \cdot f_{dust} \cdot f_{d-out} \cdot f_{t-out-id}$$

där:

C_{d-in} är halten av jordpartiklar i inomhusluft [mg/m³].

f_{dust} är anrikningsfaktorn för halten i damm jämfört med jorden i genomsnitt [dimensionslös]. För de givna scenarierna är $f_{dust} = 5$.

f_{d-in} är andelen av partiklar från förorenad jord i inomhusluft [dimensionslös].

$f_{t-in-id}$ är andelen av tiden med vistelse inomhus [dimensionslös].

C_{d-out} är halten av jordpartiklar i utomhusluft [mg/m³].

f_{d-out} är andelen av partiklar från förorenad jord i utomhusluft [dimensionslös].

$f_{t-out-id}$ är andelen av tiden med vistelse utomhus, beräknas som ($f_{t-out-id} = 1 - f_{t-in-id}$) [dimensionslös].

För ämnen med referenskoncentration i luft görs en jämförelse med årsmedelvärdet. Däremot görs ingen beräkning av ett tidsviktat medelvärde över livstiden.

De parametrar som används för beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden, koncentration av damm i luften samt andel av damm från det förorenade området redovisas i tabell 3.4.

	KM	MKM
Halt av jordpartiklar i inomhusluft, C_{d-in} [mg/m ³]	0,0075	0,0075
Halt av jordpartiklar i utomhusluft, C_{d-out} [mg/m ³]	0,01	0,01
Anrikningsfaktor för föroreningar i finfraktion, f_{dust}	5	5
Andel damm från förorenad jord [%], inomhusluft, f_{d-in}	50	50
Andel damm från förorenad jord [%], utomhusluft, f_{d-out}	50	50
Andel av tiden inomhus, $f_{t-in-id}$ [%]	100	100
Årsmedelvärde av halt förorenade partiklar i inandningsluft justerat för anrikning [mg/m ³], C_{ad}	0,019	0,019
Antal dygn/tillfällen exponering sker, t_{id} [d/år]	365	200
Tidsfaktor, t_{exp} [%]	100	33

Tabell 3.4. Parametrar för beräkning av årsmedelvärde av halten damm, C_{ad} , som härrör från det förorenade området, för ämnen med referenskoncentration i luft.

3.6.2 ÄMNINGEN SOM SAKNAR REFERENSKONCENTRATION I LUFT

För ämnen där ett toxikologiskt RfC och $RISK_{or}$ saknas (t.ex. vissa klorfenoler och klorbenser, PCB, dioxin) görs en uppskattning av referenskoncentrationen enligt den metodik som används i CSOIL (van den Berg, 1995).

Envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”inandning av damm”, C_{id} [mg/kg], beräknas enligt:

$$C_{id} = \frac{TRV}{R_{id} \cdot f_{bio-inh}} \cdot 10^6$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen $RISK_{or}$.

R_{id} är genomsnittlig daglig inandning av damm [mg jord/kg kroppsvikt, d], dvs. långtidsinandning för icke genotoxiska ämnen eller livstidsmedelvärde för genotoxiska ämnen.

$f_{bio-inh}$ är ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid inandning av damm [dimensionslös]. För de givna scenarierna är $f_{bio-inh} = 1$.

Den dagliga andningen R_{id} [mg jord/kg kroppsvikt,d] beräknas som:

$$R_{id} = \frac{C_{ad} \cdot BR \cdot LR \cdot t_{id} \cdot t_{exp}}{365 \cdot m}$$

där:

C_{ad} är årsmedelvärdet av halten förorenade partiklar i inandningsluft justerat för anrikning i finfraktionen [mg/m³].

BR är andningshastighet [m³/d].

LR är lungretentionen [dimensionslös].

t_{id} är antal dygn eller tillfällen exponering sker av barn eller vuxna [d/år].

t_{exp} är andel av tiden som exponering sker [dimensionslös].

m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Livstidsmedelvärdet av den dagliga andningen, R_{id-im} , som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet på samma sätt som för jordintag.

	KM	MKM
Barn		
Andningshastighet, BR_{child} [m^3/d]	7,6	7,6
Lungretention, LR_{child} [%]	75	75
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{id-child}$ [d/år]	365	60
Tidsfaktor, t_{exp} [%]	100	33
Kroppsvikt, m_{child} [kg]	15	15
Viktbaserad daglig exponering, R_{id} [mg damm/kg, d]	0,0072	0,00039
Vuxna		
Andningshastighet, BR_{adult} [m^3/d]	20	20
Lungretention, LR_{adult} [%]	75	75
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{id-adult}$ [d/år]	365	200
Tidsfaktor, t_{exp} [%]	100	33
Kroppsvikt, m_{adult} [kg]	70	70
Viktbaserad daglig exponering, R_{id} [mg damm/kg, d]	0,0041	0,00074
Livstidsmedelvärde [mg damm/kg, d], R_{id-int}	0,0043	0,00044

Tabell 3.5. Parametrar för beräkning av genomsnittlig inandning av damm från förorenad jord, R_{id} , för ämnen som saknar referenskoncentration i luft.

3.7 Inandning av ångor

Flyktiga föreningar i mark kan avgå till luften och tränga in i byggnader. Viktiga faktorer för exponeringen är transporthastigheten från marken, utspädningen i inomhus- respektive utomhusluft samt exponeringstiden. Något olika beräkningsmetodik används beroende på om en referenskoncentration (RfC eller $RISK_{inh}$) finns tillgänglig för ett ämne eller inte.

3.7.1 ÄMNEN MED REFERENSKONCENTRATION I LUFT

För ämnen där en referenskoncentration finns tillgänglig jämförs detta värde med den uppskattade luftkoncentrationen. Envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”inandning av ångor”, C_{iv} [mg/kg], beräknas enligt:

$$C_{iv} = \frac{TRC}{f_{iv-exp} \cdot CF_{air} \cdot DF_a} \cdot \frac{1}{1000}$$

där:

TRC är den toxikologiska referenskoncentrationen för icke genotoxiska ämnen, RfC [mg/m^3], eller den riskbaserade koncentrationen för genotoxiska ämnen, $RISK_{inh}$ [mg/m^3].

f_{iv-exp} är tidsfaktorn som anger andelen vistelsetid på platsen [dimensionslös].

CF_{air} är fördelningsfaktorn mellan porluft och jord [kg/l], se avsnitt 4.2.

DF_a är utspädningsfaktorn mellan luft (inomhus eller utomhus) och porluft [dimensionslös]. Den metod som används för att beräkna utspädningsfaktorn beskrivs i avsnitt 4.3. Om exponeringen sker både inomhus och utomhus görs en viktning baserat på andelen tid personen befinner sig inne respektive ute.

Tidsfaktorn f_{iv-exp} [dimensionslös] beräknas som:

$$f_{iv-exp} = \frac{t_{iv}}{365} t_{exp}$$

där:

t_{iv} är antal dygn eller tillfällen exponering sker av barn eller vuxna [d/år].

t_{exp} är andel av tiden som exponering sker [dimensionslös].

För ämnen med referenskoncentration i luft görs en jämförelse med årsmedelvärdet. Däremot görs ingen beräkning av ett tidsviktat medelvärde över livstiden.

3.7.2 ÄMNINGEN SOM SAKNAR REFERENSKONCENTRATION I LUFT

För ämnen där en referenskoncentration saknas beräknas envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”inandning av ångor”, C_{iv} [mg/kg], enligt:

$$C_{iv} = \frac{TRV}{R_{iv} \cdot CF_{air} \cdot DF_a}$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen $RISK_{or}$.

R_{iv} är den genomsnittliga dagliga inandningen av ångor [(mg/kg kroppsvikt, d)/(mg/m³)], dvs. långtidsmedelvärde för inandning av icke genotoxiska ämnen eller livstidsmedelvärde för genotoxiska ämnen.

CF_{air} är fördelningsfaktorn mellan porluft och jord [kg/l].

DF_a är utspädningsfaktorn mellan luft (inomhus eller utomhus) och porluft [dimensionslös]. Den metod som används för att beräkna utspädningsfaktorn beskrivs i avsnitt 4.3. Om exponeringen sker både inomhus och utomhus görs en viktning baserat på andelen tid personen befinner sig inne respektive ute.

Den dagliga inandningen R_{iv} [l/kg kroppsvikt, d] beräknas som:

$$R_{iv} = \frac{1000 \cdot BR \cdot t_{iv} \cdot t_{exp}}{365 \cdot m}$$

där:

BR är andningshastighet [m^3/d].

t_{iv} är vistelsetiden [$d/\text{år}$] för barn eller vuxen.

t_{exp} är andel av tiden som exponering sker [dimensionslös].

m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Livstidsmedelvärdet av den dagliga andningen, R_{iv-int} , som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet på samma sätt som för jordintag.

I tabell 3.6 redovisas de data som används för beräkning av R_{iv} .

	KM	MKM
Barn		
Andningshastighet, BR_{child} [m^3/d]	7,6	7,6
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{id-child}$ [$d/\text{år}$]	365	60
Tidsfaktor, t_{exp} [%]	100	33
Kroppsvikt, m_{child} [kg]	15	15
Viktbaserad daglig inandning, R_{iv} [$l/kg,d$]	510	27
Vuxna		
Andningshastighet, BR_{adult} [m^3/d]	20	20
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{id-adult}$ [$d/\text{år}$]	365	200
Tidsfaktor, t_{exp} [%]	100	33
Kroppsvikt, m_{adult} [kg]	70	70
Viktbaserad daglig inandning, R_{iv} [$l/kg,d$]	290	52
Livstidsmedelvärde [$l/kg,d$], R_{iv-int}	300	31

Tabell 3.6. Parametrar för beräkning av genomsnittlig inandning av ångor, R_{iv} .

3.8 Intag av dricksvatten

Exponering via intag av grundvatten antas ske genom att vatten från en brunn används som dricksvatten och till matlagning. De data som används presenteras i tabell 3.7.

Envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”intag av dricksvatten”, C_{iw} [mg/kg], beräknas som:

$$C_{iw} = \frac{TRV}{DF_{gw-well} \cdot CF_{water-mob} \cdot R_{iw}}$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen $RISK_{or}$.

$DF_{gw-well}$ är utspädningsfaktorn mellan grundvatten och porvatten [dimensionslös], enligt avsnitt 4.4.

$CF_{water-mob}$ är fördelningsfaktorn mellan porvatten och jord [kg/l], se avsnitt 4.2.

R_{iw} är det genomsnittliga dagliga vattenintaget per kroppsvikt [l/kg kroppsvikt, d], dvs. viktbaserat dagligt intag för icke genotoxiska ämnen eller livstidsmedelvärde för genotoxiska ämnen.

Vattenintaget R_{gv} [l/kg kroppsvikt, d] beräknas som:

$$R_{iw} = \frac{WC}{m}$$

där:

WC är genomsnittligt dagligt vattenintag [m³/d].

m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Livstidsmedelvärdet av det dagliga vattenintaget, R_{iw-int} , som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet på samma sätt som för jordintag.

	KM
Barn	
Genomsnittligt dagligt intag, WC_{child} [l/d]	1
Kroppsvikt, m_{child} [kg]	15
Viktbaserad daglig exponering, R_{iw} [l/kg, d]	0,067
Vuxna	
Genomsnittligt dagligt intag, WC_{adult} [l/d]	2
Kroppsvikt, m_{adult} [kg]	70
Viktbaserad daglig exponering, R_{iw} [l/kg, d]	0,029
Livstidsmedelvärde [l/kg, d], R_{iw-int}	0,031

Tabell 3.7. Parametrar för beräkning av intag av grundvatten, R_{iw}

3.9 Intag av växter

Exponering kan ske genom att växter från området som tagit upp föroreningar konsumeras. Det kan vara grönsaker, rotsaker, potatis, bär, frukt och svamp som odlas eller växer vilt. Använda data finns i tabell 3.8.

Envägskoncentrationen i mark för exponeringsvägen ”intag av växter”, C_{ig} [mg/kg], beräknas enligt:

$$C_{ig} = \frac{TRV}{R_{ig} \cdot f_h \cdot K_{pl} \cdot f_{bio-veg}}$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen $RISK_{or}$.

R_{ig} är det genomsnittliga dagliga intaget av växter [kg färsk växt/kg kroppsvikt, d], dvs. viktbaserad daglig exponering för icke genotoxiska ämnen och livstidsmedelvärde för genotoxiska ämnen.

f_h är andelen av växtkonsumtionen som kommer från det förorenade området [dimensionslös].

K_{pl} är koncentrationsförhållandet mellan växt och jord [(mg/kg färsk växt)/(mg/kg torr jord)], se avsnitt 4.6.

$f_{bio-veg}$ är ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid intag av växter [dimensionslös]. För de givna scenarierna är $f_{bio-veg} = 1$. Denna parameter avser biotillgängligheten av föroreningar i växter som konsumeras av människor. Det är inte sannolikt att denna parameter varierar signifikant mellan olika platser. Observera att markföroreningarnas biotillgänglighet för växterna inte beaktas här utan i transportmodellen, se avsnitt 4.6.

	KM
Barn	
Genomsnittligt dagligt intag, CV_{child} [kg/d]	0,25
Kroppsvikt, m_{child} [kg]	15
Viktbaserad daglig exponering [kg växt/kg, d], R_{ig}	0,017
Vuxna	
Genomsnittligt dagligt intag, CV_{adult} [kg/d]	0,40
Kroppsvikt, m_{adult} [kg]	70
Viktbaserad daglig exponering [kg växt/kg, d], R_{ig}	0,0057
Livstidsmedelvärde [kg växt/kg, d], R_{ig-int}	0,0065
Andel konsumtion från det förorenade området [%], f_h	10

Tabell 3.8. Parametrar för beräkning av intag av växter, R_{ig}

Intag av växter R_{ig} [kg färsk växt/ kg kroppsvikt, d] beräknas som:

$$R_{ig} = \frac{CV}{m}$$

där:

CV är genomsnittligt dagligt intag [kg/d].

m är kroppsvikten [kg] för barn eller vuxen.

Livstidsmedelvärdet av det dagliga intaget av växter, R_{ig-int} , som används för beräkning av riktvärden för genotoxiska ämnen beräknas som ett tidsviktat medelvärde över hela livet på samma sätt som för jordintag.

3.10 Intag av fisk

Modellen för hälsorisker tar inte hänsyn till exponering via intag av fisk vid beräkning av riktvärden. Orsaken till detta är att halter i fisk i ytvatten vid förorenade markområden oftast inte direkt kan relateras till föroreningar i marken, utan beror på en rad andra faktorer såsom föroreningshalter i vatten och sediment eller bidrag från andra källor. Exponeringsvägen intag av fisk innefattar en lång rad steg (spridning till ytvatten, fördelning i vattensystemet, upptag i fisk, konsumtionsmönster) och är därmed mycket osäker.

För att ge en möjlighet att bedöma om spridning av föroreningar från ett förorenat markområde riskerar att ge förhöjda halter i fisk kan man i beräkningsprogrammet göra en uppskattning av halter i fisk på grund av spridning av föroreningar (se avsnitt 4.7).

3.11 Att tänka på för platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden

3.11.1 VAL AV EXPONERINGSSCENARIER UTIFRÅN MARKANVÄNDNING

När platsspecifika riktvärden tas fram görs en genomgång av vilka exponeringsförhållanden som är relevanta för den aktuella markanvändningen. Utgångspunkten bör vara de exponeringsscenarioer (dvs. exponeringsvägar, exponeringstider m.m.) som används i riktvärdesmodellen för KM och MKM. Platsspecifika modifieringar av exponeringsscenarioerna kan sedan göras genom:

- justering av vilka exponeringsvägar som beaktas
- justering av exponeringsparametrar.

När man definierar exponeringsförhållanden bör följande beaktas:

- De exponeringsscenarioer som används för att ta fram hälsoriskbaserade riktvärden syftar inte till att i detalj beskriva den exponering som sker i dagsläget. Istället är de ett sätt att definiera de aktiviteter som ska kunna förekomma vid den givna markanvändningen, utan att det uppkommer risk för hälsoeffekter också i ett långsiktigt perspektiv. Vid en hälsoriskbedömning för akuta



Vi får i oss miljögifter varje dag. Det förorenade området får inte fylla upp hela utrymmet för vad vi tål.

situationer är en kartläggning av nuvarande exponeringsrisker motiverad.

- Exponeringen bör beräknas för människor som ingår i den kritiska gruppen, det vill säga den grupp som bedöms få den största exponeringen med hänsyn till lokalisering, kön, åldersfördelning, matvanor, yrkesvanor, typ av bostad, vanor i hemmet och fritidsverksamhet. Den kritiska gruppen behöver inte utgöra en verklig grupp människor som vistas inom området i dagsläget.
- Ovanstående medför att det för beräkning av riktvärden oftast inte är relevant att genomföra detaljerade undersökningar av den verkliga exponeringen på platsen i dagsläget. Istället bör exponeringsparametrarna (t.ex. vistelsetider och exponeringstider) väljas utifrån försiktiga, men rimliga uppskattningar.
- Ovanstående synpunkter gäller beräkningar av hälsoriskbaserade riktvärden för nuvarande och framtida scenarion. Om frågeställningen däremot är hälsorisker för människor som vistas i det förorenade området just nu (även om det senare ska saneras), kan det vara motiverat att göra relevanta undersökningar och skattningar av verklig exponering. Detta för att kunna bedöma eventuella hälsorisker och genomföra en adekvat riskkommunikation.

3.11.2 JUSTERING AV EXPONERINGSVÄGAR

Det är viktigt att bedömningen av vilka exponeringsvägar som är relevanta för olika typer av markanvändning är långsiktig och även beaktar påverkan på omgivningarna. Exempelvis kan damning från förorenade områden orsaka exponering av människor i omgivningarna. Vidare kan jord som i dagsläget ligger otillgänglig för människor genom omblandning senare bli tillgänglig.

Man bör beakta dessa aspekter innan man väljer bort en exponeringsväg från riktvärdesberäkningen. Man bör också alltid överväga om man istället kan justera exponeringsparametrarna. Exempelvis bör man beakta följande:

- Exponeringsvägar bör uteslutas från riktvärdesberäkningen endast om det säkert går att avgöra att de inte är relevanta i ett långtidsperspektiv eller inte är relevanta för markanvändningen i den närmaste omgivningen.
- En bedömning bör göras av om de kvarvarande exponeringsvägarna i riktvärdesberäkningen täcker in förhållandena på det förorenade området och i dess omgivning vid dagens situation och i framtiden på ett tillfredställande sätt.

Ytterligare ett skäl för att vara restriktiv med att helt utesluta exponeringsvägar från riktvärdesberäkningen är att den bygger på en förenkling av de verkliga exponeringsförhållandena. Modellen för hälsorisker beaktar totalt sex exponeringsvägar för människor. Exponeringsvägarna är valda utgående från de markanvändningar som definierats för Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Exponeringsväg	Relevant för	Platsspecifika faktorer	Normalt inte plats-specifika faktorer	Djupberoende
Direkt intag av jord	Alla typer av markanvändning.	Antal dygn eller tillfällen per år vistelse sker i området. Observera att intagsuppskattningar bygger på data för långa tidsperioder.	Mängd jord som intas per dag.	Risk för att komma åt förorenad jord minskar med ökande djup.
Hudkontakt	Alla typer av markanvändning.	Antal dygn eller tillfällen per år som vistelse sker i området.	Exponerad hudyta. Mängd jord på huden.	Risk för att komma åt förorenad jord minskar med ökande djup.
Inandning av damm	Alla typer av markanvändning.	Antal dygn eller tillfällen per år som vistelse sker i området. Dammhalter i luft. Andel förorenad jord i damm.	Mängd luft som andas in per dag.	Damningsbenägenhet minskar med ökande djup.
Inandning av ångor	Alla typer av markanvändning. Störst betydelse om byggnader finns eller planeras.	Antal dygn eller tillfällen per år som vistelse sker i området. Utspädning av porluft i jorden till luft inomhus och utomhus.	Mängd luft som andas in per dag.	Spridning av ångor minskar med ökande djup, men beror också på jordart.
Intag av dricksvatten	Där grundvatten används eller kan komma att användas dricksvatten.	Utspädning till brunn.	Mängd vatten som konsumeras per dag.	Spridning av föroreningar till brunn kan vara djupberoende.
Intag av växter	Där möjligheter till odling finns eller det finns vilda växter.	Växtupptagsfaktorer. Andel hemodlat eller odlat i området.	Mängd växter som konsumeras per dag.	Upptag i växter minskar med ökande djup.

I andra fall kan ytterligare exponeringsvägar vara relevanta. Modellen för hälsorisker tar till exempel inte upp exponering genom intag av djurprodukter som producerats på mark med föroreningar. För de flesta ämnen dominerar risken av en eller två exponeringsvägar, medan de övriga är av underordnad betydelse. Om en viktig exponeringsväg inte bedöms vara relevant för den givna markanvändningen och därför inte beaktas i riktvärdesberäkningen, kan istället andra tidigare underordnade exponeringsvägar komma att dominera. Om dessa inte tas med i beräkningen kan det påverka de platsspecifika riktvärdena avsevärt.

3.11.3 JUSTERING AV EXPONERINGSPARAMETRAR

I specifika fall kan vissa exponeringsvägar ha mindre betydelse, dock utan att de helt bör uteslutas. I dessa fall kan en justering av exponeringsparametrarna göras. Då avses i första hand en väl motiverad justering av exponeringstiden. En sammanställning av platsspecifika faktorer för olika exponeringsvägar ges i tabell 3.9.

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

Tabell 3.9. Platsspecifika faktorer för olika exponeringsparametrar.

3.11.4 RELATIV BIOTILLGÄNGLIGHET

Upptag av föroreningar i kroppen är en komplex process som påverkas av en rad olika faktorer. En platsspecifik bedömning av föroreningarnas relativa biotillgänglighet kräver därför omfattande undersökningar. Olika metoder finns för att uppskatta biotillgänglighet, men ännu saknas enkla validerade standardiserade metoder för att experimentellt bestämma biotillgänglighet (Grøn, 2006). De metoder som finns har testats endast för ett fåtal ämnen. Justeringar av den relativa biotillgängligheten bör därför endast göras om ett tillräckligt underlag finns tillgängligt.

4 Fördelning och transport av föroreningar

4.1 Beräkningarnas omfattning

För många av de exponeringsvägar som beaktas vid riskbedömningar av förorenad mark krävs kännedom om transporten av föroreningen från marken till andra medier där människor och andra organismer kan exponeras. Det handlar till exempel om transport till grundvatten, ytvatten, inomhus- och utomhusluft samt växter. Därför beräknas föroreningskoncentrationen i dessa kontaktmedier. Följande transportvägar beaktas i transportmodellerna:

- transport av ånga från marken till inomhusluft
- transport av ånga från marken till utomhusluft
- transport av föroreningar till grundvatten eller brunnar
- transport av föroreningar till ytvatten
- transport av föroreningar till växter.

I modellen görs även en uppskattning av upptag av föroreningar i fisk.

■ Sammanfattning av kapitel 4

Kapitlet beskriver hur spridning av föroreningar i olika medier hanteras i riktvärdesmodellen. I modellen beräknas föroreningskoncentrationen i olika kontaktmedier. För de givna scenarierna KM och MKM ges data som motsvarar fördelning och spridning för generella förhållanden. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden kan man behöva modifiera riktvärdesmodellens antaganden om fördelning och transport av föroreningar.

För att beräkna ämnenas fördelning mellan jord, luft och vatten i marken används olika ämnesspecifika fördelningsfaktorer. För att uppskatta lakning och därmed spridning av metaller används generella fördelningsfaktorerna (K_d -värden). Dessa är satta för att inte underskatta utlakningen.

Modellen för spridning av ångor gör en uppskattning av diffusionen av ångor och lösta föroreningar i marken samt läckaget av markluft in i byggnader. Modellen för spridning med grundvatten till en brunn nedströms det förorenade området baserar sig på utspädning i de

lösa jordlagren. För bergborrade brunnar gäller andra förutsättningar som kan medföra en större eller mindre utspädning. Modellen tar inte hänsyn till fastläggning av föroreningar i marken som kan fördröja spridningen.

Modellen för spridning till ytvatten beräknar den utspädning som sker när förorening från det förorenade området når en sjö eller ett vattendrag. Beräkningen utgår från att en fullständig omblandning sker i recipienten, men beaktar inte att föroreningar kan ansamlas eller frigöras från sediment, brytas ned eller förångas. Dessa antaganden kan ge missvisande resultat för vattendrag med stor vattenföring, större sjöar eller kustvatten. Därför behöver en rimlighetsbedömning göras av utspädningsfaktorerna vid platsspecifika bedömningar.

Modellen för upptag av föroreningar i växter baserar sig på antagandet att koncentrationen av en förorening i en växt står i jämvikt med föroreningskoncentrationen i marken. För metaller beräknas koncentrationen med hjälp av empiriska växtupptagsfaktorer och för de flesta organiska ämnen med en delmodell.

Fördelningen av föroreningen i jorden beräknas mellan:

- porvatten och jord, $CF_{water-mob}$
- porluft och jord, CF_{air}
- växter och jord, K_{pl} .

Graden av utspädning som sker under transporten beräknas för följande fall:

- porvatten till grundvatten i brunn, $DF_{gw-well}$
- porvatten till ytvatten, DF_{sw}
- porluft till inomhusluft i byggnad, DF_{ia}
- porluft till utomhusluft, DF_{oa} .

4.2 Fördelning av föroreningar i mark

Fördelningen av föroreningen mellan olika faser i marken har stor inverkan på föroreningstransporten till medier där exponering av människa och miljö kan förekomma. Den fördelningsmetod som används i riktvärdesmodellen bygger på fugacitetsmodellen (Mackay och Peterson, 1981). Det är i stort sett samma modell som används för beräkning av riktvärden runt om i världen. Följande antaganden används:

- Föroreningskoncentrationen i mark antas vara konstant med tiden, det vill säga ingen nedbrytning eller borttransport från området sker. Antagandet motiveras av att en mycket liten andel av markföroreningen vanligen försvinner genom borttransport samt de stora osäkerheter som är förknippade med förutsägelser om nedbrytning av organiska substanser. Antagandet är konservativt när det gäller nedbrytbara ämnen där risken baseras på livstidsexponeringen, exempelvis bensen.
- Fördelningen av förorening mellan fasta jordpartiklar, porvattenlösning, löst organiskt kol i porvattnet och porluft antas befina sig i jämvikt. Jämviktskoncentrationerna beräknas med fugacitetsmodellen. Denna modell är konservativ eftersom jämvikt i marken inte alltid uppnås, vilket medför att halten i porvatten och porluft är lägre än de teoretiska jämviktshalterna.
- Koncentrationen av förorening i lösning antas vara proportionell mot halten av förorening som sorberat (fastlagts kemiskt) på jordmaterialet. Fördelningsfaktorn kallas K_d -värde. För organiska ämnen antas K_d -värdet vara proportionellt mot halten av organiskt kol i jorden.
- I riktvärdesmodellen används K_d -värdet för att bestämma utlakningen av föroreningar. K_d -värdet för riktvärdesmodellen baserar sig därför på totalhalten i jorden och inte endast det som är sorberat. Denna fördelningsfaktor har i andra sammanhang betecknats K_{tot} för att inte förväxlas med de parametrar som används för att

bestämma föroreningens rörlighet i mark (Gustafsson m.fl., 2007). I denna rapport används dock beteckningen K_d -värde fortsättningsvis.

- Fördelningen av föroreningen mellan marklösning och porluften av flyktiga ämnen uppskattas med Henrys konstant H , det vill säga kvoten mellan ett ämnes ångtryck och löslighet i vatten.

4.2.1 MATEMATISK BESKRIVNING AV FÖRORENINGSFÖRDELNING I MARK

4.2.1.1 Koncentration löst i porvattnet

Utgångspunkten är föroreningens totalkoncentration i marken, C_s [mg/kg torrsvikt]. Från C_s beräknas koncentrationen löst i porvattnet, C_w [mg/l], enligt:

$$C_w = C_s / \left[K_d + \frac{(\theta_w(1 + K_{DOC}DOC) + \theta_a \cdot H)}{\rho_b} \right]$$

där:

K_d är fördelningskoefficienten mellan jord och vatten [l/kg]

θ_w är jordens vattenhalt [dm³ vatten/dm³ jord]

θ_a är jordens lufthalt [dm³ luft/dm³ jord]

H är Henrys konstant [dimensionslös]

ρ_b är torrdensiteten [kg/dm³]

DOC är halt löst/mobilt organisk kol i grundvattnet [kg/l]

K_{DOC} är fördelningskoefficient mellan löst mobilt organiskt kol och vatten [l/kg]

För organiska ämnen beräknas K_d -värdet enligt:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

där:

K_{oc} är fördelningskoefficienten mellan vatten och organiskt kol [l/kg]

f_{oc} är viktsfraktionen organiskt kol i jorden [dimensionslös]

K_{oc} -värdet bestäms antingen direkt från försöksdata eller beräknas från ämnets fördelningsfaktor mellan oktanol och vatten, K_{ow} [l/kg] (van den Berg, 1995).

Föroreningens fördelning mellan jord och vatten, $CF_{water-mob}$ [kg/l], ges av:

$$CF_{water-mob} = \frac{C_w}{C_s}$$

4.2.1.2 Koncentration av rörlig förorening

För ämnen som binds starkt till organiskt material kan transport med det rörliga organiska materialet vara betydelsefullt för spridningen. För att ta hänsyn till detta beräknas halten av rörlig förorening i marken såsom, C_{w_mob} :

$$C_{w_mob} = C_w (1 + K_{DOC} DOC)$$

där:

DOC är halt löst/mobilt organiskt kol i markvattnet [kg/l]

K_{DOC} är fördelningskoefficienten för mobilt organiskt kol [l/kg]

K_{DOC} ges antingen som en ämnesspecifik parameter eller, om inget värde ges, beräknas den för organiska föroreningar som:

$$K_{DOC} = 0,24 K_{oc}$$

Halten rörlig förorening används för beräkning av spridning till grundvatten och ytvatten. För avgång av ångor eller upptag av föroreningar i växter används koncentrationen av löst förorening.

4.2.1.3 Halt ånga i porluft

Ångkoncentrationen i porluften, C_a [mg/dm³], ges av:

$$C_a = H \cdot C_w$$

Föroreningens fördelning mellan jord och porluft, CF_{air} [kg/l], ges av:

$$CF_{air} = \frac{C_a}{C_s} = H \cdot \frac{C_w}{C_s}$$

4.2.1.4 Halt i jord som kan innebära förekomst av fri fas

Delmodellerna för fördelning av föroreningar i marken tar inte hänsyn till förekomst av föroreningar som en separat fri fas. Föroreningar i fri fas kan leda till en snabb spridning i stor omfattning. I riktvärdesmodellen görs en separat kontroll för att förhindra att riktvärden överskrider den halt där aktuella föroreningar riskerar förekomma i fri fas i marken. De haltgränser i jord där fri fas riskerar uppkomma har beräknats enligt:

$$C_{freephase} = C_{sol} \left[K_d + \frac{(\theta_w + \theta_a \cdot H)}{\rho_b} \right]$$

där:

$C_{freephase}$ är den halt i jorden där risk för fri fas föreligger [mg/kg TS]

C_{sol} är ämnets löslighet i vatten [mg/l]



Mindre känslig markanvändning kan till exempel vara kontor, handel och industri.

För ämnen som har mycket hög löslighet i vatten blir det beräknade värdet på $C_{\text{freephase}}$ mycket högt. Den maximala lösligheten som används i beräkningarna har därför satts till 1 000 mg/l.

För vissa ämnen såsom petroleumkolväten baserar sig riskgränsen för fri fas på empiriska data. Den justering som görs av det slutliga riktvärdet beskrivs i avsnitt 7.3.

4.2.2 FYSIKALISK-KEMISKA DATA

I riktvärdesmodellen ingår en databas med fysikalisk-kemiska data. Databasen redovisas i bilaga 1.

4.2.3 JORDARTER

Fördelningen av föroreningar i marken beror till stor del på jordens egenskaper. För organiska föroreningar är halten organiskt kol viktig för fastläggningen, men även vattenhalt och lufthalt kan vara av betydelse. Lufthalten är viktig för transport av ångor i marken. Givna data i riktvärdesmodellen är anpassade efter en normaltät jord, men modellen ger möjlighet att definiera egna jordarter genom att anpassa indata, se även bilaga 1.

4.3 Transport av ångor från marken

Flyktiga och halvflyktiga föreningar (t.ex. klorerade lösningsmedel, BTEX och kvicksilver) kan transporteras genom marken och tränga in i byggnader där de kan förorena inomhusluften. Även utomhusluften kan påverkas av ångor från marken. Koncentrationen ovanför markytan kommer att vara lägre än koncentrationen i porluften, beroende på begränsningar i transporten av ångor genom marken samt utspädningen i omgivningsluften. Ett konstant förhållande antas råda mellan halten i markluft och halten ovanför markytan. Förhållandet beskrivs med en utspädningsfaktor. Koncentrationen i inomhus- eller utomhusluften ovanför marken, C_{ia} eller C_{oa} [mg/m³], ges av:

$$C_{ia/oa} = C_a \cdot DF_a$$

där:

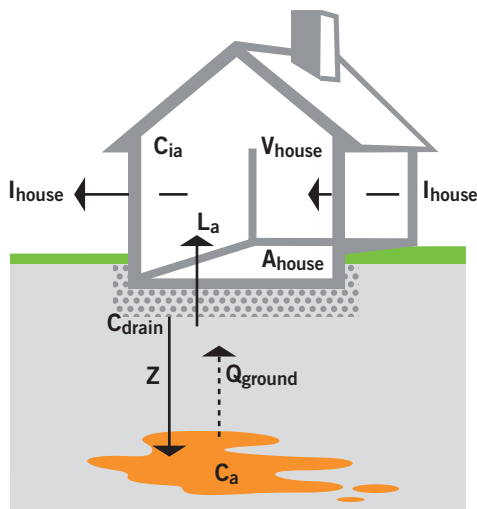
DF_a är utspädningsfaktorn mellan inomhusluft i byggnad (eller utomhusluft) och porluft [dimensionslös].

Hur utspädningsfaktorer tas fram beskrivs nedan.

4.3.1 TRANSPORT AV ÅNGOR GENOM MARKEN IN I BYGGNADER

Utspädningsfaktorn för inomhusluft beräknas med en transportmodell som tar hänsyn till diffusion av ångor genom marken, inläckage av markluft i huset samt luftomsättningen i huset.

Transportmodellen för spridning av ångor in i byggnader förutsätter ett hus med ett underliggande dränerande lager, se figur 4.1. Marken under det dränerande lagret är förorenad på ett visst djup. Transportmodellen baserar sig på att ångor diffunderar genom marken upp till det dränerande lagret. Därifrån kan de sugas in i huset.



Figur 4.1. Schematisk bild av transportmodell för spridning av ångor in i byggnader.

Den mängd förorening som kan diffundera in i inomhusluften från marken under huset per tidsenhet, Q_{ground} [mg/d], bestäms av:

$$Q_{ground} = A_{house} \cdot D_e \cdot \frac{C_a - C_{drain}}{Z}$$

där:

Z är djup till föroreningen [m]

D_e är diffusivitet för ånga i marken, en funktion av porositet och vattenhalt [m^2/d]

A_{house} är yta under huset [m^2]

C_a är koncentration av förorening i porluft i den förorenade jorden [mg/m^3]

C_{drain} är koncentration av förorening i luften i det dränerande lagret [mg/m^3]

Föroreningar antas transporteras genom marken antingen genom diffusion av ångor i luftfyllda porer eller genom diffusion av lösta ämnen i vattenfyllda porer. Båda processerna antas ske parallellt och jämvikt mellan porluft och porvatten antas råda lokalt. Därigenom kan en effektiv diffusivitet beräknas utifrån diffusiviteten i gasfas, diffusiviteten i vattenfas och Henrys konstant. Diffusion i vattenfas har störst betydelse för ämnen med lågt värde (mindre än 0,001) på Henrys konstant.

Diffusiviteten för ämnet i gasfas i marken beror av jordens porositet och andelen luftfyllda porer och beräknas enligt:

$$D_{gas} = D_{0,g} \cdot \frac{\theta_a^{10}}{\varepsilon^2}$$

Diffusiviteten i vattenfas beräknas enligt:

$$D_{water} = D_{0,w} \frac{\theta_w^{\frac{10}{3}}}{\epsilon^2}$$

där:

θ_a är lufthalten i jorden [dimensionslös].

θ_w är vattenhalten i jorden [dimensionslös].

ϵ är jordens porositet [dimensionslös].

$D_{0,g}$ är ämnets diffusivitet i luft [m^2/d].

$D_{0,w}$ är ämnets diffusivitet i vatten [m^2/d].

Den totala ”effektiva” diffusiviteten beräknas enligt:

$$D_e = D_{gas} + D_{water}/H$$

Den mängd förorening som kan ta sig ut från det dränerande lagret, Q_{house} [mg/d] beräknas enligt modellen för radonhalt i hus (Åkerblom m.fl., 1990). Transporten av förorening in i huset ges av:

$$Q_{house} = C_{drain} \cdot L_a$$

Halten av förorening inne i huset, C_{ia} [mg/m^3], bestäms av:

$$C_{ia} = \frac{Q_{house}}{V_{house} \cdot l_{house}} = C_{drain} \cdot \frac{L_a}{V_{house} \cdot l_{house}}$$

där:

L_a är läckage av markluft in i huset [m^3/d].

V_{house} är husets inre volym [m^3].

l_{house} är luftomsättningen i huset [omsättning per dygn].

Med antagandet om att all förorening som diffunderar ut genom marken under huset läcker in i huset ($Q_{ground} = Q_{house}$) kan koncentration i luften i det dränerande lagret elimineras från ekvationerna. Då erhålls ett uttryck för hur halten i porluft förhåller sig till halten inomhus, det vill säga utspädningsfaktorn till inomhusluft, DF_{ia} [dimensionslös]:

$$DF_{ia} = \frac{C_{ia}}{C_a} = \frac{L_a}{V_{house} \cdot l_{house}} \cdot \frac{A_{house} \cdot D_e}{L_a \cdot Z + A_{house} \cdot D_e}$$

Parametrar och data som används i riktvärdesmodellen definieras i tabell 4.1.

Husets inre volym, V_{house} [m ³]	240
Inläckage av markluft, L_a [m ³ /d]	2,4 (0,1 m ³ /h)
Area husgrund, A_{house} [m ²]	100
Luftomsättning i huset, I_{house} [d ⁻¹]	12 (0,5 h ⁻¹)
Diffusivitet i ren luft, $D_{0,g}$ [m ² /d]	0,7 (8·10 ⁻⁶ m ² /s)
Diffusivitet i rent vatten, $D_{0,w}$ [m ² /d]	0,000086 (1·10 ⁻⁹ m ² /s)
Lufthalt i jorden, θ_a [m ³ /m ³]*	0,08
Jordens porositet, ε [m ³ /m ³]*	0,4
Djup till förorening, Z [m]	0,35

* [dimensionslös]

Tabell 4.1. Givna parametrar och data för beräkning av utspädningsfaktorer för inomhusluft

Utspädningsfaktorn kan variera beroende på jordart och djup till föroreningen. Den främsta orsaken till den stora skillnaden i utspädningsfaktorer mellan olika jordarter är variationen i vattenhalt. Diffusion av förorening genom en jord med mycket vattenfyllda porer sker betydligt långsammare än om porerna huvudsakligen är luftfyllda.

Transportmodellen för spridning av ångor in i byggnader beräknar med de givna parametrarna en utspädningsfaktor på cirka 1/10 000 för ämnen med Henrys konstant större än 0,1. Eftersom förhållandet mellan halt i ångfas och halten i vattenfas varierar kraftigt mellan olika ämnen blir utspädningsfaktorn ämnesspecifik. För ämnen med låga värden på Henrys konstant (mindre än 0,001) blir utspädningen lägre, exempelvis pentaklorfenol får en utspädningsfaktor på 1/1300. Det låga värdet på Henrys konstant innebär dock att halterna i ångfas vanligen blir låga.

Transportmodellen för spridning av ångor in i byggnader beräknar bara transport av flyktiga ämnen från förorenad jord. I vissa fall kan flyktiga ämnen spridas med grundvattnet, vilket gör att ångor transporteras upp till markytan även om marken ovanför har låga föroreningshalter. Ett exempel är klorerade lösningsmedel som kan spridas med grundvattnet och påverka andra fastigheter än den ursprungligen förorenade.

4.3.2 TRANSPORT AV ÅNGOR GENOM MARKEN TILL UTOMHUSLUFT

För exponering av ångor utomhus uppskattas utspädningen med en enkel transportmodell som bygger på arbete från Miljöstyrelsen i Danmark (Miljøstyrelsen, 1998). Principen är att föroreningen diffunderar ut från en yta med en hastighet Q_{ground} [mg/s].

$$Q_{ground} = A_f \cdot D_e \cdot \frac{C_a - C_{ground}}{Z}$$

där:

A_f är ytan på det förorenade området [m²].

D_e är den effektiva diffusiviteten för ångor i jorden [m²/s].

Z är djupet till föroreningen från markytan [m].

C_a är koncentrationen i porluften [mg/m³].

C_{ground} är koncentrationen i porluften vid markytan [mg/m^3].

Vid markytan ger gränsskiktet till den strömmande luften också ett motstånd till transport som leder till att flödet [mg/s] kan beskrivas enligt:

$$Q_{ground} = A_f k_v (C_{ground} - C_{surf})$$

där:

C_{surf} är koncentrationen i luften ovanför markytan [mg/m^3].

k_v är överföringskoefficienten för gränsskiktet vid ytan [m/s].

Om dessa ekvationer kombineras får man följande uttryck:

$$Q_{ground} = \frac{(C_a - C_{surf}) A_f}{\left(\frac{Z}{D_e} + \frac{1}{k_v} \right)}$$

Vinden som blåser över ytan ger en utspädning inom en viss blandningshöjd, h . Blandningshöjden beror av sträckan vinden blåser över, l_v , och kan uppskattas vara $0,08 \cdot l_v$ i vindriktningen. Koncentrationen omedelbart på läsidan av området (C_{oa}) blir då:

$$C_{oa} = \frac{Q_{ground}}{b \cdot v \cdot h} = \frac{Q_{ground}}{b \cdot v \cdot 0,08 \cdot l_v}$$

där b är bredden på det förorenade området som vinden blåser över och v är vindhastigheten. Transporten från området blir då koncentrationen gånger tvärsnittsarean som luften rör sig genom vid kanten av på området:

$$Q_{out} = b \cdot 0,08 \cdot l_v \cdot v \cdot C_{oa}$$

Massbalans ger att $Q_{in} = Q_{out}$. Vidare gäller att $A_f = b \cdot l_v$ och dessutom antas att C_{surf} är mycket mindre än C_a , vilket ger:

$$Q_{ground} = Q_{out} \Leftrightarrow b \cdot l_v \cdot \frac{C_a}{\left(\frac{Z}{D_e} + \frac{1}{k_v} \right)} = b \cdot 0,08 \cdot l_v \cdot v \cdot C_{oa} \Leftrightarrow \frac{C_a}{\left(\frac{Z}{D_e} + \frac{1}{k_v} \right)} = 0,08 \cdot v \cdot C_{oa}$$

Utspänningsfaktorn för utomhusluft, DF_{oa} [dimensionslös], definieras som:

$$DF_{oa} = \frac{C_{oa}}{C_a} = \frac{1}{0,08 \cdot v \cdot \left(\frac{Z}{D_e} + \frac{1}{k_v} \right)}$$

I transportmodellen för spridning av ångor till utomhusluft används vindhastigheten $v = 1 \text{ m/s}$ för förhållanden med svag vind. Djupet till föroreningen antas vara $Z = 0,35 \text{ m}$ i de givna scenarierna. Parametern som styr avgången från markytan, k_v har satts till 25 m/d ($0,0003 \text{ m/s}$), vilket

motsvarar förhållandena för en plan yta vid den aktuella vindhastigheten. Antagandet att $b = 0,08 l_v$ gäller inte för obegränsade sträckor, men metoden bedöms ge rimliga resultat för längder upp till cirka 100 meter.

Utspänningsfaktorn för utomhusluft är ämnesspecifik. För ämnen med låga värden på Henrys konstant (mindre än cirka 0,001) kan ämnet transporteras upp mot markytan i vattenfyllda porer vilket ger en lägre utspänningsfaktor. Exempelvis är utspänningsfaktorn till utomhusluft för PAH-H i det generella fallet cirka 1/2000. För vissa parameterkombinationer kan den beräknade utspänningsfaktorn vara lägre för utomhusluft än för inomhusluft. Eftersom låga utspänningsfaktorer uppkommer för ämnen som har mycket låg flyktighet (mycket låga värden på Henrys konstant), blir de halter som uppkommer i utomhusluft låga och denna exponeringsväg har därför normalt underordnad betydelse för riktvärdet.

4.4 Transport av föroreningar till grundvatten

Lakning av föroreningar från jordar och transport av föroreningar i jordar är platsspecifika processer. En rad olika platsspecifika faktorer är avgörande för hur brunnar kan påverkas och dessa kan variera inom vida intervall. Exempel på faktorer är grundvattenbildning, hydraulisk konduktivitet i grundvattenförande lager, topografi samt brunnens kapacitet och typ. Transportmodellen för spridning av föroreningar till grundvattenbrunnar liknar den transportmodell som används i den nederländska HESP-modellen (Shell, 1994) och den beräkningsmodell som används för att ta fram amerikanska markscreeningsnivåvärden (USEPA, 1996). Transportmodellen uppskattar utspädningen mellan porvattnet och grundvattnet i en mindre brunn nedströms det förorenade området och gäller för brunnar i de lösa jordlagren (modellen gäller inte för bergborrade brunnar). Transportmodellen bedöms ge rimliga uppskattningar av föroreningsutspädningen och innehåller en rad platsspecifika parametrar som vid behov kan anpassas till aktuella förhållanden. Följande antaganden görs:

- Föroreningarna lakas ut av infiltrerande nederbörd och transporteras genom jorden ned till grundvattenytan. Föroreningarna kan också lakas ut av grundvatten som passerar genom den förorenade jorden.
- Koncentrationen i porvattnet antas motsvara koncentrationen i jämvikt med totalhalten i jorden med hänsyn till effekten av förorening som binds till rörligt organiskt kol i jorden enligt avsnitt 4.2.
- När det infiltrerande vattnet når grundvattnet sker en utspädning med grundvatten som har sitt ursprung uppströms det förorenade området.
- Under föroreningarnas transport med grundvattnet sker ytterligare utspädning eftersom det förorenade vattnet blandas med vatten som strömmar djupare ned eller vid sidan om föroreningsplymen samt vatten som infiltrerar mellan det förorenade området och brunnen.
- I transportmodellen för spridning av föroreningar till grundvattenbrunnar görs antagandet att ingen fastläggning av föroreningar sker under transporten samt att det inte förekommer någon nedbrytning av föroreningar.

- I transportmodellen för spridning av föroreningar till grundvattenbrunnar tas ingen hänsyn till eventuell utspädning som kan ske om brunnen även har upptagsområden som inte är förorenade.
- Transportmodellen för spridning av föroreningar till grundvattenbrunnar tar ingen hänsyn till att andra föroreningskällor kan påverka samma grundvattenakvifer.

4.4.1 UTSPÄDNINGSFAKTOR FÖR FÖRORENING OVANFÖR GRUNDVATTENYTAN

I figur 4.2 presenteras en schematisk bild av delmodellen som används för beräkning av utspädningsfaktorn om föroreningen ligger i markytan ovanför grundvattennivån.

Koncentrationen av föroreningen i brunnen, $C_{gw-well}$ [mg/l], beräknas enligt:

$$C_{gw-well} = DF_{gw-well} \cdot C_{w-mob}$$

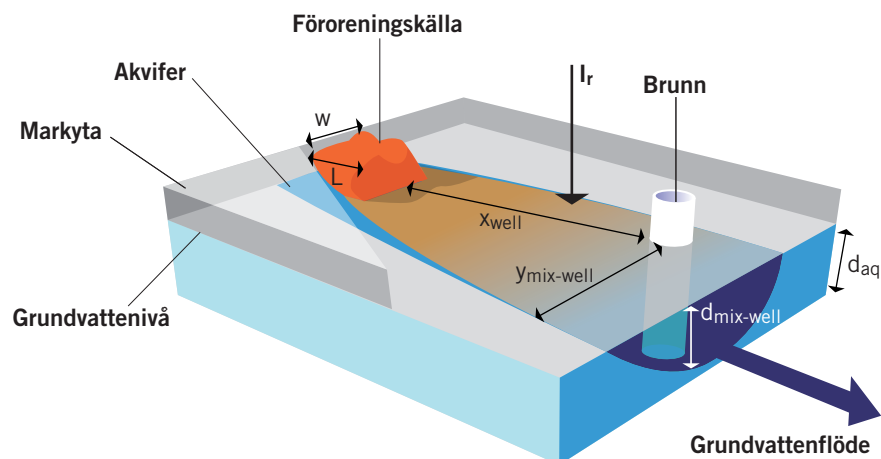
I ekvationen är C_{w-mob} halten av rörlig förorening i marken [mg/l], se avsnitt 4.2.

Utspädningsfaktorn $DF_{gw-well}$ [dimensionslös] beräknas enligt följande:

$$DF_{gw-well} = \frac{L \cdot I_r \cdot W}{K \cdot i \cdot d_{mix-well} \cdot (2 \cdot y_{mix-well} + W) + (W + y_{mix-well}) \cdot (L + x_{well}) \cdot I_r}$$

där:

- L är längden av det förorenade området i flödesriktningen [m].
- I_r är grundvattenbildningen [m/år].
- W är bredden av det förorenade området vinkelrätt flödesriktning [m].
- K är den hydrauliska konduktiviteten hos jorden [m/år].
- i är den hydrauliska gradienten [m/m].
- $d_{mix-well}$ är tjockleken på blandningszonen [m].



Figur 4.2. Delmodell för beräkning av utspädningsfaktor för brunn nedströms ett förorenat område där föroreningen ligger ovanför grundvattennivån.

$y_{mix-well}$ utgör tillsammans med bredden på det förorenade området (W) utbredningen av blandningszonen [m].

x_{well} är avståndet från det förorenade området till brunnen [m].

d_{aq} är akviferens mäktighet [m].

Tjockleken ($d_{mix-well}$) respektive utbredningen ($y_{mix-well}$) av blandningszonen ges av följande uttryck:

$$d_{mix-well} = \sqrt{0,0112 \cdot (L + x_{well})^2 + d_{aq}} \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{(L + x_{well}) \cdot I_r}{K \cdot i \cdot d_{aq}}\right) \right]$$

$d_{mix-well}$ kan dock inte överstiga akviferens mäktighet d_{aq} .

$$y_{mix-well} = \sqrt{0,0112 \cdot (L + x_{well})^2}$$

4.4.2 UTSPÄDNINGSFAKTOR FÖR FÖRORENING UNDER GRUNDVATTENTYTAN

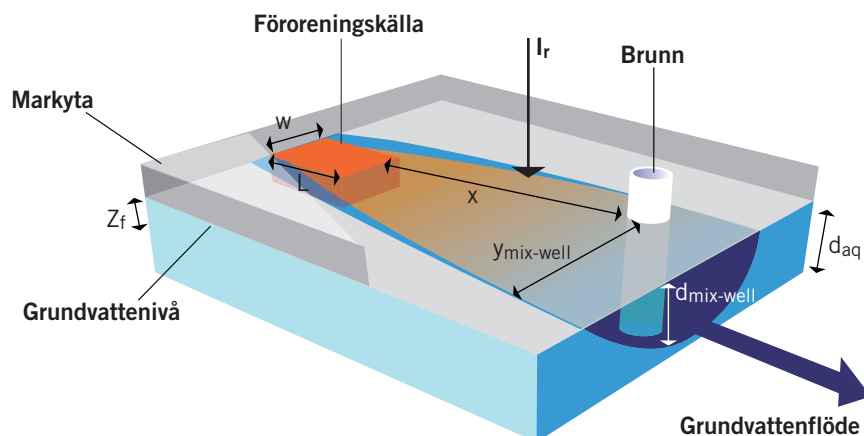
I figur 4.3 presenteras en schematisk bild av delmodellen som används för beräkning av utspädningsfaktorn om föroreningen ligger under grundvattentytans nivå.

När markföroreningen ligger under grundvattentytans nivå beräknas koncentrationen av föroreningen i brunnen, $C_{gw-well}$ [mg/l], enligt följande:

$$C_{gw-well} = DF_{gw-well} \cdot C_{w-mob}$$

I ekvationen är C_{w-mob} koncentrationen av mobila föroreningar i grundvatten [mg/l], se avsnitt 4.2. Utspädningsfaktorn $DF_{gw-well}$ [dimensionslös] beräknas enligt:

$$DF_{gw-well} = \frac{W \cdot Z_f}{(2 \cdot y_{mix-well} + W) \cdot d_{mix-well}}$$



Figur 4.3. Delmodell för beräkning av utspädningsfaktor för brunn nedströms ett förorenat område där föroreningen ligger under grundvattentytan.

där:

W är bredden av det förorenade området [m]

Z_f är djupet av förorenad mark under grundvattnets nivå [m]

$d_{mix-well}$ är tjockleken på blandningszonen där förorenat vatten späds med infiltrerande nederbörd [m]. Parametern $d_{mix-well}$ beräknas enligt ekvation i avsnitt 4.4.1.

$y_{mix-well}$ utgör tillsammans med bredden på det förorenade området (W) utbredningen av blandningszonen där förorenat vatten späds med infiltrerande nederbörd [m]. Parametern $y_{mix-well}$ beräknas enligt ekvation i avsnitt 4.4.1.

4.5 Transport av föroreningar till ytvatten

I transportmodellen för spridning av föroreningar till ytvatten beräknas de halter som kan uppkomma i en ytvattenrecipient. Spridningen till ytvatten hanteras i riktvärdesmodellen genom att anta att förorenat porvatten transporteras med grundvattnet till en ytvattenrecipient. Beräkningen bygger således på den sammantagna utspädningen mellan det förorenade området och ytvattenrecipienten. Beräknade föroreningshalter i ytvattnet jämförs sedan med haltkriterier för ytvatten. Transportmodellen för spridning av föroreningar till ytvatten bygger på följande antaganden:

- Hänsyn tas inte till fördröjning eller nedbrytning av föroreningar under transporten till recipienten.
- En fullständig omblandning av det förorenade vattnet antas ske i recipienten.
- Ansamling av föroreningar i sediment eller frigörelse av föroreningar från sediment beaktas inte.
- Bakgrundshalter i ytvattnet eller andra källor som belastar ytvattnet ingår inte i transportmodellen för spridning av föroreningar till ytvatten.
- Förångning och nedbrytning av föroreningar när de nått ytvattnet beaktas inte.

4.5.1 UTSPÄDNINGSFAKTOR FÖR FÖRORENING OVANFÖR GRUNDVATTENYTAN

För föroreningar ovanför grundvattenytan antas utlakning av föroreningar från jorden ske med infiltrerande nederbörd, som för med sig föroreningarna i en halt som motsvarar jämviktskoncentrationen. Utspädningsfaktorn beräknas som kvoten av den infiltrerande nederbörden som passerat jord med förorening och vattenföringen i vattendraget.

Föroreningskoncentrationen, C_{sw} [mg/l], i ett ytvatten nedströms ett förorenat område beräknas enligt:

$$C_{sw} = DF_{sw} \cdot C_{w_mob}$$

I ekvationen är C_{w_mob} koncentration av rörlig förorening i porvattnet [mg/l] inklusive sådant som är bundet till rörligt organiskt kol, se avsnitt 4.2. Utspädningsfaktorn DF_{sw} [dimensionslös] beräknas enligt följande:

$$DF_{sw} = \frac{L \cdot I_r \cdot W}{Q_{sw}}$$

där:

L är längden av det förorenade området i flödesriktningen [m].

I_r är grundvattenbildningen [m/år].

W är bredden av det förorenade området [m].

Q_{sw} är flödet i vattendraget [m³/år].

För utflöden till sjöar kan flödet Q_{sw} beräknas utgående från sjöns volym och omsättningshastighet enligt:

$$Q_{sw} = \frac{V_{lake}}{t_{lake}}$$

där:

V_{lake} är sjöns volym [m³]

t_{lake} är sjöns omsättningstid [år]

4.5.2 UTSPÄDNINGSFAKTOR FÖR FÖRORENING UNDER GRUNDVATTENYTAN

När markföroreningen ligger under grundvattenytans nivå antas utlakning av föroreningar ske med grundvattenflödet genom den förorenade jorden. Utspädningsfaktorn beräknas som kvoten av grundvattenflödet som passerar jord med förorening och vattenföringen i vattendraget.

Utspädningsfaktorn DF_{sw} [dimensionslös] beräknas enligt följande:

$$DF_{sw} = \frac{K \cdot i \cdot W \cdot Z_f}{Q_{sw}}$$

där:

K är den hydrauliska konduktiviteten hos jorden [m/år].

i är den hydrauliska gradienten [m/m].

W är bredden av det förorenade området [m].

Z_f är djupet av förorenad mark under grundvattnets nivå [m].

4.6 Upptag av föroreningar i växter

Växter på förorenade områden kan ta upp föroreningar via rötterna, genom deponering av jordpartiklar på växtens ytor eller genom upptag av ångor genom växtytan. Metoder för att uppskatta föroreningskoncentrationen i växter i förorenade områden är under utveckling. Delmodellen

för upptag av föroreningar i växter baserar sig på antagandet att koncentrationen av en förorening i en växt står i jämvikt med föroreningens koncentration i marken. Växtupptagsfaktorn beskriver föroreningarnas jämviktskoncentration i växten. I delmodellen för upptag av föroreningar i växter används en växtupptagningsfaktor för att representera upptaget till växtens rottdelar, BCF_{root} , och en faktor för växtens ovanjordssdelar (blad, stam och frukt) BCF_{stem} .

4.6.1 METALLER

För metaller beror växtupptagsfaktorer (BCF_{root} och BCF_{stem}) i stor utsträckning på miljöfaktorer och markförhållanden som pH, redoxpotential, innehåll av organiskt material och lerinnehåll. I delmodellen för upptag av metaller i växter har empiriska data för växtupptagsfaktorer använts. Dessa värden anges som förhållandet mellan torrsviktshalten föroreningar i växten och torrsviktshalten i jorden, BCF_d . Den totala biokoncentrationsfaktorn för metaller [(mg/kg färsk växt) / (mg/kg torr jord)] ges av:

$$K_{pl} = r_{stem} \cdot BCF_{stem-d} \cdot f_{leaf} + r_{root} \cdot BCF_{root-d} \cdot f_{root}$$

där r_{stem} respektive r_{root} är förhållandet torrsvikt-färsksvikt för bladgrönsaker respektive rotsaker. De faktorer för växtupptag som används redovisas i bilaga 1.

4.6.2 ORGANISKA ÄMNEN

För huvuddelen organiska ämnen beräknar delmodellen för upptag av organiska ämnen växtupptaget i olika delar av växten. Delmodellen tar hänsyn till olika processer för upptag, omfördelning och avgång från olika växtdelar och beräknas utifrån föroreningens kemiska egenskaper (fördelningen oktanol-vatten, K_{ow}). Delmodellen har uppdaterats utifrån den utveckling som har skett av modeller för växtupptag (RIVM, 2001; Trapp, 2002; ECB, 2003). Upptaget i rötter beskrivs som en jämviktprocess där upptag bland annat beror på växtens halt organiskt kol. Upptaget i växtens delar ovan jord sker genom transport från roten samt även upptag och avgång mellan bladytor och omgivande luft. För en närmare beskrivning, se bilaga 3.

Modellen för organiska ämnen beräknar BCF-värden baserade på förhållandet mellan färsksviktshalten föroreningar i växten och halten i jordens porvatten BCF_f . Därför måste även hänsyn tas till hur stor andel av föroreningen som finns i porvattnet. Den totala biokoncentrationsfaktorn, K_{pl} [(mg/kg färsk växt) / (mg/kg torr jord)] ges av:

$$K_{pl} = \left(BCF_{stem-f} \cdot f_{leaf} + BCF_{root-f} \cdot f_{root} \right) \frac{\rho_b}{\theta_w + K_d \cdot \rho_b + H \cdot \theta_a}$$

där:

f_{leaf} är andel av växtkonsumtionen som utgörs av blad- och stjälkgrönsaker [dimensionslös].

f_{root} är andel av växtkonsumtionen som utgörs av rotfrukter [dimensionslös].

Den sista delen av ekvationen beskriver fördelningen mellan jord och porvatten med definition enligt avsnitt 4.2. Växtkonsumtionen antas bestå av 50 procent blad- och stjälkgrönsaker och 50 procent rotfrukter.

4.6.3 OORGANISKA ÄMNEN UTOM METALLER

För oorganiska ämnen som inte är metaller antas att föroreningshalten i växtens vätska är densamma som i jordens porvatten. BCF_{stem-f} och BCF_{root-f} motsvarar i detta fall torrsubstanshalten i växten såsom $(1 - r)$. Den totala växtupptagsfaktorn beräknas sedan på samma sätt som för organiska ämnen.

4.7 Upptag av föroreningar i fisk

Delmodellen för upptag av föroreningar i fisk ingår inte riktvärdesmodellen för de generella fallen KM och MKM, men delmodellen finns att tillgå i beräkningsprogrammet. Delmodellen bygger på att föroreningshalten i fisk uppskattas med hjälp av en biokoncentrationsfaktor. Det är samma metodik som i den norska riktvärdesmodellen (SFT, 1999) och i den nederländska modellen SEDISOIL (Bockting m.fl., 1996).

För metaller och andra oorganiska ämnen finns litteraturdata angivna för biokoncentrationsfaktorn, $BCF_{fish} [(mg/kg \text{ våtvikt}) / (mg/l)]$. Data finns för de flesta metaller.

För organiska ämnen beräknas biokoncentrationsfaktorn utgående från ämnets K_{ow} -värde och uppskattad fetthalt i fisk enligt:

$$BCF_{fish} = I_{fish} \cdot K_{ow}$$

där I_{fish} är fetthalten i fisk [viktfraction].

På samma sätt som i SEDISOIL har BCF_{fish} begränsats så att om $\log K_{ow} > 6$ beräknas biokoncentrationsfaktorn enligt:

$$BCF_{fish} = I_{fish} \cdot 10^6$$

Halten i fisk, C_{fish} [mg/kg], beräknas som:

$$C_{fish} = C_{sw} BCF_{fish}$$

där C_{sw} är föroreningskoncentrationen i ytvatten.

Användning av delmodellen ger en grov uppskattning av vilka föroreningshalter som kan förekomma i fisk i en recipient vid ett förorenat område. Om beräkningar med delmodellen indikerar att höga föroreningshalter kan förekomma i fisk, bör detta kontrolleras med mer detaljerad modellering eller genom direkta mätningar (till exempel analys av fiskvävnad eller organ). Använda parametrar redovisas i bilaga 1.

4.8 Att tänka på för platsspecifika riktvärden för transport och spridning

4.8.1 PLATSSPECIFIKA K_d -VÄRDEN

Mobiliteten av metaller varierar kraftigt beroende på förorenings kemiska form, markens egenskaper och markkemin. De generella fördelningsfaktorerna (K_d -värden) som används för metaller i riktvärdesmodellen är satta för att inte underskatta rörligheten av metallerna och därmed spridningen till omgivningen. Vid en platsspecifik riskbedömning kan det ibland finnas skäl att revidera fördelningsfaktorerna. Fördelningsfaktorer (K_d -värden) kan utvärderas från lakförsök, men även genom en jämförelse mellan uppmätta halter i jord och i grundvatten.

Inför lakteter och utvärdering av K_d -värden bör följande noteras:

- Utlakning är en storskalig egenskap och lakteter kan därför göras på samlingsprover. Provet bör inte innehålla jord av olika karaktär eller föroreningsinnehåll.
- Tester bör göras på jord med olika föroreningsinnehåll, eftersom det kan påverka lakningsegenskaperna.
- Lakteter ger ofta något högre K_d -värden än vad som kan förväntas i marken beroende på att vattenmängden i laktetet är större än i marken. Detta ger en utspädning av förorening som lätt lakar ut.
- Vid sammanvägning av flera lakteter bör harmoniska medelvärden användas (se bl.a. Gustafsson m.fl. 2007). Aritmetiska medelvärden kan ge för låg vikt till enskilda prover med låga K_d -värden, som bidrar signifikant till spridningen.

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

Generellt gäller att båda metoderna för uppskattning av platsspecifika K_d -värden innehåller felkällor som kan innebära att lakningen i ett långtidsperspektiv underskattas. En samlad analys bör göras av de data som finns tillgängliga, till exempel resultat av lakteter som jämförs med uppmätta halter i mark och i grundvatten. Tonvikten bör läggas på de lägre K_d -värden som metoderna ger. Om den integrerade analysen visar att lakbarheten för ett ämne avviker väsentligt (mer än cirka 50 till 100 procent) från den som anges av generella ämnesdata kan en platsspecifik justering av fördelningsfaktorerna vara motiverad. Eventuella framtida förändringar i lakbarheten, exempelvis beroende på förändrad markkemi (pH, redox, halt organiskt material) beskrivs inte direkt av lakförsök utan måste bedömas med andra metoder.

Metoder för att ta fram plats specifika K_d -värden har behandlats i flera projekt inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering (Elert m.fl., 2006, Elert m.fl., 2008, Gustafsson m.fl., 2007).

För organiska ämnen beräknas K_d -värdet från ämnets K_{oc} -värde samt halten organiskt kol i marken. I en plats specifik bedömning bör därför halten organiskt kol i marken undersökas. Det värde som används i rikt-värdesmodellen för halten organiskt kol bör ligga i intervallet 0,5 till 15 viktsprocent (se vidare bilaga 1).

4.8.2 TRANSPORT AV ÅNGOR IN I BYGGNADER

När transportmodellen för spridning av ångor in i byggnader används för framtagning av plats specifika riktvärden är det viktigt att ta hänsyn till följande:

- De jordegenskaper som ska användas för att beräkna spridningen gäller för markskiktet som ångorna passerar innan de når markytan, det vill säga mellan föroreningen och markytan.
- Transportmodellen för spridning av ångor in i byggnader beaktar endast diffusion av ångor och lösta föroreningar i marken. Om värme- eller gasbildande processer förekommer i marken kan transporten genom marken vara högre. Transportmodellen beaktar inte strömmande vatten i marken. Uppåtriktad vattenströmning i den omättade zonen ovanför grundvattenytan kan ske på grund av kapillära effekter. Detta medför en mer effektiv transport av förorening och kan medföra lägre utspädningsfaktorer.
- Om förorening ligger under grundvattenytan bör parametern Z (djupet till föroreningen) inte sättas större än djupet till grundvattenytan. Detta eftersom lösta föroreningar kan transporteras med det strömmande vattnet, vilket går väsentligt snabbare än diffusion.
- Transportmodellen för spridning av ångor in i byggnader beräknar inte förångning från förorenat grundvatten. Spridning av flyktiga föroreningar med grundvattnet kan innebära att byggnader som ligger i omgivningen, även långt utanför det förorenade området, kan påverkas av ånginträngning. Därför bör en riskbedömning av flyktiga föroreningar även innefatta analys och bedömning av halter i grundvattnet. Den beräkningsmetodik som används i transportmodellen kan även anpassas för att beräkna risker för transport av ångor från förorenat grundvatten.
- Läckage av markluft in i byggnader kan variera kraftigt beroende på byggnadens konstruktion och status. Brister i tätningar kan ge höga inflöden av markluft. För befintliga hus är mätningar i inomhusluft (eventuellt tillsammans med mätningar av porluft) att föredra framför modellering.

Olika åtgärder kan vidtas för att minska inträngning av markluft. En genomgång av bostäder som radonsanerats ger viss information av effektiviteten av åtgärder (Clavensjö, 2002). Undersökningen visar att radonsanering ger en minskning av halten radon inomhus med i

genomsnitt cirka sju gånger i villor och cirka tre gånger i lägenheter. Spridningen är stor, totalt cirka 3 till 30 gånger (10-percentil och 90-percentil). Viktigt är också att beakta åtgärdernas långsiktighet. Uppföljning av resultat efter radonsaneringar visar att efter 20 år så har radonhalterna ökat igen i cirka hälften av bostäderna. I en fjärdedel av bostäderna var ökningen mer än 20 procent. Den kvarvarande minskningen är cirka sex gånger för villor och två och en halv gånger för lägenheter.

4.8.3 TRANSPORT AV FÖRORENINGAR I GRUNDVATTNET

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

Utspädningsfaktorn beräknas med en enkel hydrologisk modell som tar hänsyn till infiltration och grundvattenflöde i en jordkvarter. Modellen är inte anpassad för att beräkna utspädning till bergbore brunnar. Med riktvärdesmodellen är det möjligt att få orimligt höga utspädningsfaktorer genom att ansätta vissa kombinationer av parametervärden, som var för sig inte är orimliga. Till exempel om höga hydrauliska konduktiviteter kombineras med kraftiga gradienter. Därför behöver en rimlighetsbedömning av uppskattade utspädningsfaktorer göras i alla platsspecifika beräkningar. Detta kan göras genom enkla vattenbalansberäkningar eller hydrologiska modeller. Till stöd för denna jämförelse redovisar riktvärdesmodellen grundvattenflödet samt den totala mängden som infiltrerar i det förorenade området.

4.8.4 TRANSPORT AV FÖRORENINGAR TILL YTVATTEN

Transportmodellen för spridning av föroreningar till ytvatten har begränsningar som bör beaktas när platsspecifika data för utspädningen till ytvatten tas fram. Hänsyn bör exempelvis tas till att:

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

Transportmodellens begränsningar blir mest tydliga då den tillämpas på vattendrag med stor vattenföring, vilket ger höga utspädningsfaktorer. I sådana fall kan transportmodellens beräknade ytvattenhalter motsvara haltkriterierna trots att beräkningarna visar att orimligt stora föroreningsmängder släpps ut i recipienten.

De antaganden som görs om fullständig omblandning innebär att delmodellen kan ge missvisande resultat för vattendrag med stor vatten-

föring, större sjöar eller kustvatten. Med den totala vattenföringen eller vattenomsättningen får man en överdrivet stor utspädning, vilket gör att delmodellen för transport av föroreningar till ytvatten ”tillåter” utsläpp av stora föroreningsmängder, se vidare avsnitt 6.3.3.

4.8.5 UPPTAGSFAKTOR FÖR VÄXTER

För de fall där tillförlitliga empiriska data finns kan BCF_{stem-d} och BCF_{root-d} ges direkt som indata. I detta fall anges för alla typer av föroreningar (metaller, organiska och oorganiska ämnen) BCF-värden som förhållandet torrsviktshalten föroreningar i växten och torrsviktshalten i jorden.

Det är viktigt att noga kontrollera enheten när BCF-värden från olika datakällor används, eftersom BCF-värden kan definieras utgående från halten färskvikt eller torrsvikt växt samt utgående från halt per torrsvikt jord eller från halten i porvattnet.



Tänk på att förorenings-
spridning till en vanlig sjö kan
påverka kvaliteten i sjöar och
vattendrag långt från det
förorenade området.

5 Riktvärden för skydd av markmiljön

5.1 Riktvärden baserade på effekter i markmiljön

Riktvärdet för skydd av markmiljön betecknas E_{onsite} [mg/kg].

E_{onsite} har tagits fram för två skyddsnivåer för markmiljön, Känslig Markanvändning (KM) och Mindre Känslig Markanvändning (MKM). Miljöriktvärdena för de två skyddsnivåerna betecknas med E_{KM} respektive E_{MKM} .

5.1.1 METODIK FÖR ATT TA FRAM RIKTVÄRDEN FÖR MARKMILJÖ

Riktvärden för skydd av markmiljön indikerar en föroreningshalt under vilken ekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta markanvändningen. Riktvärdena baseras på dos-effektdata från ekotoxikologiska studier, som till exempel enartstester eller studier av ekologiska processer. De data som används är så kallade

■ Sammanfattning av kapitel 5

Kapitlet redovisar hur riktvärden för skydd av markmiljön beräknas. Riktvärden för skydd av markmiljön anger den föroreningshalt i jorden under vilken ekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta markanvändningen. Riktvärdena baseras på ekologiska kvalitetskriterier framtagna av myndigheter i flera olika länder. Två metoder används för att ta fram kvalitetskriterierna. Den första metoden går ut på att påverkan på arter eller ekologiska processer beskrivs med en statistisk fördelning framtagen ur resultat från ekotoxikologiska tester. Den andra metoden går ut på att det lägsta värdet av tillgängliga toxicitetsdata dividerat med en säkerhetsfaktor används. Den senare metoden används när dataunderlaget är begränsat.

Riktvärden för effekter i markmiljön har tagits fram för två skyddsnivåer för markmiljön, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Riktvärdena baseras på skydd av markmiljön som motsvarar skydd av 75 procent av marklevande arter för känslig markanvändning (KM) och 50 procent av marklevande arter för mindre känslig markanvändning (MKM). Skydd av 75 procent av arterna innebär dock

inte automatiskt att 25 procent av arterna påverkas.

Metoden för att ta fram riktvärden för skydd av markmiljön bygger på en samlad utvärdering av resultat från generella ekotoxikologiska tester på ett urval av arter. Det är därmed svårt att anpassa till platsspecifika förutsättningar. Vidare är det tillgängliga dataunderlaget bristfälligt för många ämnen, vilket gör det svårt att uppskatta säkerhetsmarginalen till nivåer där negativa effekter uppkommer.

Kraven som ställs på skydd av markfunktion kan i viss mån göras platsspecifika genom högre eller lägre krav jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM eller MKM. Det är dock mindre lämpligt att till exempel definiera olika skyddsnivåer för markmiljön för olika djup i marken. Jordens betydelse för markens totala ekologiska funktion avtar med djupet i en omfattning som beror på jordartsförhållanden, hydrologiska förhållanden och typ av ekosystem, men det är hela jordprofilen som utgör ett ekologiskt system. Markekosystemet avgränsas inte heller i plan av att olika användningsområden på markytan förekommer, utan samverkan sker mellan olika delområden.

icke-effekt-koncentrationer (NOEC) det vill säga föroreningshalt vid vilken inga negativa effekter observerats. I de fall tillgängliga data är begränsade kan andra data användas, till exempel föroreningshalt där 50 procent av testorganismerna visar negativa effekter. Dessa data omräknas för att motsvara icke-effektnivån, oftast med hjälp av säkerhetsfaktorer.

När man tar fram riktvärden för skydd av markmiljön bör data från marklevande organismer användas. När dataunderlaget är bristfälligt extrapoleras i vissa fall data från andra media, till exempel används ekotoxikologiska data för vattenlevande arter när data för marklevande arter är otillräckliga. De studerade effekterna bör också verka på populationsnivå (t.ex. på reproduktion, förändrad tillväxt eller beteende). Tester där subletala (icke-dödliga) effekter studeras är att föredra framför tester som mäter överlevnad eller dödlighet. Vidare är tester med kronisk exponering att föredra framför tester med exponering endast under en kortare tid.

TVå huvudmetoder används för att ta fram en föroreningshalt i miljö som motsvarar en acceptabel effektgrad.

- **Fördelningsmetoden:** Påverkan på arter eller ekologiska processer beskrivs med en statistisk fördelning framtagen från tillgängliga testresultat. Fördelningen anger andelen skyddade arter eller processer som funktion av halt. Ofta används en normal- eller log-normalfördelning. Riktvärdet motsvarar en viss punkt på fördelningen. Vilken punkt som används beror på riktvärdets syfte och vad som ses som en acceptabel grad av miljöskydd eller effekt.
- **Säkerhetsfaktormetoden:** Säkerhetsfaktorer används främst när tillgängliga data är begränsade. Ofta används det lägsta värdet av tillgängliga toxicitetsdata dividerat med en säkerhetsfaktor. Värdet på säkerhetsfaktorn väljs för att ta hänsyn till typen av toxicitetsdata, mängden och spridningen av data bland olika funktionella eller taxonomiska grupper samt farligheten av föroreningen.

Den första metoden, fördelningsmetoden, är en mer kvantitativ metod eftersom den uppskattar hur stor andel av arterna i ekosystemet som skyddas. Metoden ställer ofta högre krav på dataunderlagets omfattning och spridning över olika organismgrupper. Av statistiska skäl krävs minst fyra toxicitetsdata från olika taxonomiska grupper för att göra en artkänslighetsfördelning. Vid färre än fyra data används en säkerhetsfaktor. Det finns stor risk att överskatta risken med säkerhetsfaktorer om dataunderlaget är mycket bristfälligt. I dessa fall bestäms säkerhetsfaktorer ofta utifrån policybeslut snarare än utifrån ämnets toxicitet.

När riktvärden för skydd av markmiljön har tagits fram har även tillgängliga riktvärden framtagna för grupper av organismer högre upp i näringskedjan (däggdjur och fåglar) tagits med i bedömningen.

Olika skyddsnivåer används för känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM). För känslig markanvändning sätts skyddsnivån så att markens förmåga att utföra ekologiska processer (till exempel markandning och omsättning av näringsämnen) inte begränsas. I riktvärdesmodellen utgår man från att 75 procent av de marklevande arterna skyddas vid KM. För vissa föroreningar finns även fältdata som visar att markprocesserna inte påverkas om 75 procent av arterna skyddas.

För att beräkna den halt förorening i marken som innebär att 75 procent av arterna skyddas från negativa effekter används artkänslighetsfördelningar (för arter eller markprocesser), för de ämnen där sådana finns. Eftersom fördelningarna bygger på icke-effekt-koncentrationer kan detta ge en säkerhetsmarginal vid uppskattning av riskerna. Detta medför också att ett skydd av 75 procent av arterna inte är det samma som att 25 procent av arterna skulle påverkas negativt, det vill säga skyddet kan vara större.

Vid mindre känslig markanvändning bör marken kunna stödja de ekologiska funktioner som krävs av markanvändningen, till exempel odling av prydnadsväxter, gräs och annan vegetation för att förhindra damning och erosion. Djur bör också tillfälligt kunna vistas inom området. Riktvärden har därför valts som motsvarar skydd av 50 procent av marklevande arter. Även i detta fall används artkänslighetsfördelningar om sådana finns tillgängliga för att beräkna de halter i marken där 50 procent av arterna skyddas från negativa effekter.

5.1.2 DATAUNDERLAG

Riktvärdena för skydd av markmiljö och en beskrivning av hur de tagits fram ges i bilaga 1. Miljöriktvärdena motsvarar en god bedömning utifrån det i dagsläget befintliga, tillgängliga dataunderlaget. De är dock inte beräknade på samma vetenskapliga grund som de hälsoriskbaserade riktvärdena.

5.2 Att tänka på för platsspecifika riktvärden för markmiljön

5.2.1 PLATSSPECIFIKA KRAV PÅ SKYDD AV MARKMILJÖN

Kraven som ställs på skydd av markfunktion kan i viss mån göras platsspecifika, med högre eller lägre krav jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM. I omgivningar som har högt skyddsvärde eller som är viktiga för den biologiska mångfalden (t.ex. skyddade områden, riksintressen för naturvärden, Natura 2000-områden och liknade, eller i omgivningar som idag är lite eller måttligt belastade av föroreningar) bör kraven på skydd av markmiljön vara höga.

I tydligt belastade områden (exempelvis tätorter) bör kraven på skydd av markmiljön vara hög för känsliga markanvändningar, till exempel bostadsområden och grönområden.

Vid mindre känsliga markanvändningar (industriområden, affärsområden, större vägar) är markmiljön ofta redan påverkad av olika verksamheter. Jorden eller markmaterialet som ger begränsade förutsättningar för att återskapa en miljö som kan stödja naturliga funktioner och andra förutsättningar än föroreningssituationen kan också omöjliggöra eller försvåra etablering av växter och djur, till exempel när marken utgörs av en del typer av fyllnadsmassor. I sådana områden är det inte alltid lika motiverat med höga skydds krav på markmiljön. Det är dock mycket viktigt att beakta riskerna för spridning och omgivningspåverkan av föroreningarna, i kort och långt tidsperspektiv.

Den modell som används för att ta fram riktvärden för skydd av markmiljön bygger på en samlad utvärdering av resultat från generella

ekotoxikologiska tester av ett urval av arter och är därmed svår att anpassa till platsspecifika förutsättningar. Vidare är det tillgängliga data-underlaget bristfälligt för flera ämnen, vilket gjort det svårt att fastställa vilken föroreningshalt i marken som motsvarar en given skyddsnivå. Därmed är det också svårt att uppskatta säkerhetsmarginalen till nivåer där negativa effekter uppkommer.

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

5.2.2 SKYDD AV MARKMILJÖN PÅ OLIKA DJUP

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

5.2.3 SKYDD AV MARKMILJÖN I OLIKA DELOMRÅDEN

Markekosystemet avgränsas inte av olika användningsområden på markytan eftersom samverkan sker mellan olika delområden. Olika krav på skydd av markmiljön bör därför inte ställas för delområden med begränsad storlek. Exempelvis är det rimligt att skyddskravet på markmiljön är lika under såväl bostadshus som småvägar och lekparkar inom ett nyetablerat bostadsområde.

Under hus och hårdgjorda ytor är den biologiska aktiviteten lägre på grund av den begränsade tillgången på vatten och ljus. Markfauna finns dock även där. För att riktvärdena för skydd av markmiljön ska ge ett mått på behovet av skydd även på lång sikt bör de antaganden som görs i första hand utgå från att alla ytor inom ett sammanhängande område har samma nivå av skydd. En eventuell platsspecifik anpassning som innebär att inte skydda eller reducera skyddet av markekosystemet inom delar av ett område bör motiveras väl. Det är bland annat viktigt att beakta långsiktighet, tillgänglighet och möjlighet att vid behov återkomma med efterbehandlingsåtgärder, samt hur man kvarhåller information om föroreningar som lämnats kvar. Man ska också tänka på att riskerna för spridning och omgivningspåverkan alltid bör beaktas.

6 Riktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten

6.1 Riktvärden för skydd av grundvatten

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

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

■ Sammanfattning av kapitel 6

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark ingår en beräkning av vilka föroreningshalter i mark som kan innebära påverkan på grundvatten och ytvatten kring det förorenade området. Detta kapitel beskriver hur riktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten beräknas och vilka förutsättningar som de baseras på.

Naturvårdsverkets generella riktvärden beaktar skydd av ytvatten i omgivningen och skydd av grundvatten i direkt anslutning till eller nedströms det förorenade området beroende på om det avser känslig eller mindre känslig markanvändning.

De haltkriterier för grundvatten som används i modellen är satta för att skydda människor som konsumerar vattnet som dricksvatten från hälsoeffekter. Haltkriterierna motsvarar halva dricksvattennormen. För en del ämnen tas även hänsyn till att grundvatten som

dricksvatten kan bli otjänligt på grund av lukt och smak och haltkriterierna anpassas då utifrån detta.

Haltkriterierna för ytvatten är satta så att negativa effekter på växt- och djurliv undviks. De baseras på första hand på risken för miljöeffekter, eller som i fallet för metaller och långlivade organiska ämnen, på avvikelse från normalt förekommande halter i ytvatten.

Vid framtagande av platsspecifika riktvärden för grundvatten och ytvatten kan en modifiering av haltkriterierna ibland vara motiverad. Det kan för grundvatten till exempel vara aktuellt om grundvattenformationen har högt skyddsvärde, föroreningskällan inte är ensam om att bidra till förorening eller om höga bakgrundshalter redan förekommer i det grundvatten som skyddas. För ytvatten kan haltkriterierna modifieras för att ta hänsyn till skyddsvärdet, att föroreningar kan ansamlas i bottensediment eller att ytvattnet belastas av fler föroreningskällor.

När riktvärden för förorenad mark tas fram ingår en beräkning av vilka föroreningshalter i mark som kan innebära påverkan på grundvattnet kring det förorenade området.

6.1.1 METODIK FÖR ATT TA FRAM RIKTVÄRDEN FÖR SKYDD AV GRUNDTVATTEN

Vid beräkning av riktvärden är det viktigt att grundvatten nedströms området skyddas. I riktvärdesmodellen skyddas grundvatten genom att beräkna den maximala föroreningshalten i marken, som innebär att haltkriterier för grundvatten inte överskrids.

Den föroreningshalt i marken som ger en halt i grundvattnet nedströms och som motsvarar de satta haltkriterierna betecknas C_{GW} [mg/kg]. Koncentrationen beräknas som:

$$C_{GW} = \frac{C_{crit-gw}}{DF_{gw-protect} \cdot CF_{water-mob}}$$

där:

$C_{crit-gw}$ är haltkriterium för skydd av grundvatten [mg/l]

$DF_{gw-protect}$ är utspädningsfaktorn porvatten-grundvatten [dimensionslös], se avsnitt 4.4.

$CF_{water-mob}$ är faktorn för fördelning vatten-jord [kg/l], se avsnitt 4.2.

Eftersom det saknas generella haltkriterier för grundvatten har ämnes-specifika värden tagits fram för modellen för skydd av grundvatten, se bilaga 1. Dessa värden har baserats på dricksvattennormer från Livsmedelsverket eller WHO. I de fall dricksvattennormer saknas har en uppskattning av dricksvattennormen gjorts, baserat på det tolerabla dagliga intaget (TDI) och utifrån att endast en andel av TDI bör komma från konsumtion av dricksvatten. De haltkriterier som används i riktvärdesmodellen utgår från en halt som motsvarar 50 procent av dricksvattennormen.

För vissa ämnen kan smak- och luktproblem uppstå vid lägre halter än de som ger hälsoeffekter. Motsvarande nivåer har i vissa fall använts som haltkriterium för grundvatten, då relevanta hälsoriskbaserade värden inte kunnat tas fram.

6.2 Riktvärden för skydd av ytvatten

Vid beräkningen av riktvärden med riktvärdesmodellen omfattas alltid skydd av ytvatten i omgivningen till ett förorenat område. Detta görs genom att beräkna den maximala föroreningshalten i marken som innebär att haltkriterier för ytvatten inte överskrids.

Riktvärdet för effekter i ytvattenmiljön, $E_{offsite}$ [mg/kg], är den föroreningshalt i marken som ger en koncentration motsvarande haltkriteriet i ett närbeläget ytvatten. Beräkningen görs enligt:

$$E_{\text{off site}} = \frac{C_{\text{crit-sw}}}{DF_{\text{sw}} \cdot CF_{\text{water-mob}}}$$

där:

$C_{\text{crit-sw}}$ är haltkriterium för skydd av ytvatten [mg/l], se bilaga 1.

DF_{sw} är utspädningsfaktorn porvatten-ytvatten [dimensionslös], se avsnitt 4.5.

$CF_{\text{water-mob}}$ är fördelningsfaktorn mellan porvatten och jord [kg/l], se avsnitt 4.2.

Haltkriterierna för ytvatten, $C_{\text{crit-sw}}$, är satta så att negativa effekter på växt- och djurliv undviks. Eftersom det för flertalet ämnen saknas generella haltkriterier för ytvatten har sådana specifikt tagits fram för modellen för skydd av ytvatten. Haltkriterierna i riktvärdesmodellen baserar sig i första hand på risken för miljöeffekter eller för metaller och långlivade organiska ämnen på avvikelse från normalt förekommande halter i sjöar och vattendrag (se bilaga 1). För majoriteten ämnen är kriterierna för ytvatten lägre än dricksvattennormerna, vilket innebär att de riktvärden som beräknas för skydd av ytvattenmiljön ofta även innebär skydd för människors hälsa i samband med användning av ytvatten.

6.3 Att tänka på för platsspecifika riktvärden för grundvatten och ytvatten

6.3.1 NÄR GRUNDVATTEN BÖR SKYDDAS

Grundvattnet är en viktig naturresurs vars kvalitet är skyddsvärd för framtida generationer. Miljömålet Grundvatten av god kvalitet innebär bland annat att alla vattenförekomster som används för uttag av dricksvatten och som ger mer än tio kubikmeter per dygn i genomsnitt eller betjänar mer än 50 personer ska uppfylla gällande svenska normer för dricksvatten av god kvalitet, med avseende på föroreningar orsakade av mänsklig verksamhet.

De grundvattenformationer som nationellt klassas som viktiga för nuvarande och framtida vattenförsörjning har ett särskilt högt skyddsvärde, men även mindre grundvattenresurser bör skyddas för framtida behov. Högre krav på vattnets kvalitet än dricksvattennormen kan ställas om detta är motiverat.

Skydd av grundvatten för dricksvattenändamål är inte alltid motiverat vid ett förorenat område. Om grundvattnet redan av andra skäl inte är tjänligt som dricksvatten eller bevattningsvatten och inte heller kan förväntas bli tjänligt ens efter vattenbehandling inom en överskådlig tid bedöms inte skydd av grundvatten för dricksvattenändamål vara motiverat. Andra krav på grundvattnet kan dock ställas av hänsyn till miljöaspekter, exempelvis när grundvattnet är spridningsväg till ytvatten eller ger påverkan på andra ekosystem såsom våtmarker.

Kartläggning av grundvattenmagasin skyddsvärda som naturresurser har utförts av Sveriges geologiska undersökning (SGU). Dock kan även andra grundvattenmagasin än de som ingår i SGU:s kartläggning vara

skyddsvärda naturtillgångar. Grundvattenmagasin kan också betraktas som betydelsefulla eftersom de till exempel utgör källor för våtmarker och ytvatten.

6.3.2 NIVÅER FÖR SKYDD AV GRUNDVATTEN

De nivåer för skydd av grundvatten som används i riktvärdesmodellen utgår från skydd av människors hälsa. Nivåerna är för de flesta ämnen satta utifrån hälften av dricksvattennormen. Dessa ligger vanligen långt över de bakgrundshalter som förekommer i grundvatten. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden bör dock hänsyn tas till bakgrundshalter i omgivande grundvattnen och till grundvattenmagasinets storlek och skyddsvärde. Det syftar till att markföroreningen inte bör ge ett oacceptabelt halttillskott eller orsaka en oacceptabel belastning på grundvattnet. Exempel på fall där nivåerna för skydd av grundvatten bör justeras vid framtagning av platsspecifika riktvärden är:

- Områden som redan tidigare har höga bakgrundshalter i grundvattnet på grund av naturlig eller antropogen påverkan. I sådana fall kan haltkriterierna behöva justeras, eftersom det finns en mindre marginal till de halter där negativa effekter kan uppkomma. Exempelvis kan haltkriterierna justeras så att det förorenade området endast tar en mindre andel av det totala tillgängliga föroreningsutrymmet i anspråk.
- Stora grundvattenmagasin där en höjning upp till halva dricksvattennormen innebär ett stort tillskott av förorening mängdmässigt. Där bör en uppskattning göras av den belastning som det förorenade området har på grundvattnet.
- Förekomst av speciellt prioriterade föroreningar för vilka en ökad belastning på grundvattnet som leder till höjning av bakgrundsnivåerna är oönskad.
- Förorenade områden som delas in i delområden som belastar samma grundvattenmagasin. I dessa fall kan inte varje delområde "tillåtas" förorena grundvatten till halva dricksvattennormen, utan den totala utlakningen från hela området till grundvatten måste bedömas.
- Grundvatten som är förorenat med flyktiga ämnen och kan medföra exponering genom avgång av ångor som tränger in i byggnader inom eller utanför det förorenade området.
- Förorenat grundvatten som används för bevattning eller andra ändamål.
- Förorenat grundvatten som rinner ut i våtmarker eller andra utströmningsområden. Detta kan medföra en anrikning av föroreningar som innebär risker för hälsa och miljö.

6.3.3 SKYDD AV YTVATTEN

De ytvatten som förekommer i Sverige är i liten utsträckning påverkade av föroreningar och har generellt ett högt skyddsvärde. Även där det närliggande ytvattnet inte bedöms vara direkt skyddsvärt är det förbundet med andra ytvatten och kan bidra till den diffusa föroreningsbelastningen. Särskilt högt skyddsvärde har sjöar och vattendrag med känsliga biotoper eller arter. Många ytvatten används också som dricksvattentäkter eller för rekreation, bad och fiske. Det är således viktigt att riktvärden för förorenad mark beaktar skydd av ytvatten.

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

- Recipienten och recipienter nedströms har ett annat (högre eller lägre) skyddsvärde.
- Recipienten redan är belastad av andra föroreningskällor. Här bör hänsyn tas till vad en ökad belastning kan innebära för den aktuella recipienten och nedströms liggande recipienter.
- Recipienten är en vattentäkt. Då bör en särskild bedömning göras, speciellt om recipienten påverkas av flera föroreningar eller flera föroreningskällor. De haltkriterier för ytvatten som finns i modellen för skydd av ytvatten syftar främst till skydd av livet i vatten samt till skydd mot ökad belastning av vattendragen. För nästan samtliga ämnen är kriterierna för ytvatten lägre än dricksvattennormerna (undantaget vissa flyktiga föroreningar). Det innebär att de riktvärden som beräknas för skydd av ytvattenmiljön även innebär skydd för människors hälsa i samband med användning av ytvatten.

För beräkning av platsspecifika riktvärden, speciellt i de fall där utspädningen till ytvatten väsentligt avviker från den som används för de givna scenarierna KM och MKM (cirka 1/4 000), bör följande beaktas:

- Mängden föroreningar som släpps ut. För vattendrag med mycket hög vattenförling beräknar modellen för spridning till ytvatten en omfattande utspädning, varvid mycket höga riktvärden för skydd av ytvatten kan erhållas. Vid stora utspädningar och vattenflöden bör därför hänsyn tas till massflöden av föroreningar, det vill säga vilka tillskott av föroreningar till vattendraget från det förorenade området som är rimliga och kan tillåtas (mängdmässigt).
- Andra utsläppskällor. Delmodellen för spridningar av föroreningar till ytvatten tar inte hänsyn till om en recipient belastas av flera föroreningskällor. Om så är fallet kan haltkriterierna behöva justeras så att det förorenade området enbart ges en andel av det totala tillgängliga föroreningsutrymmet. Detta kräver att en uppskattning görs av de totala föroreningsflödena till recipienten. Man bör även beakta hur belastningen från olika källor kan komma att förändras i framtiden och hur mycket belastningen från det förorenade området kan tänkas bidra till den framtida belastningen.

- Bakgrundshalter av föroreningar. I vissa fall finns anledning att se till att bakgrundshalterna i ett ytvatten inte ökar väsentligt på grund av tillskott från det förorenade området. Det generella riktvärdet har beräknats så att ökningen av koncentrationen i ytvattnet utgör en begränsad påverkan jämfört med vanligt förekommande halter (höjning från medianvärde till 75-percentil eller 90-percentil). Vid en platsspecifik bedömning bör man ta hänsyn till de variationer som finns i vattendraget, vattendragets storlek samt annan påverkan. Man bör även beakta att belastningen från det förorenade området inte signifikant bidrar till miljöbelastningen på vattendraget.
- Fastläggning i sediment. För föroreningar med hög benägenhet till fastläggning i sediment kan en anrikning av föroreningen ske i sediment nära utströmningspunkten. Detta beaktas inte i modellen för spridning till ytvatten. Det kan vara viktigt att ta hänsyn till detta om föroreningar med höga K_d -värden (höga fastläggningsegenskaper) kan nå ytvattnet. Exempel på sådana ämnen kan vara PAH, dioxiner, PCB, kvicksilver och bly.
- Förångning och nedbrytning. För flyktiga föroreningar sker en betydande förångning från fria vattenytor, vilket reducerar föroreningshalten i ett ytvatten. Detta beaktas inte i modellen för spridning till ytvatten. Inte heller nedbrytning av föroreningar i ytvatten ingår.

I de fall spridning av föroreningar till ytvatten från det förorenade området är en väsentlig risk kan beräkningen av riktvärden behöva kompletteras med andra riskbedömningsmetoder som ger ett mer direkt mått på den belastning som det förorenade området utgör. I rapporten Riskbedömning av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009a) diskuteras olika aspekter som bör beaktas när man tar fram riktvärden för skydd av ytvatten.

7 Beräkning och justering av riktvärden

7.1 Beräkningsgång

I figur 7.1 redovisas beräkningsgången för Naturvårdsverkets generella riktvärden och platsspecifika riktvärden schematiskt. Det integrerade riktvärdet för varje aktuellt ämne sätts till det lägsta av:

- det hälsoriskbaserade riktvärdet, C_{health} (se kapitel 3 och avsnitt 7.2)
- riktvärdet för skydd av markmiljön, E_{onsite} (se kapitel 5 och avsnitt 7.3)
- riktvärdet för skydd mot spridning, $C_{release}$ (se kapitel 6 och avsnitt 7.3).

Dessutom görs ett antal justeringar av varje aktuellt riktvärde som innefattar att:

- ta hänsyn till att en människa även utsätts för exponering från andra föroreningskällor än förorenad mark.

■ Sammanfattning av kapitel 7

Detta kapitel går igenom de beräkningar i riktvärdesmodellen som ger det slutliga riktvärdet för respektive ämne eller ämnesgrupp. Det slutliga riktvärdet för ett ämne eller ämnesgrupp bestäms som det lägsta av följande riktvärden:

- det hälsoriskbaserade riktvärdet, C_{health}
- riktvärdet till skydd för markmiljön, E_{onsite}
- riktvärdet till skydd mot spridning, $C_{release}$.

Dessutom redovisas hur ett antal justeringar av det slutliga riktvärdet görs för att ta hänsyn till att en människa även utsätts för exponering från andra källor än förorenad mark, att enstaka intag av jord inte medför risk för akuta hälsoeffekter och för att se till att riktvärdena inte underskrider halter som förekommer naturligt eller uppkommer på grund av diffus påverkan av mänsklig aktivitet.

När man ska beräkna platsspecifika riktvärden bör man ta hänsyn till en del andra faktorer. Man bör till exempel göra en anpassning till lokala eller regionala bakgrundshalter för vissa ämnen eftersom halterna varierar

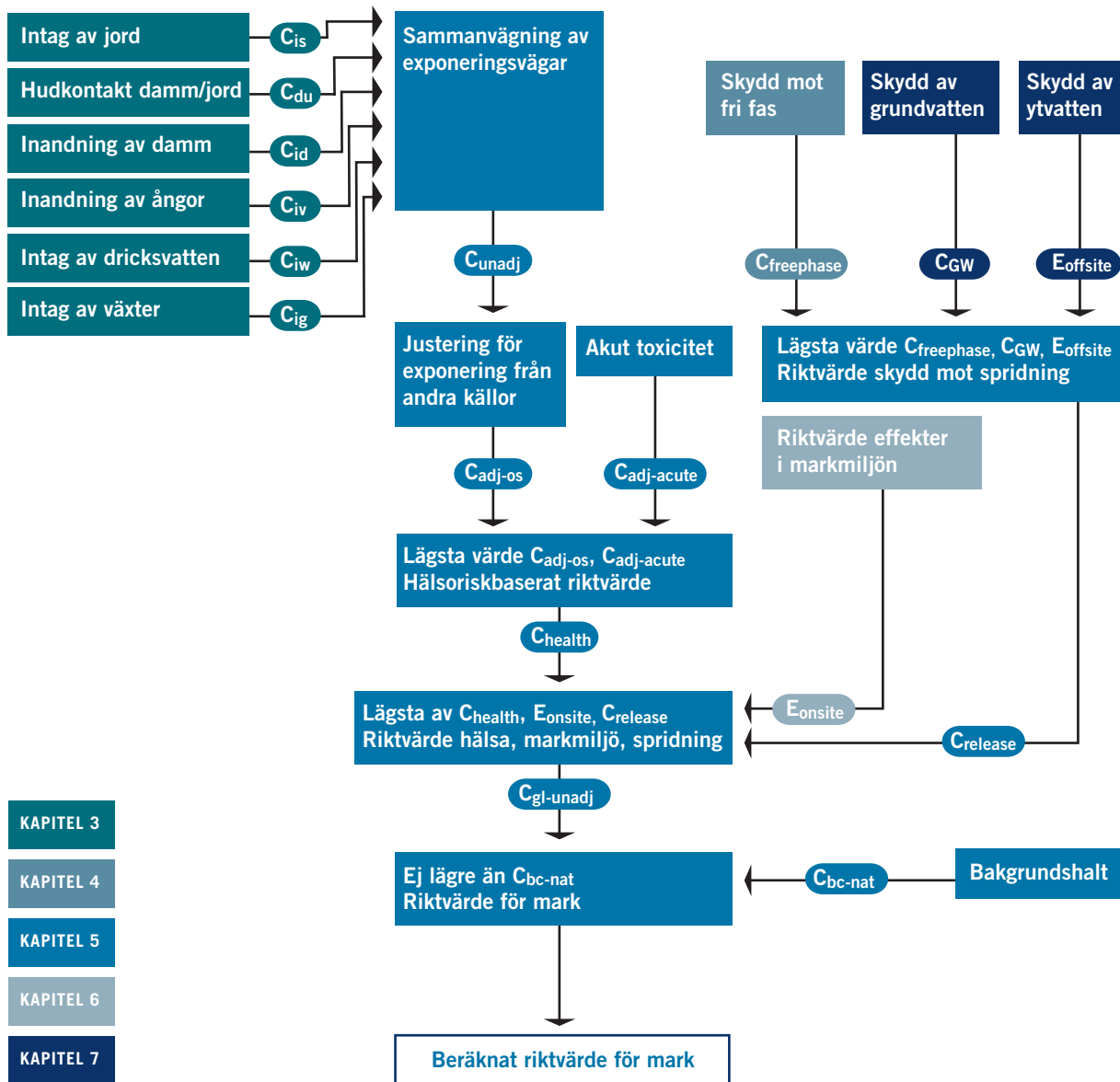
mycket i olika delar av Sverige. Detta gäller särskilt för arsenik där bakgrundshalten ofta styr riktvärdet.

Naturvårdsverkets generella riktvärden baserar sig endast på de enskilda föroreningarnas hälso- och miljöeffekter. Detsamma gäller för vid beräkning av platsspecifika riktvärden. Man kan också behöva ta hänsyn till att det på många förorenade områden förekommer flera olika föroreningar samtidigt.

Riktvärdesmodellen kan vid platsspecifik anpassning ge mycket låga riktvärden för vissa flyktiga ämnen. Det beror på att den inte tar hänsyn till att halterna i marken kan sjunka på grund av förångning. Detta betyder att en jämförelse av halterna i jorden med sådana mycket låga riktvärden inte alltid ger en bra bedömning av om det finns en hälsorisk med dessa ämnen. Många flyktiga ämnen förekommer som förorening i grundvattnet och kan ha sitt ursprung på annan plats till exempel längre uppströms eller djupare ned i markprofilen. Vid misstanke om förekomst av flyktiga ämnen inom ett undersökningsområde rekommenderas därför att även grundvattnet undersöks.

- enstaka intag av jord inte medför risk för akuta hälsoeffekter
- riktvärdena inte underskrider bakgrundshalter av föroreningar.

De justeringar som genomförs beskrivs i avsnitt 7.2 och 7.4.



- KAPITEL 3
- KAPITEL 4
- KAPITEL 5
- KAPITEL 6
- KAPITEL 7

Figur 7.1. Beräkningsgång för Naturvårdsverkets generella riktvärden och platsspecifika riktvärden.

7.2 Hälsoriskbaserade riktvärden

Sammanvägningar av de hälsoriskbaserade riktvärdena för respektive ämne eller ämnesgrupp görs i flera steg vilka beskrivs nedan:

7.2.1 SAMMANVÄGNING AV EXPONERINGSVÄGAR

Ett ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde i mark beräknas med hänsyn tagen till envägskoncentrationerna för alla exponeringsvägar som är aktuella för den specifika markanvändningen. Exponeringen via de olika exponeringsvägarna summeras och ett integrerat riktvärde bestäms.

Det ojusterade integrerade hälsoriskbaserade värdet, C_{unadj} [mg/kg], är den inverterade summan av de inverterade envägs-koncentrationerna i marken enligt:

$$C_{unadj} = \frac{I}{\frac{I}{C_{is}} + \frac{I}{C_{du}} + \frac{I}{C_{id}} + \frac{I}{C_{iv}} + \frac{I}{C_{iw}} + \frac{I}{C_{ig}}}$$

7.2.2 JUSTERING FÖR EXPONERING FRÅN ANDRA KÄLLOR

Människor exponeras för föroreningar även på annat sätt än via förorenad mark, till exempel via livsmedel, dricksvatten och omgivningsluft. Eftersom den totala exponeringen inte bör överstiga det tolerabla dagliga intaget (TDI) bör inte ett förorenat markområde teckna in hela TDI-värdet.

För att kompensera för redan intecknad del av TDI beräknas C_{adj-os} [mg/g]. Kompensationen görs enligt följande:

$$C_{adj-os} = C_{unadj} \cdot (1 - f_{os})$$

där f_{os} är andelen av TDI som redan är intecknat av andra källor. För genotoxiska ämnen gäller:

$$C_{adj-os} = C_{unadj}$$

7.2.3 JUSTERING FÖR AKUTTOXICITET

Vissa föroreningar har så hög akuttoxicitet att intag av relativt små mängder jord kan leda till akuta negativa effekter. Exempel på sådana föroreningar är arsenik och cyanid. Den största risken gäller för små barn som kan svälja större mängder jord och dessutom har låg kroppsvikt. Justeringen innebär att ett riktvärde i mark beräknas så att risk för akuta effekter inte uppstår. I riktvärdesmodellen kan en justering göras så att det sammanvägda riskvärdet inte tillåts vara högre än detta värde.

Riktvärdet har beräknats för att skydda ett mindre barn med kroppsvikten 10 kg vid ett enstaka intag av 5 g jord. Detta värde, $C_{adj-acute}$ [mg/kg], beräknas enligt:

$$C_{adj-acute} = \frac{TDAE \cdot m_{small-child}}{m_{intake}} \cdot 10^6$$

där:

$TDAE$ är tolerabel dos för akuta effekter för aktuellt ämne [mg/kg kroppsvikt].

$m_{small-child}$ är kroppsvikten (10 kg) för ett mindre barn [kg].

m_{intake} är mängden jord (5000 mg) som intas vid ett enstaka tillfälle [mg].

7.2.4 SAMMANVÄGNING AV HÄLSORISKBASERAT RIKTVÄRDE

Det hälsoriskbaserade riktvärdet, C_{health} [mg/kg], sätts till det lägsta av de två värdena C_{adj-os} och $C_{adj-acute}$.

7.3 Integrerat riktvärde för hälsa, markmiljö och spridning

Det sammanvägda hälso- och miljöriskbaserade riktvärdet, $C_{gl-unadj}$ [mg/kg], sätts till det lägsta av de tre värdena: det hälsoriskbaserade riktvärdet, C_{health} , riktvärdet för skydd av markmiljön, E_{onsite} och riktvärdet för skydd mot spridning, $C_{release}$. Riktvärdet för spridning, $C_{release}$, innefattar riktvärden för skydd av grundvatten C_{GW} , ytvatten $E_{offsite}$ och för organiska föroreningar även riktvärden som baserar sig på risk för förekomst av fri fas $C_{freephase}$.

7.4 Justering för bakgrundshalt

I riktvärdesmodellen görs justeringar så att det beräknade riktvärdet inte blir lägre än bakgrundshalten av ämnet beroende på naturlig förekomst eller diffus antropogen spridning. Bakgrundshalten betecknas C_{bc-nat} [mg/kg]. För de fall då ett riktvärde är lägre än bakgrundshalten justeras riktvärdet till en halt motsvarande bakgrundshalten. Detta innebär att det slutliga generella eller platsspecifika riktvärdet, $C_{guideline}$, sätts till det högsta av de två värdena $C_{gl-unadj}$ och C_{bc-nat} .

För beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden har bakgrundshalter tagits fram för metaller. De använda värdena redovisas i bilaga 1. De slutliga beräknade generella riktvärdena redovisas i kapitel 8.

7.5 Sammanslagning av riktvärden

I vissa fall kan det vara ändamålsenligt att slå samman riktvärdena för enskilda ämnen i syfte att reducera antalet riktvärden och underlätta jämförelsen med analysresultat. Sammanslagningen görs lämpligen för grupper med kemiskt närbesläktade ämnen med likartade fysikalisk-kemiska och toxikologiska egenskaper. Detta ger även möjlighet att ta hänsyn till additiva toxiska effekter. Sammanslagningen kan göras på två sätt; riktvärden beräknas för ämnesgruppen eller beräknade riktvärden för enskilda ämnen slås samman till ett riktvärde för gruppen.

Den första metoden innebär effektiva värden för fysikalisk-kemiska, toxiska och ekotoxiska egenskaper. Metoden lämpar sig bäst för ämnen som förekommer i en liknande sammansättning. I riktvärdesmodellen görs detta för PAH, PCB och dioxiner. Metoder för att ta fram effektiva parametrar redovisas i bilaga 1, kapitel 2.

Den andra metoden innebär att riktvärden beräknade för enskilda ämnen slås samman. Denna metod används för de generella riktvärdena för exempelvis fenol och kresoler, klorfenoler samt klorbensener, se avsnitt 8.2. Grunden för sammanslagningen är då att medelvärdet av de beräknade riktvärdena för de enskilda ämnena används. Dock bör det sammanslagna värdet normalt inte vara mer än 50 procent större än det lägsta av riktvärdena för de enskilda ämnena.

7.6 Att tänka på vid beräkning av platsspecifika riktvärden

7.6.1 BAKGRUNDSHALTER

I underlagsmaterialet har bakgrundshalter för metaller tagits fram baserat på 90-percentilen av uppmätta bakgrundshalter i Sverige (se bilaga 1). I riktvärdesmodellen är bakgrundshalten för alla metaller utom arsenik, antimon och kvicksilver baserat på 90-percentilen av uppmätta nationella bakgrundshalter i finfraktionen (<0,063 mm) i morän från undersökningar utförda av SGU (SGU, 2007). För samtliga ämnen, med undantag för antimon, gäller att uppslutning har skett med salpetersyra (7M HNO₃) och analys med ICP-MS.

Eftersom stora variationer kan förekomma regionalt och lokalt i bakgrundshalten för arsenik har bakgrundshalten i riktvärdesmodellen satts lägre än den nationella 90-percentilen. Höga arsenikhalter förekommer i delar av Norrland med sulfidmalm, men även vid platåbergen i Östergötland och Västergötland samt i Skåne där sedimentära bergarter gett upphov till arsenikförhöjningarna. Det valda värdet i riktvärdesmodellen (10 mg As/kg TS) är i samma storleksordning som högsta 90-percentilen i de regionala undersökningar som har utförts i Svealand och Götaland.

Dataunderlag för bakgrundshalten av kvicksilver är mindre omfattande än för andra metaller. Bakgrundshalten har baserats på Sveriges lantbruksuniversitets (SLU:s) kartering av halter i jordbruksmark (Naturvårdsverket, 1997c; SLU, 2007).

För antimon ger extraktion med salpetersyra (7M HNO₃) dåligt utbyte till extraktet, eftersom antimon bildar oxider som är mycket stabila mot salpetersyra. Därför har bakgrundshalten för antimon istället baserats på resultat från analys efter upplösning med kungsvatten (SGU, 2006).

Eftersom variationen i bakgrundshalt mellan olika delar av Sverige är stor kan en platsspecifik bedömning av bakgrundshalter vara motiverad. Detta gäller särskilt för arsenik där bakgrundshalten styr riktvärdet för känslig markanvändning. Bakgrundshalten kan basera sig på regionala sammanställningar eller mätningar i referenspunkter utanför det förorenade området och som är opåverkade av det förorenade området.

7.6.2 FLERA FÖRORENINGAR SAMTIDIGT

Riktvärdena baserar sig på de enskilda föroreningarnas hälso- och miljöeffekter och tar inte hänsyn till om det förekommer flera olika föroreningar samtidigt i ett område. På det sätt som riktvärden beräknas är det svårt att ta hänsyn till risken av att flera olika föroreningar förekommer. En viss hänsyn till samverkan kan dock göras genom att ett gemensamt riktvärde tas fram för summan av ämnen i en ämnesgrupp med liknande egenskaper, se avsnitt 7.5. För Naturvårdsverkets generella riktvärden görs detta för exempelvis petroleumkolväten, PAH, klorfenoler och klorbensener, se avsnitt 8.2.

7.6.3 RIKTVÄRDEN FÖR FLYKTIGA ÄMNEN

Vid beräkning av platsspecifika riktvärden i genomsläppliga jordarter kan riktvärdesmodellen ge mycket låga riktvärden för vissa flyktiga ämnen. Detta beror på antagandet i riktvärdesmodellen om att mängden förorening i marken inte förändras med tiden. Således tas ingen hänsyn till att halterna i marken kan sjunka på grund av förångning. Detta betyder att en jämförelse av halterna i jorden med de mycket låga riktvärdena inte alltid ger en bra bedömning av om det finns en hälsorisk med dessa ämnen. Om flyktiga ämnen påträffas i halter som överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden kan kompletterande mätningar av halter i porluft och inomhusluft rekommenderas.

Flyktiga ämnen förekommer ofta som förorening i grundvattnet och kan ha sitt ursprung på annan plats längre uppströms eller djupare i markprofilen. Därigenom tillförs hela tiden ny förorening till det område som ska riskbedömas. En efterbehandlingsåtgärd för jorden behöver därför inte leda till en förväntad riskreduktion då problemet med flyktiga föroreningar i grundvattnet kan kvarstå även efter en efterbehandling av jorden. Vid misstanke om förekomst av flyktiga ämnen inom ett undersökningsområde rekommenderas därför att även grundvattnet undersöks, eventuella källor kartläggs och att en riskbedömning görs utifrån föroreningsnivån i grundvattnet. De ämnen där detta främst kan vara aktuellt har särskilt markerats i listan med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (tabell 8.1). Detta kan även gälla andra flyktiga ämnen som inte finns i den generella riktvärdeslistan.

8 Generella riktvärden för förorenad mark

8.1 Förutsättningar

Naturvårdsverkets generella riktvärden har beräknats för känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM. Indata som använts i beräkningarna presenteras i bilaga 1. De generella riktvärdena har tagits fram utifrån följande förutsättningar:

- De baserar sig på den kemiska form i vilken ämnena förekommer i jorden och som förväntas ge de största riskerna. Vissa ämnen förekommer i olika kemiska form med olika hälso- och miljörisker, till exempel arsenik, krom och kvicksilver. Eftersom en omvandling sker mellan formerna har det bedömts olämpligt med två separata riktvärden. Undantaget är krom där den huvudsakliga omvandlingen sker från den mer toxiska formen (krom VI) till den mindre toxiska (krom III).
- De baserar sig på normaltäta jordarter och är beräknade för förorening som ligger i mark ovanför grundvattenytan. De kan också användas för andra förhållanden om dessa inte nämnvärt påverkar förutsättningarna för spridning. Om en stor andel av föroreningen ligger under grundvattenytan kan förutsättningarna för förorening

■ Sammanfattning av kapitel 8

I detta kapitel redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. Riktvärdena är rekommendationer och ett av flera verktyg i riskbedömningen av förorenade områden. De är inte juridiskt bindande värden. Naturvårdsverkets generella riktvärden representerar en föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang. Ett uppmätt halt som överskrider ett riktvärde behöver dock inte innebära att en negativ effekt uppstår. De generella riktvärdena är beräknade för att kunna gälla nationellt och för ett stort antal situationer. Användningsområden för vilka riktvärdena normalt inte är avsedda sammanfattas i avsnitt 8.3.

När man använder Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark för bedömning i ett förorenat

område bör förutsättningarna för spridning och exponering inte avvika nämnvärt från det som har antagits i riktvärdesmodellen. Bland annat är riktvärdena baserade på den kemiska form i vilken ämnena förekommer i jorden och som förväntas ge de största riskerna. De är vidare beräknade för normaltäta jordarter och för förorening som ligger i mark ovanför grundvattenytan. De kan också användas för andra förhållanden om dessa inte nämnvärt påverkar förutsättningarna för spridning. Vissa föroreningar kan vara svåra att detektera i jordprover (de har markerats med en anmärkning i tabell 8.1). För sådana ämnen bör generellt kompletterande provtagning av markluft, inomhusluft eller grundvatten utföras utöver provtagning av mark. Resultatet av sådana undersökningar bör sedan ingå i riskbedömningen.

av grundvatten och ytvatten vara större. I de fall betydande förorening finns under grundvattenytan bör en bedömning av spridningsrisken även göras baserat på halterna i grundvattnet.

- Vissa av ämnena som det finns generella riktvärden i mark för förekommer i stor omfattning i ångfas, till exempel klorerade lösningsmedel, bensen, toluen, etylbensen, xylen och MTBE. Förekommer dessa ämnen i jordprov bör även markluft eller inomhusluft analyseras och ingå i riskbedömningen. Dessa ämnen är märkta med ”Anm 1” i tabell 1.
- En del ämnen såsom klorerade lösningsmedel, bensen, toluen, etylbensen, xylen och MTBE förekommer även i stor omfattning i grundvatten. Dessa kan ofta vara svåra att detektera i jordprover. Därför bör ofta även grundvatten analyseras när sådana föroreningar påträffas eller förväntas i ett förorenat område. Dessa ämnen är märkta med ”Anm 2” i tabell 1. För flera ämnen anges både ”Anm 1” och ”Anm 2”.

På Naturvårdsverkets hemsida ges övergripande vägledning om kemiska analysmetoder för jordprover som ska jämföras med de generella riktvärdena för förorenad mark.

8.2 Urval av ämnen och ämnesgrupper

Naturvårdsverkets generella riktvärden har tagits fram för enskilda ämnen och ämnesgrupper. Urvalet av ämnen utgår från tidigare version av Naturvårdsverkets generella riktvärden (Naturvårdsverket, 1997a), men har kompletterats med metallerna antimon, barium och molybden. Generella riktvärden har också tagits fram för petroleumkolväten. För dessa ämnen fanns tidigare bara branschspecifika riktvärden för bensinstationer.

För ämnesgrupperna petroleumkolväten, PAH, PCB och dioxiner har generella riktvärden beräknats för respektive grupp. I vissa fall har också beräknade riktvärden för enskilda ämnen slagits samman i grupper. Detta gäller vissa fraktioner av petroleumkolväten, fenol och kresoler, klorfenoler samt klorbensener. Utförda sammanslagningar reducerar antalet riktvärden och underlättar jämförelsen med analysresultat. Ämnesgrupperna består av kemiskt närbesläktade ämnen med likartade fysikalisk-kemiska och toxikologiska egenskaper. Metodiken för sammanslagningar av ämnen beskrivs i avsnitt 7.5 samt i bilaga 1, kapitel 2.

8.2.1 PETROLEUMKOLVÄTEN

Drivmedel så som bensin, diesel och flygfotogen, eldningsoljor och andra typer av olja består av en mycket stor mängd petroleumkolväten som inte kan beaktas var för sig. Därför har dessa ämnen delats in i fraktioner baserat på likheter i kemisk-fysikaliska och toxikologiska egenskaper. Fraktionerna baserar sig på den sammanställning som gjorts av ”Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group” (TPHCWG, 1997a). Fraktionerna är indelade i alifatiska respektive aromatiska ämnen samt efter ekvivalent koltal. Detta beror av ämnets retentionstid vid gaskromatografering normaliserat till retentionstiden för n-alkaner. Det ekvivalenta koltalet (C) kan ha decimala värden.

Flertalet av TPHCWG:s fraktioner ingår i riktvärdesmodellen. För de generella riktvärdena görs en förenkling av TPHCWG:s schema ge-

nom att vissa fraktioner har lagts samman. För alifatiska kolväten har alifatfraktionerna >C5-C6 och >C6-C8 slagits samman till en fraktion, >C5-C8. Riktvärden har också beräknats för summa alifater >C5-C16, utgående från riktvärden för de enskilda fraktionerna.

Aromatfraktionerna >C8-C10 och >C10-C16 motsvarar de aromatfraktioner som ingår i bensin och diesel. Den lättare fraktionen består av alkylerade bensener och den tyngre av alkylerade varianter av PAH-föreningarna naftalen, fenatren och antracen. Vidare har ett riktvärde tagits fram för aromatfraktionen >C16-C35 som kan förekomma i tyngre petroleumprodukter. Denna fraktion är beräknad utifrån egenskaper för alkylerade varianter av PAH-föreningarna fluoren, fluoranten, pyren, krysen och benso(a)antracen. De senare fraktionerna är således ett komplement till riktvärdena för PAH (se vidare avsnitt 8.2.2).

8.2.2 POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN (PAH)

För polycykliska aromatiska kolvätena (PAH) ges i riktvärdesmodellen data för 16 enskilda föreningar (se även bilaga 1 tabell A.3.1 - A.3.7). Generella riktvärden finns för tre grupper PAH där varje grupp består av summan av ingående föreningar enligt följande:

- PAH-L Polycykliska aromatiska kolväten med låg molekylvikt: naftalen, acenaften och acenaftalen
- PAH-M Polycykliska aromatiska kolväten med medelhög molekylvikt: fluoren, fenatren, antracen, fluoranten och pyren
- PAH-H Polycykliska aromatiska kolväten med hög molekylvikt: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen, benso(ghi)perylene och indeno(123cd)pyren.

PAH-H består av de PAH som tidigare ingick i gruppen cancerogena PAH (Naturvårdsverket, 1997a) samt benso(ghi)perylene. PAH-M består av PAH som tidigare ingick i gruppen övriga PAH, men som nu klassats som cancerogena. Indelningen har gjorts eftersom den möjliggör en bättre beskrivning av PAH-föreningarnas fördelning i miljön och deras effekter på hälsa och miljö. De tre grupperna skiljer sig i fysikalisk-kemiska egenskaper, men även toxikologiskt och ekotoxikologiskt. Cancerogena effekter för grupperna PAH-M och PAH-H har kvantifierats och de har tilldelats ett riskbaserat toxikologiskt referensvärde. Detta värde bygger på toxikologiska ekvivalensfaktorer (TEF) som relaterar deras toxikologi i förhållande till bens(a)pyren (se bilaga 1 tabell A2.1). Gruppen PAH-L har ett tröskelbaserat toxikologiskt referensvärde (TDI). Typiska sammansättningar för PAH i förorenad mark har använts för att ta fram effektiva medelvärden för de ämnesspecifika parametrarna för de tre PAH-grupperna (se bilaga 1).

För grupperna PAH-M och PAH-H baserar sig det riskbaserade toxikologiska referensvärdet (RISKor) på en cancerrisk på 1 på 100 000, medan för de enskilda PAH-föreningarna baserar sig RISKor i beräkningsprogrammet på en cancerrisk 1 på 1 000 000. Detta görs eftersom flera olika cancerogena PAH samtidigt förekommer inom förorenade områden.

8.2.3 PCB

Polyklorerade bifenyler är en ämnesgrupp som består av mer än 200 olika föreningar. Vanligen analyseras sju av dessa (PCB-7). De sju som avses är PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 och PCB 180. Dessa föreningar utgör mellan 10 och 30 procent av det totala PCB-innehållet i de kommersiella PCB-blandningar som har använts. Det riktvärde som redovisas utgår från en jämförelse med analyser av PCB-7 med antagandet att dessa utgör 20 procent av totala halten PCB. Om fler PCB-föreningar analyserats eller om det går att visa att de analyserade föreningarna utgör en annan andel kan andra omräkningsfaktorer till PCB total användas.

Vissa PCB-föreningar har också dioxinliknande egenskaper. Om de förekommer bör de tas med vid beräkning av halten TCDD-ekvivalenter som sedan jämförs med riktvärdet för dioxiner (se 8.2.4).

8.2.4 DIOXINER OCH DIOXINLIKNANDE ÄMNEN

I gruppen dioxiner inräknas polyklorerade dibensofuraner och dibensodioxiner. Halten anges i TCDD-ekvivalenter, det vill säga halten av de olika föreningarna i gruppen viktas beroende på hur toxiska de är i jämförelse med 2,3,7,8-TCDD. Viktningen görs med toxikologiska ekvivalensfaktorer (TEF-värden). Den senaste översynen av TEF-värden har gjorts av WHO (van den Berg m.fl., 2006). Halten av olika dioxiner i ett prov viktas med dessa TEF-värden innan jämförelse med riktvärdet. Eftersom riktvärdet grundar sig på den toxiska effekten av 2,3,7,8-TCDD är det oberoende av vilka TEF-värden som används. Således kan eventuella uppdateringar av TEF-värdena direkt användas.

TEF-värden har också tilldelats vissa PCB-föreningar som har dioxinliknande egenskaper. För närvarande gäller detta PCB-föreningarna med nummer 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 och 189. Förekommer dessa PCB-föreningar i ett prov beräknas en halt i TCDD-ekvivalenter som sedan adderas till innehållet av dioxiner.

8.2.5 FENOL OCH KRESOLER

Fenol och kresoler har likartade egenskaper och liknande riktvärden och har därför slagits samman till en grupp.

8.2.6 KLORFENOLER

Eftersom klorfenoler ofta förekommer i blandningar och har liknande toxiska egenskaper samt likartade riktvärden har dessa slagits samman till en grupp i Naturvårdsverkets generella riktvärden.

8.2.7 KLORBENSENER

Mono- och diklorbensener har slagits samman till en grupp och triklorbensener respektive tetra- och pentaklorbensener till två grupper. Generella riktvärden har tagits fram för respektive grupp. Ett separat riktvärde ges för hexaklorbensenen.

8.3 Beräknade generella riktvärden för förorenad mark

När man använder Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark i utredningen av ett förorenat område, bör följande beaktas:

- De anger en föroreningshalt under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlings-sammanhang. Detta innebär inte nödvändigtvis att ett överskridande av riktvärden medför negativa effekter.
- De är rekommendationer och ett av flera verktyg i riskbedömning av förorenade områden. De är inte juridiskt bindande värden.
- De är inte avsedda att användas som miljö kvalitetsmål för storskalig påverkan och inte heller för bedömning av påverkan från luftburna diffusa föroreningar.
- De är beräknade för att kunna gälla nationellt och för ett stort antal situationer.
- De anger inte en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena. De har inte tagits fram i syfte att användas som kriterier för återanvändning av avfall. Särskilda kriterier kommer att finnas för detta (Naturvårdsverket, 2008a).
- De är inte direkt användbara för andra typer av förorenade medier såsom sediment, byggnadsmaterial, m.m.
- De bör inte automatiskt användas som mätbara åtgärds mål. När man formulerar mätbara åtgärds mål för ett efterbehandlingsprojekt, bör man också ta hänsyn till teknik, ekonomi och allmänna och enskilda intressen.
- De tar inte hänsyn till samverkans effekter mellan föroreningar.
- När man använder Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark i ett förorenat område, bör förutsättningarna för spridning och exponering inte avvika väsentligt från det som antagits i riktvärdesmodellen (se avsnitt 8.1).

De generella riktvärden för förorenad mark som tagits fram baserat på beräkningar med riktvärdesmodellen redovisas i tabell 8.1. I tabell 8.2 redovisas de faktorer som är begränsande för de olika riktvärdena. Där anges om riktvärdet styrs av hälsorisker, skydd av markmiljön, skydd av grundvatten eller ytvatten. Om hälsorisker är styrande anges även vilken exponeringsväg som är den styrande.

Ämne	KM	MKM	Kommentar
Antimon	12	30	
Arsenik	10	25	
Barium	200	300	
Bly	50	400	
Kadmium	0,5	15	
Kobolt	15	35	
Koppar	80	200	
Krom totalt	80	150	Om andelen krom (VI) är större än 1% av den totala kromhalten bör även krom(VI) riskbedömas.
Krom (VI)	2	10	Anm 2
Kvicksilver	0,25	2,5	
Molybden	40	100	
Nickel	40	120	
Vanadin	100	200	
Zink	250	500	
Cyanid total	30	120	
Cyanid fri	0,4	1,5	Anm 2
Summa fenol och kresoler	1,5	5	Anm 2
Summa klorfenoler (monopenta)	0,5	3	Anm 2
Summa mono- och diklorbensener	5	15	Anm 1,2
Triklorbensener	1	10	
Summa tetra- och pentaklorbensener	0,5	2	
Hexaklorbensen	0,035	2	
Diklormetan	0,08	0,25	Anm 1,2
Dibromklormetan	0,5	2	Anm 1,2
Bromdiklormetan	0,06	1	Anm 1,2
Triklormetan	0,4	1,2	Anm 1,2
Koltetraklorid (Tetraklormetan)	0,08	0,35	Anm 1,2

Ämne	KM	MKM	Kommentar
1,2-dikloretan	0,02	0,06	Anm 1,2
1,2-dibrometan	0,0015	0,025	Anm 1,2
1,1,1-trikloretan	5	30	Anm 1,2
Trikloretan	0,2	0,6	Anm 1,2
Tetrakloretan	0,4	1,2	Anm 1,2
Dinitrotoluen (2,4)	0,05	0,5	Anm 2
PCB-7	0,008	0,2	PCB-7 antas vara 20% av PCB-tot
Dioxin (TCDD-ekv WHO-TEQ)	0,00002	0,0002	Inkluderar även dioxinliknande PCB
PAH-L	3	15	PAH med låg molekylvikt
PAH-M	3	20	PAH med medelhög molekylvikt
PAH-H	1	10	PAH med hög molekylvikt
Bensen	0,012	0,04	Anm 1,2
Toluen	10	40	Anm 1,2
Etylbensen	10	50	Anm 1,2
Xylen	10	50	Anm 1,2
Alifat >C5-C8	12	80	Anm 1,2
Alifat >C8-C10	20	120	Anm 1
Alifat >C10-C12	100	500	Anm 1
Alifat >C12-C16	100	500	
Alifat >C5-C16	100	500	Summa av alifatfraktioner ovan
Alifat >C16-C35	100	1000	
Aromat >C8-C10	10	50	
Aromat >C10-C16	3	15	
Aromat >C16-C35	10	30	
MTBE	0,2	0,6	Anm 1,2

Tabell 8.1. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (mg/kg TS) 2008-10-24. KM = känslig markanvändning, MKM = mindre känslig markanvändning.

Anm 1. Ämnena som i stor utsträckning kan förekomma i porluft. Kompletterande analyser av markluft och inomhusluft rekommenderas.

Anm 2. Ämnena som i stor utsträckning kan förekomma i grundvatten. Kompletterande analyser av grundvatten rekommenderas.

Ämne	KM	MKM
Antimon	skydd grundvatten	skydd ytvatten
Arsenik	bakgrund	hälsa intag jord
Barium	markmiljö	markmiljö
Bly	hälsa intag jord	markmiljö
Kadmium	hälsa intag växter	skydd ytvatten
Kobolt	hälsa intag växter	markmiljö
Koppar	markmiljö	markmiljö
Krom totalt	markmiljö	markmiljö
Krom (VI)	markmiljö	markmiljö
Kvicksilver	hälsa ånga	hälsa ånga
Molybden	skydd grundvatten	skydd ytvatten
Nickel	skydd grundvatten	markmiljö
Vanadin	markmiljö	markmiljö
Zink	markmiljö	markmiljö
Cyanid total	markmiljö	markmiljö skydd grundvatten
Cyanid fri	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Summa fenol och kresoler	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Summa klorfenoler (mono – penta)	skydd grundvatten markmiljö	skydd grundvatten- markmiljö
Summa mono- och diklorbensener	markmiljö	markmiljö
Triklorbensener	markmiljö	markmiljö
Summa tetra- och penta- klorbensener	hälsa ånga markmiljö	skydd grundvatten markmiljö
Hexaklorbensen	hälsa intag växter	markmiljö
Diklormetan	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Dibromklormetan	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Bromdiklormetan	hälsa dricksvatten	hälsa ånga
Triklormetan	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Koltetraklorid (Tetraklormetan)	hälsa ånga	skydd grundvatten

Ämne	KM	MKM
1,2-dikloretan	skydd grundvatten	skydd grundvatten
1,2-dibrometan	hälsa dricksvatten	skydd grundvatten
1,1,1-trikloretan	markmiljö	markmiljö
Trikloretan	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Tetrakloretan	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Dinitrotoluen (2,4)	markmiljö	markmiljö
PCB-7	hälsa intag växter	skydd grundvatten
Dioxin (TCDD-ekv WHO-TEQ)	hälsa intag jord	hälsa intag jord skydd grundvatten
PAH-L	markmiljö	markmiljö
PAH-M	hälsa ånga	hälsa ånga
PAH-H	hälsa intag växter	markmiljö
Bensen	skydd grundvatten	skydd grundvatten
Toluen	markmiljö	skydd grundvatten
Etylbensen	markmiljö	skydd grundvatten
Xylen	markmiljö	markmiljö
Alifat >C5-C8	hälsa ånga	skydd grundvatten hälsa ånga
Alifat >C8-C10	hälsa ånga	hälsa ånga
Alifat >C10-C12	markmiljö	markmiljö
Alifat >C12-C16	markmiljö	markmiljö
Alifat >C16-C35	markmiljö	markmiljö
Alifat >C5-C16	hälsa ånga markmiljö	skydd grundvatten, hälsa ånga, markmiljö
Aromat >C8-C10	markmiljö	markmiljö
Aromat >C10-C16	markmiljö	markmiljö
Aromat >C16-C35	skydd grundvatten markmiljö	skydd grundvatten
MTBE	skydd grundvatten	skydd grundvatten

Tabell 8.2. Begränsande faktorer för Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark



Riktvärdena är rekommendationer och ett av flera verktyg i riskbedömning av förorenade områden.

8.3.1 FÖRÄNDRINGAR I FÖRHÅLLANDE TILL TIDIGARE GENERELLA RIKTVÄRDEN

De förändringar som gjorts i modeller och data medför att Naturvårdsverkets generella riktvärden beräknade för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) skiljer sig från de generella riktvärdena i Naturvårdsverkets rapporter 4638 och 4639 (Naturvårdsverket, 1997a; 1997b). Förändringarna omfattar bland annat följande:

- Generella riktvärden har tagits fram för ytterligare ämnen; antimon, barium och molybden, utifrån vad som rymts inom ramen för utfört arbete, en behovsanalys och tillgång på underlagsdata.
- De tidigare markanvändningarna MKM och MKM GV har slagits samman till en "MKM", i syfte att förenkla och få ett skydd av grundvatten som naturresurs i MKM. För denna markanvändning tas inte hänsyn till intag av förorenat dricksvatten, men riktvärdena är anpassade för att ge ett skydd av grundvatten 200 m från det förorenade området.
- Fysikalisk-kemiska data har reviderats. Detta kan påverka de exponeringsvägar som beror av någon form av spridning, det vill säga intag av ångor, dricksvatten, växter, beräkning av halter i fisk samt riktvärden för skydd av grundvatten och skydd av ytvatten.
- Toxikologiska data har uppdaterats för ett stort antal ämnen, vilket normalt medför lägre riktvärden. Riktvärdena baserar sig generellt på att 50 procent av det tolerabla dagliga intaget (TDI) eller referenskoncentrationen (RfC) kan tas i anspråk av det förorenade området. För ämnen där intaget från övriga källor idag är betydande används, liksom tidigare, en lägre nivå. För bly, kadmium och kvicksilver baseras riktvärdena på att endast 20 procent av TDI kommer från det förorenade området och för de långlivade organiska föroreningarna, dioxiner och PCB, är motsvarande siffra 10 procent.
- Dricksvattennormer som ligger till underlag för haltkriterier för grundvatten har uppdaterats enligt den senaste versionen från Livsmedelsverket samt med nya data från WHO. De flesta ändrade värden är sänkta, vilket medför lägre riktvärden. I vissa fall har dricksvattennormen dock höjts.
- Riktvärden för skydd av markmiljön har uppdaterats.
- Haltkriterier för ytvatten har uppdaterats. Riktvärdena för skydd av ytvatten beräknas så att halten i ytvatten underskrider halva det effektbaserade värdet för organiska ämnen. För metaller och de långlivade organiska föroreningarna PCB och dioxin har haltkriterierna satts så att tillskottet från det förorenade området inte innebär en markant avvikelse från normalt förekommande halter i ytvatten.
- En genomgång av bakgrundshalter för metaller har gjorts och vissa värden har justerats, till exempel har bakgrundhalten i jord för arsenik sänkts från 15 mg/kg TS till 10 mg/kg TS.

- Exponeringsparametrarna för framförallt MKM har modifierats.
- Utspänningsfaktorerna för inandning av ångor beräknas nu av programmet. För den standardjord som används för Naturvårdsverkets generella riktvärden innebär det en lägre utspädning (1/10 000 istället för 1/20 000).
- Beräkning av exponering via intag av dricksvatten sker nu separat från beräkning av skydd för grundvatten. Vid beräkning av exponering jämförs intaget via dricksvatten med TDI för föroreningen. Riktvärden för skydd av grundvatten beräknas så att halten i en brunn nedströms området underskrider halva dricksvattennormen. I rapporterna 4639 och 4889 (Naturvårdsverket, 1997b och Naturvårdsverket och SPI, 1998) togs hänsyn till dricksvattennormen vid beräkning av exponering från intag av grundvatten genom ett komplicerat justeringsförfarande. Det ändrade beräkningssättet medför att de nya och gamla envägskoncentrationerna för intag av dricksvatten kan skilja sig mycket. Metoderna resulterar dock i samma slutliga riktvärde. Skillnader kan dock uppkomma på grund av ändrade utspänningsfaktorer och dricksvattennormer.
- Utspänningsfaktorer för grundvatten beräknas i riktvärdesmodellen för förorenad mark. Utspänningsfaktorerna för de givna scenarierna är 1/14 för KM och 1/47 för MKM. (I rapport 4639, Naturvårdsverket, 1997b, användes 1/15 respektive 1/30).
- För de givna scenarierna är utspänningsfaktorn för porvatten till ytvatten nu 1/4000. Detta ger väsentligt lägre utspädning än tidigare i rapport 4639 (Naturvårdsverket, 1997b) där utspänningsfaktorn var 1/60 000 och något lägre än i rapport 4889 (Naturvårdsverket och SPI, 1998) där utspänningsfaktorn var 1/5000.

9 Osäkerheter

9.1 Osäkerheter i riktvärdesmodellen

De data och de delmodeller som används för att ta fram riktvärdena innehåller varierande mått av osäkerhet. På det sättet är även riktvärdena förknippade med osäkerheter. Det bör beaktas när riktvärden används i riskbedömningar. Osäkerheterna kan inte alltid kvantifieras. Det är ändå viktigt att göra en bedömning av storleken på osäkerheten, dess orsaker och betydelse samt vad som kan göras för att minska osäkerheten.

Olika typer av osäkerhet som påverkar en riktvärdesmodell är exempelvis:

- **Konceptuella osäkerheter** orsakade av begränsningar i problemdefinition och identifiering av föroreningskällor, spridningsvägar och exponeringsvägar. Storleken på den konceptuella osäkerheten kan inte enkelt beräknas utan måste uppskattas utifrån jämförande beräkningar med alternativa antaganden.
- **Modellosäkerheter** som uppkommer när komplicerade processer ska beskrivas i förenklade matematiska formler. Även dessa är svåra att kvantifiera och måste bedömas genom att jämföra resultat från alternativa modeller eller beräkningar. Ofta kan dock osäkerheternas maximala storlek uppskattas. Delmodeller i en riktvärdesmodell kan också verifieras med resultat från faktiska mätningar.

■ Sammanfattning av kapitel 9

De data och de delmodeller som används för att ta fram riktvärdena innehåller varierande mått av osäkerhet. På det sättet är även riktvärdena förknippade med osäkerheter. Det bör beaktas när riktvärden används som verktyg i riskbedömningar. Osäkerheterna kan inte alltid kvantifieras. Det är ändå viktigt att göra en bedömning av storleken på osäkerheten, dess orsaker och betydelse samt vad som kan göras för att minska osäkerheten. I

detta kapitel behandlas konceptuella osäkerheter som beror av till exempel begränsningar i problemformulering, modellosäkerheter som uppkommer när komplicerade processer ska beskrivas i förenklade matematiska modeller och dataosäkerheter som orsakas av osäkerheter eller fel i provtagning, informationsbrist eller begränsad kunskap. Kapitlet beskriver också kortfattat hur osäkerheter kan hanteras.

- **Dataosäkerheter** som orsakas av osäkerheter eller fel i provtagning och analys, informationsbrist eller begränsad kunskap. För många parametrar finns också en naturlig variation (variabilitet) och heterogenitet i data. Eftersom man i delmodeller och riktvärdesmodellen för förorenad mark använder punktskattningar kommer variationen i värden att aktualiseras när man väljer ett givet värde som parameter i fördelningen av data, till exempel ett medelvärde eller en 90-percentil. Osäkerheten ligger i hur väl man känner till det sanna medelvärdet eller 90-percentilen.

I riktvärdesmodellen finns en stark koppling mellan de data som används och det kan därför vara svårt att skilja mellan modell- och dataosäkerheter. Riktvärdesmodellen syftar till att beräkna halter av föroreningar i mark under vilka risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingssammanhang. För hälsoeffekter görs det genom att jämföra beräknad exponering med toxikologiska referensvärden som tagits fram av nationella och internationella expertgrupper. För bedömning av miljöeffekter jämförs uppmätta halter med riktvärden för skydd av markmiljön och beräknade halter i grundvatten och ytvatten med haltkriterier. Detta innebär att framtagningen av riktvärden kan delas in i två delar:

1. Bedömning av halter, exponering och spridning. Omfattar beräkningar i riktvärdesmodellen som är specifika för förorenad mark.
2. Bedömning av effekter. De värden i riktvärdesmodellen som används för jämförelse, det vill säga toxikologiska referensvärden, riktvärden för skydd av markmiljön samt haltkriterier i grundvatten och ytvatten.

I följande avsnitt kommer osäkerheten i framtagande av riktvärden att diskuteras med avseende på hälsoriskbaserade riktvärden, riktvärden för skydd av markmiljön och riktvärden för skydd av grundvatten och ytvatten. Ett försök görs också att skilja mellan osäkerheter som berör bedömning av halter, exponering och spridning och osäkerheter som berör bedömning av effekter.

9.1.1 OSÄKERHETER I HÄLSORISKBASERADE RIKTVÄRDEN

9.1.1.1 Bedömning av halter, exponering och spridning

Beräkningen av de hälsoriskbaserade riktvärdena med riktvärdesmodellen bygger på antagandet att exponeringen för en förorening är proportionell mot den halt som uppmäts i marken. Detta antagande innehåller konceptuella osäkerheter. För många exponeringsvägar är det en viss storleksfraktion av jordpartiklarna som orsakar den största exponeringen, oftast de finaste partiklarna. Detta gäller främst exponering genom inandning av damm, men även hudupptag och direkt intag av jord. Föroreningshalten i de finaste partiklarna är ofta högre än i den analyserade fraktionen (som ofta består av en blandning av finare och grövre fraktioner). Detta kan leda till en överskattning eller underskattning av riskerna. I modellen för hälsorisker antas också att biotillgängligheten av föroreningen i jorden är samma som använts för de toxikologiska

referensvärdena. Biotillgängligheten av markföroreningar är mycket varierande och kan vara olika för olika exponeringsvägar.

Osäkerheten i uppskattning av exponering är till största delen styrd av dataosäkerheter. De exponeringsparametrar som används bygger på uppskattningar av genomsnittliga värden för livslängd, intag av jord, hudupptag, inandning och intag av grönsaker. Störst osäkerhet finns i data för intag av jord och hudupptag där det finns stora variationer mellan olika studier och där både högre och lägre värden än de som används i riktvärdesmodellen förekommer. För inandning och intag av grönsaker är de medelvärden som används i modellen säkrare. För intag av mängd dricksvatten per dag används data från WHO, där medelvärdena är något högre än de från motsvarande svensk statistik.

För de indirekta exponeringsvägarna inandning av damm och ångor samt intag av dricksvatten ingår även en beräkning av spridning och utspädning. För exponering via intag av växter ingår en beräkning av upptaget i växter. Dessa beräkningar innehåller konceptuella osäkerheter samt modell- och dataosäkerheter. Ett exempel på en konceptuell osäkerhet gäller flyktiga föroreningar där föroreningskällan generellt primärt inte ligger i marken utan i grundvattnet. Eftersom faktorer som styr spridning och utspädning är mycket plats specifika kan en generell bedömning av osäkerheten inte göras. För dessa exponeringsvägar finns dock möjlighet att genom direkta mätningar öka säkerheten, till exempel genom mätning av halter av dammbundna föroreningar, föroreningshalt i inomhusluft och föroreningshalt i växter.

9.1.1.2 Bedömning av effekter

En konceptuell osäkerhet i bedömningen av effekter är att i riktvärdesmodellen beaktas enbart effekter för enskilda ämnen och eventuell hänsyn till samverkans effekter får göras utanför riktvärdesmodellen.

De toxikologiska referensvärden som används i modellen har tagits från nationella och internationella expertgruppers sammanställningar. Dessa bygger ofta på djurförsök. Eftersom människor och djur kan vara olika känsliga för olika föroreningar använder man osäkerhetsfaktorer för att kompensera för detta. Osäkerhetsfaktorer används också för att kompensera för andra skillnader, exempelvis att djurförsök ofta innebär att föroreningen ges i höga doser under kort tid och att känsligheten är olika för olika individer. Vid brist på kunskap om de faktiska skillnaderna i känslighet används osäkerhetsfaktorer för "att vara på den säkra sidan".

Även vid epidemiologiska undersökningar uppstår osäkerheter, bland annat för att det är svårt att bedöma den exponering som den studerade gruppen utsatts för och för att andra skadliga ämnen kan inverka på undersökningens resultat. Vidare är känsligheten hos dessa metoder ofta inte tillräcklig för att påvisa mindre eller subtila effekter som ändå anses oacceptabla.

Att kvantifiera osäkerheten i de toxikologiska referensvärdena (RfD-värden) är svårt. US EPA uppskattar att osäkerheten i sina RfD-värden (motsvarande TDI) är ungefär en faktor 10. En datasammanställning som utfördes inför framtagande av riktvärdesmodellen visar att olika organisationers uppskattningar kan skilja sig en faktor 10 eller mer. För genotoxiska ämnen anger US EPA ofta cancerriskfaktorn som övre gränsen för ett 95 procentigt konfidensintervall.

Osäkerheten i de toxikologiska referensvärdena är således en betydelsefull faktor för osäkerhet när riktvärden tas fram. Osäkerheten i de toxikologiska referensvärdena varierar mellan olika ämnen och kan i vissa fall vara större än den osäkerhet som finns i beräkningen av exponeringen.

9.1.2 OSÄKERHETER I RIKTVÄRDEN FÖR SKYDD AV MARKMILJÖN

I modellen för skydd av markmiljön är de delar som berör bedömning av halter och exponering starkt integrerad med bedömningen av effekter. Eftersom marklevande organismer har direkt kontakt med den förorenade jorden bedöms effekter direkt från den uppmätta föroreningshalten i marken. Effekter beaktas för enskilda ämnen och eventuell hänsyn till samverkans effekter får göras utanför riktvärdesmodellen.

Riktvärdena avser att skydda markens funktion. Markmiljön är dock ett komplicerat system av processer, organismer och näringskedjor där funktion kan definieras på olika sätt och är svår att bestämma. Därför har skyddet av markmiljö definierats som ett skydd av en given andel av de arter som finns i marken. Denna förenkling innebär konceptuella osäkerheter.

De metoder som används för att ta reda på hur stor andel av arterna som påverkas bygger på att data från ekotoxikologiska tester används. För ämnen där det finns mycket data kan statistiska metoder användas, men om endast ett fåtal data finns används istället säkerhetsfaktorer för att inte underskatta riskerna. I många fall saknas data för markmiljön. Data från vattenmiljön har då justerats för att motsvara exponeringsförhållanden på land. En mindre mängd data leder naturligtvis till en ökande osäkerhet. De stora skillnader som finns mellan olika organisationers värden visar också på att det finns betydande osäkerheter i bedömningen av risker för markmiljön.

De modeller som används har i begränsad utsträckning verifierats mot fältdata. En svårighet med verifiering är att flera olika föroreningar ofta är inblandade, vilket medför att det är svårt att separera effekter av enskilda ämnen.

Osäkerheterna i bedömningen av effekter på markmiljön kan reduceras genom att använda en kombination av kemiska, toxikologiska och ekologiska undersökningar. Detta kräver dock relativt omfattande undersökningar, se Naturvårdsverket 2009a, Jones m.fl. 2006 och Jones m.fl., 2008.

9.1.3 OSÄKERHETER I RIKTVÄRDEN FÖR SKYDD AV GRUNDVATTEN OCH YTVATTEN

9.1.3.3 Bedömning av halter, exponering och spridning

Den modell som används för lakning av föroreningar bygger på att utlakningen är proportionell mot halten i det fasta materialet och är konstant i tiden. Utlakning av föroreningar kan variera kraftigt beroende på föroreningens sammansättning, ursprung och de kemiska förhållandena. De standardvärden för beräkning av utlakning (Kd-värden) som ges i modellen är satta för att inte underskatta lakningen i de flesta situationer och kan skilja sig från de som råder på den aktuella platsen. Genom att använda platsspecifika data kan lakningen anpassas till rådande förutsättningar och osäkerheten minskas (avsnitt 4.8.1).

Generellt gäller att de modeller som används för spridning till grundvatten och ytvatten i riktvärdesmodellen är av översiktlig typ. Om förorenings-spridning är en viktig faktor bör en fördjupad riskbedömning genomföras.

Enkla modeller används för beräkning av spridning och utspädning av föroreningar till grundvatten. Modellen för uppskattning av halter i grundvatten försummar effekter såsom fördröjning och nedbrytning under transporten och kan därigenom överskatta spridningen, speciellt på längre avstånd från källan. Indata till modellen är ofta svåra och dyrbara att mäta, till exempel hydraulisk konduktivitet. Därför görs ofta uppskattningar baserade på litteraturdata för olika jordarter, vilket innebär osäkerheter. Eftersom spridning i grundvattnet är en långsam process som pågår i det undersökta området så finns osäkerheter även vid jämförelse med fältdata.

Modellen för spridning till ytvatten grundar sig endast på utspädning och försummar viktiga processer såsom sedimentation. Detta innebär att de konceptuella och modellrelaterade osäkerheterna är stora och modellen är inte tillämpbar för ytvatten med hög vattenföring. Data till modellen kan oftast bestämmas med liten osäkerhet. Störst osäkerhet gäller i bedömningen av flödet genom de förorenade massorna, medan vattenföringen i ytvatten ofta kan bestämmas med tillräcklig säkerhet.

9.1.3.4 Bedömning av effekter

De kriterier som används för att bedöma spridning till grundvatten och ytvatten är till stor del baserade på kriterier satta nationellt eller inom EU, till exempel dricksvattennormer och miljökvalitetskriterier. Även dessa är behäftade med osäkerheter. De utgör dock en del av regelverket för att skydda människors hälsa och miljön och ingår inte direkt som en del i framtagandet av riktvärdena. För metaller och vissa svårnedbrytbara organiska ämnen baserar sig kriterierna för ytvatten på avvikelse från normalt förekommande halter i svenska ytvatten. Underlaget för en generell bedömning av dessa är relativt god, men för en platsspecifik bedömning kan underlaget vara sämre, vilket kan medföra osäkerheter.

9.2 Osäkerhets- och känslighetsanalys

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

För att bedöma hur ett riktvärde påverkas av dataosäkerheter kan till exempel känslighets- eller osäkerhetsanalys utföras.

I en känslighetsanalys varierar alla indata inom vissa gränser och man studerar hur beräknade riktvärden påverkas. Därigenom identifieras de parametrar som har störst påverkan på modellens resultat och som det är viktigt att ha en god kännedom om för att kunna minska osäkerheten (Öberg, 2006). Den riktvärdesmodell som beskrivs här har inget inbyggt system för att utföra känslighetsanalys, men en mycket förenklad känslighetsanalys kan göras med hjälp av beräkningsprogrammets redovis-

ningsdel (fliken Riktvärden). Där redovisas den relativa betydelsen av de olika exponeringsvägarna och den eller de exponeringsvägar som är dominerande för det studerade beräkningsfallet kan därmed identifieras. Med kunskap om vilka parametrar som har störst betydelse för den aktuella exponeringsvägen kan sedan en enklare känslighetsanalys genomföras genom att variera dessa parametrar. Många parametrar inverkar linjärt på envägsconcentrationen för den studerade exponeringsvägen, till exempel halverar en fördubbling av intaget av förorenad jord envägsconcentrationen för intag av jord. Om flera exponeringsvägar har likartad betydelse kan variationen bli mer komplex eftersom andra exponeringsvägar kan komma att styra riktvärdet för vissa val av parametrar.

Osäkerhetsanalysen går ett steg längre genom att man tar fram en statistisk fördelning för modellens olika parametrar. Fördelningen beskriver osäkerheten i parametervärdet genom att ge sannolikheten för att parametervärdet överskrider ett visst värde. Det kan ofta vara motiverat att skilja mellan variabilitet (t.ex. skillnad i kroppsvikt mellan olika individer) och osäkerhet (t.ex. bristande kunskap om fördelningsfaktorn för ett ämne).

Probabilistiska simuleringsmetoder kan användas för att göra osäkerhetsanalys (se till exempel Öberg m.fl., 2006). Istället för att beräkna riktvärden med hjälp av punktskattningar av parametervärdena används istället fördelningarna för parametervärdena. Det kan göras genom att värden på alla modellparametrar slumpas ut från sina statistiska fördelningar och en lång serie simuleringar genomförs med olika kombinationer av de slumpade parametrarna. De riktvärden som erhålls från de enskilda simuleringarna ställs samman till en statistisk fördelning av riktvärdet. På detta sätt kan man beräkna hur osäkerheten i indata slår på osäkerheten i riktvärdena. En viktig och svår del i osäkerhetsanalysen är att ta fram realistiska fördelningar för osäkerheten i indata. Ofta saknas tillräckligt med information för att ta fram hur fördelningen ser ut och hur olika antaganden får göras. Valet av sannolikhetsfördelning kan vara den enskilt viktigaste faktor som påverkar utfallet av osäkerhetsanalysen och bör därför motiveras och dokumenteras (Öberg m.fl., 2006). En osäkerhetsanalys av riktvärden kan ingå i en fördjupad riskbedömning, se Naturvårdsverket, 2009a.

Referenser

- Bockting G J M, Koolenbrander J G M, och Swartjes F A (1996).**
SEDISOIL: Model for calculating human exposure due to contaminated sediments. RIVM Bilthoven, Report nr 715810011.
- Clavensjö B (2002).** *Radonåtgärders beständighet.* SSI Rapport 2002:10. Statens strålskyddsinstitut.
- ECB (2003).** *European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part 1.* European Chemicals Bureau.
- Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerrehansen J och Grøn C (2006).** *Laktester för riskbedömning av förorenade områden – huvudrapport och underlagsrapport 1a.* Naturvårdsverket rapport 5535 (Hållbar sanering).
- Elert M, Eliaeson K, Strandberg J, Nilsson S, Wadstein E, Enell A, Berggren Kleja D och Gustafsson J P (2008).** *Föroreningsspridning – tillämpning och utvärdering av metoder.* Naturvårdsverket rapport 5834 (Hållbar sanering).
- Grøn C (2006).** *Laktester för riskbedömning av förorenade områden – Underlagsrapport 2b: Tester för bedömning av oral biotillgänglighet vid intag av jord.* Naturvårdsverket rapport 5557 (Hållbar sanering).
- Gustafsson J P, Elert M, Berggren Kleja D och Jarvis N (2007).**
Modeller för spridning av metaller från mark till vatten. Naturvårdsverket rapport 5741 (Hållbar sanering).
- Jones C, Allard A S, Bengtsson B E, Gilek M och Gunnarsson J (2006).**
Förbättrade miljöriskbedömningar. Naturvårdsverket rapport 5538 (Hållbar sanering).
- Jones C, Allard A S, Gilek M, Gunnarsson J, Lenoir L, Persson T, Rutgers M, Taylor A och Yesilova H (2008).** *Metodik för miljöriskbedömning.* Naturvårdsverket rapport 5928 (Hållbar sanering).
- Mackay D och Patterson S (1981).** *Calculating fugacity, Environmental Science Technology*, 15, 9, 1006-1014.
- MDEP (1994).** *Background documentation for the development of MCP numerical standards.* Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.
- Miljøstyrelsen (1998).** *Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser, Vejledning fra Miljøstyrelsen No 7.* Miljøstyrelsen, Danmark.

- Naturvårdsverket (1997a).** *Generella riktvärden för förorenad mark – beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning.* Naturvårdsverket rapport 4638.
- Naturvårdsverket (1997b).** *Development of generic guideline values – Models and data used for the development of generic guideline values for contaminated soils in Sweden.* Naturvårdsverket report 4639.
- Naturvårdsverket (1997c).** *Tillståndet i svensk åkermark.* Naturvårdsverket rapport 4778,
- Naturvårdsverket och SPI (1998).** *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet.* Naturvårdsverket rapport 4889.
- Naturvårdsverket (2008a).** Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Naturvårdsverket remissversion 2007-12-11.
- Naturvårdsverket (2009a).** *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.* Naturvårdsverket rapport 5977.
- Naturvårdsverket (2009b).** *Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål.* Naturvårdsverket rapport 5978.
- RIVM (2001).** Rikken M.G.J., Lijzen J.P.A. och Cornelese A.A. *Evaluation of model concepts on human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL.* RIVM report 711701 022.
- SFT (1999).** *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn.* Statens Forurensningstilsyn, Veiledning 99:01a.1999.
- SGU (2006).** *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping.* Andersson M, Rapport K 45, Sveriges Geologiska Undersökning (Innehåller även rikstäckande data).
- SGU (2007).** Maxe L, Mellqvist E, Blad L, Ahlström L och Jirner Lindström E. *Vattenkvalitet och markanvändning – en sammanställning av data ur databasen DGV februari 2007.* SGU-rapport 2007:19.
- SGU (2005).** Lång L-O, Bergstedt-Söderström och Ojala L. *Förslag till distriktsvis inventering av grundvattenförekomster.* SGU-rapport 2005:3.
- SLU (2007).** *Mark- och grödoinventeringen, Data insamlat 1988–2003.* Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se).
- Shell (1994).** *The concepts of HESP, Reference Manual, Human exposure to soil pollutants,* Version 2.10a, Shell Internationale Petroleum, The Hague.

- TPHCWG (1997a).** *A risk-based approach for the management of Total Petroleum Hydrocarbons in soil. A technical overview of the petroleum hydrocarbon risk assessment approach of the TPH Criteria Working Group.* TPH Criteria Working Group, Toxicological Technical Action Group (<http://www.aehs.com>).
- TPHCWG (1997b).** *Development of fraction specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Volume IV, TPH Criteria Working Group, Toxicological Technical Action Group (<http://www.aehs.com>).
- Trapp (2002).** *Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics, Environmental toxicology and chemistry.* Volume 21, No 1, 203–206.
- USEPA (1996).** *Soil Screening Guidance: Technical Background document.* EPA/540/R-95/128. PB96-963502, US EPA, Washington, VA.
- van den Berg R (1995).** *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C toetsingswaarden.* Rapport nr 725201006. Modified version of original report from 1991. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Netherlands.
- van den Berg M, Birnbaum L S, Denison M, m.fl. (2006).** *Review The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds.* Toxicological Sciences 93(2), 223–241.
- Åkerblom G, Pettersson B och Rosén B (1990).** *Radon i bostäder – Markradon.* R85 (rev 1990), Byggforskningsrådet.
- Öberg T (2006).** *Probabilistisk riskbedömning fas 1. Sannolikhetsbaserad uppskattning av miljö- och hälsorisker i förorenade markområden – en litteraturöversikt.* Naturvårdsverket rapport 5532 (Hållbar sanering).
- Öberg T, Sander P och Bergbäck B (2006).** *Probabilistisk riskbedömning fas 2.* Naturvårdsverket rapport 5621 (Hållbar sanering).

BILAGA 1

Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen



Riktvärdena bygger på försiktiga men rimliga antaganden.

I denna bilaga redovisas de indata som ingår i riktvärdesmodellen i form av generella modelldata, ämnesspecifika parametrar samt data för de givna scenarierna känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM. I texten ges en kortfattad sammanställning av vilka principer och referenser som använts för att ta fram data till parametrarna. I tabellform redovisas även valda värden och referenser till datakällor för respektive parameter.

Först beskrivs de modell- och scenarioparametrar som används för att beskriva exponering och spridning i de givna scenarierna KM och MKM i riktvärdesmodellen. Dessa scenarier ligger också till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. Därefter behandlas de ämnesspecifika parameterarna för de ämnen som ingår i riktvärdesmodellen.

Innehåll

1	MODELL- OCH SCENARIOPARAMETRAR	115
1.1	Data för exponeringsparametrar	115
1.1.1	Exponerade grupper	116
1.1.2	Intag av jord	116
1.1.3	Hudupptag	116
1.1.4	Inandning av ångor	117
1.1.5	Inandning av damm	117
1.1.6	Intag av dricksvatten	118
1.1.7	Intag av växter	118
1.1.8	Akutexponering	119
1.2	Data för fördelning och transport av föroreningar	119
1.2.1	Data för jordens egenskaper	119
1.2.2	Utlakning av föroreningar	120
1.2.3	Utspädning i grundvatten	121
1.2.4	Ytvattenrecipienter	121
1.2.5	Inträngning av ångor i hus och föroreningstransport till utomhusluft	121
1.2.6	Upptag av organiska ämnen i växter	122
1.2.7	Upptag av organiska ämnen i fisk	123
1.3	Sammanfattning av scenarioparametrar	124
1.4	Sammanfattning av modellparametrar	126
2	ÄMNESSPECIFIKA PARAMETRAR	129
2.1	Fysikaliska och kemiska parametrar	129
2.1.1	Data för beräkning av utlakning (Kd-värden)	129
2.1.2	Koc och Kow	130
2.1.3	Henrys konstant	130
2.1.4	Frifasgränser	131
2.2	Bioupptagsfaktorer	132
2.2.1	Upptag av föroreningar i växter	132
2.2.2	Upptag av föroreningar i fisk	132
2.3	Toxicitetsparametrar	133
2.3.1	Toxicitetsdata för polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	133
2.3.2	Hudupptag	134
2.3.3	Akut toxicitet	135
2.4	Riktvärden för skydd markmiljön	135

2.4.1	Dataunderlag	135
2.4.2	Utvärdering av dataunderlag	136
2.5	Haltkriterier för skydd av ytvatten	136
2.5.1	Metaller	137
2.5.2	PCB och dioxiner	138
2.5.3	Övriga organiska ämnen	138
2.6	Haltkriterier för skydd av grundvatten	138
2.7	Bakgrundshalter av metaller i mark	139
3	TABELLER MED ÄMNESSPECIFIKA PARAMETRAR	143
4	REFERENSER	163

1 Modell- och scenarioparametrar

I detta kapitel redovisas valda värden för de scenarioparametrar som beskriver exponering och transport av föroreningar för de givna scenarierna känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM. Valda värden och de resonemang som används i valet av värdena utgör också ett underlag för att ta fram platsspecifika riktvärden. Parametrar som kan förväntas vara platsspecifika såsom jordens egenskaper och recipientförhållanden klassas som scenarioparametrar, medan parametrar som är allmängiltiga såsom diffusiviteter, kroppsvikt för barn och vuxna och fetthalt i fisk klassas som modellparametrar.

Avsnitt 1.1 behandlar data för de parametrar som används för beräkning av exponering av människor och avsnitt 1.2 data för de parametrar som används för beskrivning av fördelning och transport av föroreningar. Valda värden för scenarioparametrar och modellparametrar redovisas i tabell A1.2 respektive och A1.3.

1.1 Data för exponeringsparametrar

Data för exponeringsparametrar baserar sig på en genomgång av utländsk litteratur rörande exponeringsdata, med inriktning på data som används för liknande typer av riskbedömningar av förorenad mark (RIVM, CLEA, UMS, ECETOC, USEPA) samt svenska sammanställningar av matvanor (Livsmedelsverket) samt annan statistik från SCB. Baserat på denna genomgång har parametervärden valts för de givna scenarierna känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM.

De data som beskriver hur människor använder det förorenade området, såsom exponeringstider och konsumtionsmönster klassas som scenarioparametrar. Parametrar som är mer generella, såsom ålder, vikt, intag av jord och andningshastighet, har klassats som modellparametrar.

Modellparametrar är parametrar som är nära kopplade till valet av beräkningsmetodik eller till de bakomliggande principer som använts för beräkning av riktvärden, och är därmed inte knutna till de enskilda scenarierna. Modellparametrar bör därför normalt inte ändras när man tar fram platsspecifika riktvärden.

1.1.1 EXPONERADE GRUPPER

Exponeringen beräknas som medelvärden över en längre tids exponering av de två grupperna barn respektive vuxna. För ämnen med tröskeleffekter beräknas genomsnittlig exponering per kilogram kroppsvikt som ett årsmedelvärde.

Kroppsvikt för barn antas vara 15 kg, baserat på ECETOC, 2001 och motsvarar genomsnittsvikten för barn omkring 3 år. Kroppsvikt för vuxna antas vara 70 kg, baserat på ECETOC, 2001 och WHO 1999b. Medelvikten för svenska män och kvinnor är 83,6 respektive 68,5 kg.

För ämnen som påverkar arvsmassan (genotoxiska ämnen) beräknas ett livstidsmedelvärde över en livslängd på 80 år, baserat på medellivslängden i Sverige som är 78,4 år för män och 82,8 år för kvinnor (SCB, 2005).

Exponering av barn antas ske under en period av 6 år, baserat på van den Berg, 1995. Exponering av vuxna antas ske under 74 år för KM (7 år till 80 år) och under 59 år för MKM (7 år till 65 år).

1.1.2 INTAG AV JORD

För intag av jord antas vistelsetid på det förorenade området vara 365 dagar per år för KM (ingen begränsning av markanvändning). För MKM antas vuxna vistas på området 200 dagar per år, baserat på antal arbetsdagar. Barn antas vistas på området 60 dagar per år, baserat på besök på området cirka en gång per vecka.

Parametern dagligt jordintag representerar den jord som man oavsiktligt eller avsiktligt får in genom munnen i form av damm och partiklar. Intag av jord kan ske både utomhus och inomhus genom jord som kommer in i bostäder. Data för det dagliga jordintaget bygger på långtidsmätningar på människor som har exponerats för jord i hemmet (KM) eller på arbetsplatser (MKM) och representerar därför ett genomsnittligt intag över hela dygn. Värdena bör därför normalt inte viktas om för antal timmar människor vistas i området.

Barns intag av jord är för KM 120 mg/d och är summan av ett genomsnittligt jordintag på cirka 100 mg/dag (USEPA, 2002) samt enstaka avsiktliga intag på 5 g jord per gång vid 10 tillfällen under perioden 0-6 år. Värdet för MKM (80 mg/d) har satts något lägre än för KM eftersom barn som vistas på MKM-områden antas vara äldre och inte lika benägna till avsiktligt intag av jord. Detta värde är i samma storleksordning som används för äldre barn i andra modeller (UMS, 1997, IEUBK, 2005).

Den litteratursammanställning som gjorts visar att flertalet modeller använder ett jordintag för vuxna i bostadsmiljö på cirka 50 mg/d. Detta värde har valts för KM. Värdet för MKM (20 mg/d) har satts något lägre än för KM beroende på en mindre intensiv kontakt med jorden.

1.1.3 HUDUPPTAG

Hudupptag antas ske 120 dagar per år för KM, baserat på exponering endast under delar av året (4 månader per år). För MKM antas hudupptag ske 90 dagar per år för vuxna, där exponering sker vid arbetet endast under delar av året, och för barn 60 dagar per år (jämför intag av jord).

Beräkningen av exponerad hudyta utgår från att vid känslig markanvändning har barn hela kroppen utom bålen exponerad (baserat på USEPA, 2002), vilket motsvarar 70 procent av den totala hudytan. Exponerad hudyta för vuxna är baserad på ett scenario där personerna är klädda i shorts och kortärmad tröja. Det använda värdet följer USEPA:s rekommendation (USEPA, 1997) att räkna på 25 procent av en genomsnittlig kroppsytan på 2 m².

För mindre känslig markanvändning antas att barn har shorts, skor och korta ärmar, motsvarande 25 procent av den totala hudytan, medan vuxna har långbyxor och kortärmad tröja, motsvarande 15 procent av den totala hudytan.

Den antagna hudexponeringen (mängd jord per m² exponerad hudyta, 2000 mg/m²) baserar sig på data för trädgårdsarbetande vuxna (Kissel et al., 1996, USEPA, 1997) och motsvarar även värden som uppmätts för förskolebarn som vistas ute och inne (USEPA, 2002). Samma värde används därför för såväl barn som vuxna. För beräkning av absorptionen genom huden används även ämnesspecifika hudupptagsfaktorer, se avsnitt 2.3.2.

1.1.4 INANDNING AV ÅNGOR

Den mängd luft som andas in (andningshastigheten) som används i riktvärdesmodellen är 20 m³/dag för vuxna och 7,6 m³/dag för barn. Dessa antaganden är baserade på CSOIL-modellen (RIVM, 2001f). En genomgång av ett antal exponeringsmodeller har visat att de flesta modeller använder liknande antaganden.

Vistelsetid i dagar per år för inandning av ångor är samma som vistelsetiden för jordintag. För KM antas exponering ske hela dygnet (24 timmar per dygn) medan för MKM antas personen exponeras under 8 timmar per dygn. För inandning av ångor i de givna scenarierna antas att hela vistelsetiden på det förorenade området tillbringas inomhus.

1.1.5 INANDNING AV DAMM

Mätningar av partikelhalt i luft har genomförts i relativt stor omfattning i Sverige. Ofta mäts partikelfraktionen PM₁₀, det vill säga partiklar med motsvarande aerodynamiska egenskaper som en sfär med en diameter på upp till 10 µm. Detta motsvarar ungefär partiklar som kan passera svalget. I många fall mäts också en finfraktion, PM_{2.5}, som i stort sett motsvarar fina partiklar som kan nå lungblåsorna. Andelen PM_{2.5} är vanligen cirka 50–90 procent av halten PM₁₀, medelvärde 73 procent (Putaud et al., 2003).

Partikelhalterna i omgivningsluften varierar kraftigt mellan olika lokaler och mellan olika tidpunkter. På landsbygden i Sverige räknar man med ett årsmedelvärde för PM₁₀-halter på 8–16 µg/m³ (Socialstyrelsen, 2005). I stadsmiljö är bakgrunden cirka 14–20 µg/m³, men kan i trafikerade gatumiljöer vara betydligt högre och är på många platser över den miljökvalitetsnorm som finns, maximalt 40 µg/m³ i årsmedelvärde.

Halten damm från ett förorenat område i utomhusluft beräknas utifrån bakgrundshalten av damm i stadsmiljö på 20 µg/m³ och antaganden att upp till hälften av PM₁₀-halten kan ha mineralogent ursprung, varav 50 procent härrör från det förorenade området. Detta ger ett årsme-

delvärde på 5 µg/m³ som bedöms vara rimligt konservativ. Antagandet stöds av teoretiska modellberäkningar av PM10-emissioner från jord vid tre platser i Sverige (RIVM-VITO, 2006) och studier av dammbildning vid olika aktiviteter och på olika slags markyta (Gustafsson m.fl., 2006). Halten damm i inomhusluft antas vara 75 procent av utomhushalten baserat på PM2.5-fraktionen eftersom det är den fina fraktionen som transporteras till inomhusluft.

Föroreningshalterna är ofta högre i fina partiklar än i den förorenade jorden som genomsnitt, men kan variera beroende på jordtyp och förorenings ursprung (Bright m.fl., 2006). Normalt görs inte undersökningar på extremt finpartikulärt material, men en sammanställning av undersökningar av finfraktioner (mindre än cirka 125–500 µm) från impregneringsanläggningar och glasbruk visar att föroreningshalterna kan vara cirka 2–6 gånger högre i den fraktionen än i materialet som helhet. Detta är i överensstämmelse med vad man funnit vid mätningar av blyhalt i damm från förorenade områden. I Young m.fl., 2001 mättes halter i förorenad jord och i PM10 och halterna i PM10-fraktionen var upp till 8 gånger högre än i jorden i genomsnitt. I riktvärdesmodellen används en faktor 5 för att relatera föroreningshalten i damm till den genomsnittliga föroreningshalten i marken.

Andningsvolymer för inandning av damm antas vara samma som för exponeringsvägen inandning av ångor, se ovan. Lungretention av partiklar antas vara 75 procent för både barn och vuxna (van den Berg, 1995), vilket motsvarar andel PM2.5 av PM10.

Vistelsetid i dagar per år för inandning av damm antas vara densamma som för jordintag. För KM antas att den exponerade personen är i området hela dygnet (24 timmar per dygn) medan för MKM antas att personen vistas i området 8 timmar per dygn. För inandning av damm i de givna scenarierna antas att hela vistelsetiden på det förorenade området tillbringas inomhus.

1.1.6 INTAG AV DRICKSVATTEN

I riktvärdesmodellen antas att intaget av vatten är 2 liter per dag för vuxna och 1 liter per dag för barn. Värdena är baserade på WHO:s Guideline for drinking water quality (WHO, 2004a). Dessa värden motsvarar 95 percentilen av intaget av kranvatten inklusive te och kaffe enligt Livsmedelsverket 2002 och 2006, men i dessa data ingår inte vatten som används i matlagningen.

1.1.7 INTAG AV VÄXTER

Intaget av växter som används i riktvärdesmodellen baseras på Livsmedelsverkets undersökningar av vuxna och barn (Livsmedelsverket 2002 och 2006). Utifrån dessa undersökningar blir det genomsnittliga intaget av grönsaker, rotfrukter/potatis, frukt, bär och svamp sammanlagt 391 g/d för kvinnor och 368 g/d för män, samt 244 g/d för barn 4 år och 270 g/d för barn 8 år. Den individuella variationen är dock stor. I modellen antas intaget vara 400 g/d för vuxna och 250 g/d för barn.

Fördelningen av intaget i rotsaker respektive grönsaker, frukt och bär varierar mellan åldersgrupper och mellan kvinnor och män. Ett genomsnitt över alla åldrar och kön antas vara att hälften av det totala intaget

består av rotsaker och hälften består av grönsaker (Livsmedelsverket 2002 och 2006).

10 procent av de konsumerade grönsakerna antas härstamma från det förorenade området. Detta är baserat på data från Nederländerna (RIVM, 2001a). Andelen egenodlade grönsaker varierar dock kraftigt mellan olika individer.

Förhållandet torrsvikt/färskvikt antas vara 0,117 kg torrsvikt/kg färskvikt för blad- och stjälkgrönsaker och 0,202 kg torrsvikt/kg färskvikt för rotgrönsaker, baserat på van den Berg, 1995.

1.1.8 AKUTEXPONERING

För beräkning av riktvärden för skydd mot akuta hälsoeffekter från ämnen med hög akuttoxicitet antas ett engångsintag på 5 g jord för ett barn i åldern 1-2 år med kroppsvikt 10 kg.

1.2 Data för fördelning och transport av föroreningar

I detta avsnitt beskrivs data för de generella parametrarna som används för att beskriva fördelning och spridning av föroreningar.

1.2.1 DATA FÖR JORDENS EGENSKAPER

I riktvärdesmodellen används data för en standardjord som underlag för de generella riktvärdena. Denna motsvarar förhållandena för normaltäta jordarter. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden kan parametrarna för jordens egenskaper anpassas till förhållandena på platsen.

Som stöd för anpassning till platsspecifika förhållanden kan de data som tagits fram för de branschspecifika riktvärdena för bensinstationer användas (Naturvårdsverket och SPI, 1998). Där definierades ett antal jordarter som täcker in typiska förhållanden i Sverige definierade enligt den benämning av jordarter som ges i Karlsson och Hansbo, 2000. Dessa är:

- Genomsläppliga jordarter, till exempel sand, grus, grusig morän, grövre siltjordar.
- Normaltäta jordarter, till exempel silt- och sandjordar, sandig-siltig morän, sandig morän, siltmorän och sandmorän (används som utgångspunkt för de generella riktvärdena för mark).
- Täta jordarter, till exempel lera och moränlera.

Torr densitet för jordar med lerig till sandig textur varierar mellan 1,28 till 1,61 kg/dm³ (Marshall m.fl., 1996). Valt värde för de fördefinierade jordarterna är 1,5 kg/dm³.

Halten organiskt kol används för att beräkna bindningen av organiska föroreningar till de fasta partiklarna i jorden och har därför betydelse för uppskattningen av urlakningen av förorening från jorden. Viktfraktionen organiskt kol i standardjorden antas vara 2 procent (Lundin m.fl., 2005). Lägre halter organiskt kol kan förekomma i svenska jordar, vanligen avtar också halten organiskt kol med djupet.

Organiska föroreningars bindning till jorden har visat sig ha ett i det närmaste linjärt förhållande till halten av organiskt kol i jorden. Vid mycket låga halter av organiskt material (mindre än 0,1–0,5 procent) kan dock andra komponenter i jorden vara av betydelse, till exempel lermineraler, vilket gör att man får en viss fastläggning även i jordar med mycket låg halt organiskt material. Vid höga halter av organiskt material (mer än 15–20 procent) kan avvikelser från det linjära förhållandet uppträda. Vid beräkning av platsspecifika riktvärden bör det värde som används i riktvärdesmodellen för halten organiskt kol ligga i intervallet 0,5–15 viktsprocent.

Jordens vattenhalt påverkar främst transporten av flyktiga ämnen i jorden. Vattenhalten i jordprofilen vid hydrostatiska förhållanden har beräknats enligt van Genuchten, 1980. För standardjorden motsvarar det vattenhalten i en normaltät jord på djupet 0,7–2 m.

Värden på de grundläggande parametrarna för olika jordarter som kan användas vid platsspecifika beräkningar redovisas i tabell A1.1.

Tabell A1.1. Parametrar för jordens egenskaper för de generella riktvärdena (riktvärdesmodellen) samt för olika jordarter (från Naturvårdsverket och SPI, 1998).

Parameter	Data för generella riktvärden	Referens, generella riktvärden	Data för olika jordarter:			Enhet
			Genomsläpplig	Normaltät	Tät	
Porositet	0,40		0,35	0,40	0,45	dm ³ por /dm ³ jord
Vattenhalt i jorden	0,32	beräknat från data för olika jordarter	0,11	0,31	0,39	dm ³ vatten /dm ³ jord
Lufthalt i jorden	0,08	uträknat från vattenhalt och porositet	0,24	0,09	0,06	dm ³ luft /dm ³ jord
Halt organiskt kol ytligt djupt	2,0	Lundin m.fl., 2005	1,0 0,5	2,0 0,5	2,0 0,5	vikt-%
Jordens torrdensitet	1,5	Van den Berg m.fl., 1995	1,5	1,5	1,5	kg/dm ³

1.2.2 UTLAKNING AV FÖRORENINGAR

De data som ges i riktvärdesmodellen för förorenad mark för att beskriva frigörelse och spridning av föroreningar från det förorenade området används för att beräkna de generella riktvärdena. Värdet på dessa parametrar kan variera kraftigt mellan olika områden.

För de givna scenarierna KM och MKM antas storleken av det förorenade området vara 2 500 m², med en utsträckning på 50 meter längs grundvattnets flödesriktning och 50 m tvärs grundvattnets flödesriktning.

Grundvattenbildningen avser den del av nederbörden som infiltrerar genom den förorenade marken och når grundvattnet. Den beräknas som nederbörd minus ytavrinning, avdunstning och transpiration via växter. Grundvattenbildningen beror av jordart, markanvändning, nederbörd och temperatur och varierar kraftigt mellan olika delar av Sverige. I en översiktlig beräkning av grundvattenbildningen i svenska typjordar anges värden inom intervallet 130–670 mm/år (Grip och Rohde, 1994, SMHI, 2002 och Rohde m.fl., 2006). I dessa beräkningar antas att all avrinning sker via grundvatten och tar därmed inte hänsyn till ytavrinning. På förorenade markområden antas normalt att ytavrinning sker, vilket ger en lägre grundvattenbildning. I de givna scenarierna KM och MKM antas

grundvattenbildningen som ett genomsnitt över det förorenade området vara 100 mm/år, vilket tar hänsyn till att delar av avrinningen sker på markytan och inte påverkar förorenad mark.

I modellen antas att organiska föroreningar kan bindas till mobilt organiskt kol (DOC) och därigenom transporteras vidare till grundvattenzonen. Eftersom det är transporten till och i grundvattenzonen som ska beräknas i riktvärdesmodellen baserar sig halten DOC på de halter som man kan påträffa i grundvattnet. Typiska DOC-halter i grundvatten ligger i intervallet 1–10 mg/l. DOC-halter i skogsjordar under B-horisonten har uppmätts till mellan 2 och 7 mg/l (Fröberg m.fl., 2006). Medelhalten organiskt kol i grundvatten i drygt 5 000 prover från SGU:s miljöövervakning är 3,5 mg/l och medianvärdet är 2 mg/l. Som standardvärde i modellen används en halt mobilt organiskt kol i grundvatten på 3 mg/l (0,000003 kg/l). Förhållanden K_{DOC}/K_{oc} antas vara 0,24 och är baserat på mätningar av K_{oc} och K_{DOC} för organiska ämnen (Frankki, 2006, Burchard, 2000 och Seth m.fl., 1999).

1.2.3 UTSPÄDNING I GRUNDVATTEN

Utspädningen i grundvattnet beror av avståndet från det förorenade området. För scenariot känslig markanvändning beräknas utspädningen i en punkt direkt nedströms området (avstånd till brunn för uttag av grundvatten alternativt till skyddsvärt grundvatten är 0 m). För scenariot mindre känslig markanvändning antas avståndet från det förorenade området till brunnen vara 200 m.

Den hydrauliska konduktiviteten avser horisontell riktning. För det generella fallet med normaltät jord antas en hydraulisk konduktivitet på 10^{-5} m/s (Naturvårdsverket, 1999a). Grundvattengradienten antas vara 0,03 m/m. Observera att grundvattengradienten är beroende av den hydrauliska konduktiviteten. Därför kan inte vilka kombinationer som helst av gradient och hydraulisk konduktivitet användas. Den vattenförande zonen tjocklek, akviferens mäktighet, antas vara 10 m.

För scenarier där föroreningen ligger under grundvattenytan ges som standardvärde en mäktighet av föroreningen under grundvattenytan på 1 m.

1.2.4 YTVATTENRECIPIENTER

För de givna scenarierna antas ytvattenrecipienten vara en medelstor sjö, med volymen 1 miljon m^3 och en omsättningstid på 1 år. För vattendrag antas vattenföringen vara 1 miljon $m^3/år$ (cirka 30 l/s), vilket motsvarar flödet i ett vattendrag med ett avrinningsområde på 3-6 km^2 . Vattendraget antas vara vattenförande året om.

1.2.5 INTRÄGNING AV ÅNGOR I HUS OCH FÖRORENINGSTRANSPORT TILL UTOMHUSLUFT

För beräkning av inträngning av ångor i hus antas huset ha en bottenyta av 100 m^2 och en luftvolym av 240 m^3 , vilket är beräknat utifrån en antagen takhöjd av 2,4 m.

Luftomsättningen i huset, är baserat på krav på ventilationsflöde (Boverket, 2006) på 0,35 l/s per m^2 golvyta, vilket innebär en luftomsättning på drygt 12 gånger per dag. Lägre omsättning kan dock förekomma på grund av isolering och tätning.

Hur mycket markluft som läcker in i ett hus beror av lufttryckskillnaden mellan huset och marken, sprickor och otätheter i grunden samt även luftgenomsläppligheten i marken. Inläckage av markluft till byggnad har baserats på data från undersökningar som har gjorts av inträngning av radon i hus. Andelen av den totala mängden tilluft som utgörs av markluft varierar från 0,1 upp till 10 procent (Clavensjö m.fl., 1983). För den luftomsättning som gäller för basfallet skulle detta innebära ett intag av markluft på cirka 3 till 300 m³/d. Som standardvärde har valts ett värde på den lägre nivån 2,4 m³/d, eftersom en stor andel markluft från tilluft kan förväntas i hus med lägre luftomsättning.

Djupet från dränerande lager under huset till föroreningen antas vara 0,35 m. Diffusivitet av föroreningar i luft antas vara 0,7 m²/dag och i vatten 0,000086 m²/dag (Cussler, 1987). Diffusiviteterna är valda som representativa för flyktiga organiska ämnen som hexan, bensen, toluen, xylen och klorbensen. Diffusiviteten är lägre för ämnen med högre molekylvikt.

För beräkning av utspädning i uteluft används en vindhastighet på 1 m/s, som representerar förhållanden vid svag vind (SNA, 1995).

1.2.6 UPPTAG AV ORGANISKA ÄMNINGEN I VÄXTER

Ett antal parametrar används i modellen för upptag av organiska ämnen i växter. De ekvationer som används redovisas i bilaga 3. Huvudsakligen har två datakällor använts: RIVM, 2001f och ECB, 2003c. Från den första referensen har parametervärden hämtats för:

- bulkdensitet på blad (800 kg våtvikt/m³) och rotsaker (1 000 kg våtvikt/m³)
- konduktans i blad (80 m/dag)
- despositionskonstant för resupenderad jord (0,01 dimensionslös)
- undre respektive övre gräns vid beräkning av Kow (0,3 respektive 200 000 l/kg)
- volymfraktion av fett i rotsaker (0,005 m³/m³)
- korrektionsfaktor för skillnad mellan fett i rotsaker och oktanol (0,77 dimensionslös)

Från ECB har parametervärden hämtats för:

- bladvolym (0,002 m³)
- bladarea (5 m²)
- transpirationsflöde i bladgrönsaker och rotsaker (0,001 m³/d)
- volymfraktion av fett i bladgrönsaker (0,01 m³/m³)
- hastighetskonstant för utspädning på grund av tillväxt i blad (0,035 per dag)
- korrektionsfaktor för skillnad mellan fett i bladgrönsaker och oktanol (0,95 dimensionslös)

Rotvolym ($0,001 \text{ m}^3$) har baserats på Trapp, 2002. Hastighetskonstanten för utspädning på grund av tillväxt i rötter har getts ett lågt värde för att inte underskatta halterna i rotdelen ($0,001$ per dag). I Trapp användes värden mellan $0,1$ och $0,01$ per dag.

1.2.7 UPPTAG AV ORGANISKA ÄMNEN I FISK

Vid beräkning av halten organiska ämnen i fisk med beräkningsprogrammet antas en fetthalt i fisk av 5 procent ($0,05 \text{ kg/kg}$) som ett representativt värde för insjöfisk (Livsmedelsverket, 2000). Fetthalten i fisk varierar beroende på fiskart mellan $0,3$ och 20 procent (Livsmedelsverket, 2000).

1.3 Sammanfattning av scenarioparametrar

Tabell A1.2. Scenarioparametrar som används i riktvärdesmodellen.

Scenarioparameter	Beteckning	Enhet	KM	MKM	Referens KM	Referens MKM
Vistelsetid för jordintag, barn	$t_{is-child}$	dag/år	365	60	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Vistelsetid för jordintag, vuxen	$t_{is-adult}$	dag/år	365	200	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Vistelsetid för hudupptag, barn	$t_{du-child}$	dag/år	120	60	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Vistelsetid för hudupptag, vuxen	$t_{du-adult}$	dag/år	120	90	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Vistelsetid för inandning av damm, barn	$t_{id-child}$	dag/år	365	60	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Vistelsetid för inandning av damm, vuxen	$t_{id-adult}$	dag/år	365	200	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Andel av tiden som tillbringas inomhus, inandning av damm	$f_{t-in-id}$	–	1	1	Antaget 100% vistelse inomhus	
Vistelsetid för inandning av ånga, barn	$t_{iv-child}$	dag/år	365	60	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Vistelsetid för inandning av ånga, vuxen	$t_{iv-adult}$	dag/år	365	200	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Andel av tiden som tillbringas inomhus, inandning av ånga	$f_{t-in-iv}$	–	1	1	Antaget 100% vistelse inomhus	
Konsumtion av växter, barn	CV_{child}	kg/dag	0,25	0	Baserat på Livsmedelsverket, 2006	se avsnitt 1.1
Konsumtion av växter, vuxen	CV_{adult}	kg/dag	0,4	0	Baserat på Livsmedelsverket, 2002	se avsnitt 1.1
Andel av konsumerade grönsaker odlade på platsen	f_h	–	0,1	0	se avsnitt 1.1	se avsnitt 1.1
Torr densitet för torr jord	ρ_b	kg/dm ³	1,5	1,5	Baserat på van den Berg R. et al, 1995	
Viktfraktionen organiskt kol i jorden	f_{oc}	–	0,02	0,02	Baserat på Lundin m.fl., 2005	Baserat på Lundin m.fl., 2005
Jordens vattenhalt	θ_w	dm ³ /dm ³	0,32	0,32	Baserat på van Genuchten. 1980	Baserat på van Genuchten. 1980
Jordens lufthalt	θ_a	dm ³ /dm ³	0,08	0,08	Beräknat	Beräknat

Scenarioparameter	Beteckning	Enhet	KM	MKM	Referens KM	Referens MKM
Längd av det förorenade området i flödesriktningen	L	m	50	50	Antaget	Antaget
Bredd av det förorenade området tvärs grundvattnets flödesriktning	W	m	50	50	Antaget	Antaget
Föroreningsens djup under grundvattnytan	Z _f	m	1	1	Antaget	Antaget
Luftvolym inne i huset	V _{house}	m ³	240	240	Beräknat	Beräknat
Luftomsättning i huset	I _{house}	dag ⁻¹	12	12	Baserat på Boverket, 2006 och Clavensjö och Åkerblom, 1992	Baserat på Boverket, 2006 och Clavensjö och Åkerblom, 1992
Yta under huset	A _{house}	m ²	100	100	Antaget	Antaget
Djup till förorening från dränerande lager	Z	m	0,35	0,35	Antaget	Antaget
Grundvattenbildning	I _r	mm/år	100	100	Baserat på Grip och Rodhe, 1994, SMHI, 2002 och Rodhe m.fl., 2006	Baserat på Grip och Rodhe, 1994, SMHI, 2002 och Rodhe m.fl., 2006
Hydraulisk konduktivitet	K	m/s	0,00001	0,00001	Modifierat efter Naturvårdsverket, 1999a	Modifierat efter Naturvårdsverket, 1999a
Hydraulisk gradient	i	m/m	0,03	0,03	Antaget	Antaget
Akviferens mäktighet	d _{aq}	m	10	10	Antaget	Antaget
Avstånd från det förorenade området till brunnen	X _{well}	m	0	200	Antaget	Antaget
Sjövolym	V _{lake}	m ³	1 000 000	1 000 000	Antaget	Antaget
Sjöns omsättnings-tid	t _{lake}	år	1	1	Antaget	Antaget
Flöde i vattendrag	Q _{sw}	m ³ /s	0,0317	0,0317	Antaget	Antaget
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	DOC	kg/dm ³	0,000003	0,000003	Fröberg m.fl., 2006; SGU:s miljöövervakning grundvatten	Fröberg m.fl., 2006; SGU:s miljöövervakning grundvatten

1.4 Sammanfattning av modellparametrar

Tabell A1.3.

Modellparametrar som används i riktvärdesmodellen.

Parameter	Bet.	Värden	Enhet	Referens
Förhållande K_{DOC}/K_{OC}	f_{doc}	0,24	–	Baserat på Frankki, 2006, Burchard, 2000 och Seth m.fl., 1999
Diffusivitet i luft	$D_{0,g}$	0,7	m ² /dag	Baserat på Cussler, 1987
Diffusivitet i vatten	$D_{0,w}$	0,000086	m ² /dag	Baserat på Cussler, 1987
Inläckage av markluft till byggnad	L_a	2,4	m ³ /dag	Baserat på Clavensjö m.fl., 1983
Vindhastighet	v	1	m/s	Baserat på SNA, 1995
Förhållande torrsvikt / färsksvikt för blad- och stjälkgrönsaker	r_{stem}	0,117	kg/kg	Baserat på van den Berg, 1995
Förhållande torrsvikt / färsksvikt för rotsaker	r_{root}	0,202	kg/kg	Baserat på van den Berg, 1995
Andel konsumtion av blad- och stjälkgrönsaker	f_{leaf}	0,5	-	se avsnitt 1.1
Andel konsumtion av rotsaker	f_{root}	0,5	-	se avsnitt 1.1
Genomsnittligt intag av jord, barn, KM	SI_{child_KM}	120	mg/dag	Baserat på USEPA, 2002; se avsnitt 1.1
Genomsnittligt intag av jord, barn, MKM	SI_{child_MKM}	80	mg/dag	se avsnitt 1.1
Genomsnittligt intag av jord, vuxen, KM	SI_{adult_KM}	50	mg/dag	se avsnitt 1.1
Genomsnittligt intag av jord, vuxen, MKM	SI_{adult_MKM}	20	mg/dag	se avsnitt 1.1
Kroppsvikt, barn	m_{child}	15	kg	Baserat på ECETOC, 2001
Kroppsvikt, vuxen	m_{adult}	70	kg	Baserat på ECETOC, 2001 och WHO, 1999b
Exponeringsår som barn, KM	T_{child_KM}	6	år	Baserat på van den Berg, 1995
Exponeringsår som barn, MKM	T_{child_MKM}	6	år	Samma som för KM
Exponeringsår som vuxen, KM	T_{adult_KM}	74	år	Exponering antas ske från ålder 7 år till 80 år.
Exponeringsår som vuxen, MKM	T_{adult_MKM}	59	år	Motsvarar exponering från 7 till 65 år.
Integrationstid livstidsexponering	T_{int}	80	år	SCB, 2005
Jordexponering hud, barn	SE_{child}	2000	mg/m ²	Baserat på USEPA, 2002
Jordexponering hud, vuxen	SE_{adult}	2000	mg/m ²	Baserat på USEPA, 1997
Exponerad hudyta, barn, KM	A_{child_KM}	0,5	m ²	Baserat på USEPA, 2002
Exponerad hudyta, barn, MKM	A_{child_MKM}	0,2	m ²	se avsnitt 1.1
Exponerad hudyta, vuxen, KM	A_{adult_KM}	0,5	m ²	Baserat på USEPA, 1997
Exponerad hudyta, vuxen, MKM	A_{adult_MKM}	0,3	m ²	se avsnitt 1.1
Halt av jordpartiklar i inomhusluft	C_{d-in}	0,0075	mg/m ³	se avsnitt 1.1.5
Halt av jordpartiklar i utomhusluft	C_{d-out}	0,01	mg/m ³	se avsnitt 1.1.5
Andel partiklar från förorenat område, inomhus	f_{d-in}	0,5	–	Baserat på Putaud, 2003 och Hedberg 2001

Parameter	Bet.	Värden	Enhet	Referens
Andel partiklar från förorenat område, utomhus	f_{d-out}	0,5	–	Baserat på Putaud, 2003 och Hedberg, 2001
Anrikningsfaktor halt i partiklar/halt i jord	f_{dust}	5	–	Baserat på Young m.fl., 2001
Andningshastighet, barn	BR_{child}	7,6	m ³ /dag	Baserat på van den Berg, 1995
Andningshastighet, vuxen	BR_{adult}	20	m ³ /dag	Baserat på van den Berg, 1995
Lungretention, barn	LR_{child}	0,75	–	Baserat på van den Berg, 1995
Lungretention, vuxen	LR_{adult}	0,75	–	Baserat på van den Berg, 1995
Tidsfaktor inandning av ångor och damm, KM	t_{exp_KM}	1	–	Vistelse på området 24 timmar per dygn
Tidsfaktor inandning av ångor och damm, MKM	t_{exp_MKM}	0,33	–	Vistelse på området 8 timmar per dygn
Vattenkonsumtion, barn	WC_{child}	1	dm ³ /dag	Baserat på WHO, 2004a och Livsmedelsverket, 2006
Vattenkonsumtion, vuxen	WC_{adult}	2	dm ³ /dag	Baserat på WHO, 2004a och Livsmedelsverket, 2002
Fetthalt i fisk	I_{fish}	0,05	kg/kg	Livsmedelsverket, 2000
Kroppsvikt litet barn, akuttox.-beräkningar	$m_{small-child}$	10	kg	Vikt av barn i ålder 1–2 år
Intag av jord, akuttox.-beräkningar	m_{intake}	5000	mg	Antaget
Volymfraktion fett i växt, bladgrönsaker	F_{fat_leaf}	0,01	m ³ /m ³	ECB, 2003c
Bulkdensitet, blad (våtvikt)	ρ_{leaf}	800	kg/m ³	Baserat på RIVM, 2001f
Hastighetskonstant för utspädning p.g.a. tillväxt, bladgrönsaker	k_{G_leaf}	0,035	d ⁻¹	ECB, 2003c
Bladvolym	V_{leaf}	0,002	m ³	ECB, 2003c
Bladarea	A_{leaf}	5	m ²	ECB, 2003c
Transpirationsflöde, bladgrönsaker	Q_{leaf}	0,001	m ³ /d	ECB, 2003c
Konduktans i växt	g_{leaf}	80	m/d	Baserat på RIVM, 2001f
Korrektionsfaktor fett i bladgrönsaker-oktanol	b_{leaf}	0,95	–	ECB, 2003c
Utspädningsfaktor porluft-luft vid markytan	f	0,001	–	Uppskattad utifrån modellen för utspädning till uteluft
Depositionskonstant (resuspenderad jord)	DP	0,01	–	Baserat på RIVM, 2001f
Undre gräns vid beräkning av K_{OW}^*	K_{OW_min}	0,3	L/kg	Baserat på RIVM, 2001f
Övre gräns vid beräkning av K_{OW}^*	K_{OW_max}	200000	L/kg	Baserat på RIVM, 2001f
Volymfraktion fett i växt, rotgrönsaker	F_{fat_root}	0,005	m ³ /m ³	Baserat på RIVM, 2001f
Bulkdensitet, rot (våtvikt)	ρ_{root}	1000	kg/m ³	Baserat på RIVM, 2001f
Konstant för utspädning p.g.a. tillväxt och förlust, rotsaker	k_{G+E_root}	0,001	d ⁻¹	Trapp, 2002
Rotvolym	V_{root}	0,001	m ³	Trapp, 2002
Korrektionsfaktor fett i rotsaker – oktanol	b_{root}	0,77	–	Baserat på RIVM, 2001f
Transpirationsflöde, rotsaker	Q_{root}	0,001	m ³ /d	ECB, 2003c

2 Ämnesspecifika parametrar

I detta avsnitt redovisas och beskrivs data för ämnesspecifika parametrar.

2.1 Fysikaliska och kemiska parametrar

2.1.1 DATA FÖR BERÄKNING AV UTLAKNING (KD-VÄRDEN)

För metaller har en sammanställning gjorts av beräknade K_d -värden baserat på laktestresultat från den databas som tagits fram i Hållbar Saneringsprojektet ”Laktester för riskbedömning av förorenade områden” (Elert m.fl., 2006). I databasen är ett stort antal laktester sammanställda, huvudsakligen skaktester, utförda inom ramen för statligt bidragsfinansierade efterbehandlingsprojekt i Sverige. Denna databas bedöms ge ett relevant underlag för detta syfte eftersom den sammanställer data från förorenade områden i Sverige. De data som ingår har tagits fram med kontrollerade metoder.

Ur databasen har ett urval gjorts av laktester för respektive ämne med fastfashalt och eluathalter ($L/S=2$ och $L/S=10$) över detektionsgräns vid analysen. Information fanns tillgänglig för de metaller som sedan tidigare omfattats av generella riktvärden samt metallerna antimon, barium och molybden. För dessa laktester har K_d -värden beräknats vid $L/S=2$ och $L/S=10$ och plottats mot fastfashalten. Därefter har den statistiska fördelningen av K_d -värdena för respektive ämne beräknats. Endast analyser av prover med förorenad jord (halt över naturlig bakgrund) har tagits med i utvärderingen. Som haltgräns för naturlig bakgrund har valts 50-percentilen för morän analyserad med ICP-MS i SGU:s sammanställning (SGU, 2007). För de ämnen som saknades i SGU:s sammanställning (krom VI, kvicksilver, barium) har värden från samtliga laktester tagits med.

I första hand har 10-percentilen av den statistiska fördelningen av experimentella värden valts som K_d -värde i riktvärdesmodellen. Det finns flera skäl att lägga tonvikten på experimentella värden i det lägre intervallet; laktester tenderar att underskatta långsiktig lakning av vissa typer av material, till exempel material som avger föroreningar genom vittring och förorenad mark med hög lakbarhet (låga K_d -värden) har relativt sett större betydelse för utsläppet från ett område. Valet av 10-percentilen bedöms motsvara en rimligt försiktig bedömning av rörligheten i förorenad mark för generella förhållanden.

För krom VI och antimon gav databasens sammanställning ett otillräckligt underlag. För krom VI används data från USEPA, 1996. Det

valda K_d -värdet motsvarar fastläggningen vid pH 7-8 i jord. K_d -värdena för krom VI ökar med minskande pH. För antimon används data sammanställda av ECB, 2008. Det valda K_d -värdet motsvara fastläggningen i lerblandade sandiga jordar.

Fri cyanid har mycket hög mobilitet i marken och värdet från tidigare riktvärdesberäkningar (Naturvårdsverket, 1997a) har behållits.

Valda K_d -värden redovisas i tabell A3.1 i kapitel 3.

2.1.2 K_{oc} OCH K_{ow}

Värdena för fördelningsfaktorn vatten-oktanol (K_{ow}) och organiskt kol (K_{oc}) är i första hand hämtade från RIVM, 2001a. För ett fåtal ämnen används andra källor som dokumenteras i tabell A3.2 i kapitel 3.

För ämnen som förekommer i olika isomerer i en blandning har ett medelvärde använts. För de grupper som innehåller flera ämnen med större variation i egenskaperna (dioxin, PAH och PCB) har ett effektivt medelvärde av K_{oc} för blandningen beräknats enligt:

$$Koc_{eff} = C_{s,tot} / C_{l,tot} = \frac{\sum C_{s,i}}{\sum \frac{C_{s,i}}{Koc_i}} = \frac{C_{s,tot}}{\sum C_{s,tot} * f_i / Koc_i} = \frac{1}{\sum f_i / Koc_i}$$

där:

Koc_{eff} är det effektiva K_{oc} -värdet för blandningen

$C_{s,tot}$ är halten av blandningen i marken

$C_{l,tot}$ är halten av blandningen i porvattnet

$C_{s,i}$ är halten av den enskilda komponenten i marken

Koc_i är K_{oc} -värdet för den enskilda komponenten

f_i är andelen av den enskilda komponenten i blandningen

Motsvarande ekvation används även för beräkning av ett effektivt K_{ow} -värde för blandningen.

Värdena på K_{ow} och K_{oc} för alifat- och aromatfraktionerna har beräknats som harmoniska medelvärden av data för enskilda komponenter från TPHCWG, 1997a.

2.1.3 HENRY'S KONSTANT

Värdena för Henrys konstant är i första hand hämtade från RIVM (2001a). För ämnen som förekommer i olika isomerer (kresol, xylen) har ett medelvärde beräknats av de angivna värdena för de enskilda isomererna. För dioxin och de tre PAH-grupperna har ett viktat medelvärde tagits fram baserat på faktiska fördelningar från förorenade områden med Henrys konstant för de enskilda föreningarna hämtade från RIVM. Värdet på Henrys konstant för PCB har beräknats som ett viktat medelvärde baserat på data från RIVM samt innehållet av PCB-7 i fem tekniska blandningar. Viktning av blandningar har skett enligt:

$$\begin{aligned}
H_{eff} &= C_{v,tot} / C_{l,tot} = \\
&= \sum C_{v,i} / \sum C_{l,i} \\
&= \sum (C_{s,i} * H_i / Koc_i) / \sum (C_{s,i} / Koc_i) = \\
&= \sum (f_i * H_i / Koc_i) / \sum (f_i / Koc_i)
\end{aligned}$$

där:

- H_{eff} är det effektiva värdet för Henrys konstant för blandningen
 $C_{v,tot}$ är halten av blandningen i ångfas
 $C_{l,tot}$ är halten av blandningen i porvattnet
 $C_{v,i}$ är halten av den enskilda komponenten i ångfas
 $C_{l,i}$ är halten av den enskilda komponenten i porvattnet
 $C_{s,i}$ är halten av den enskilda komponenten i marken
 H_i är värdet för Henrys konstant för den enskilda komponenten
 Koc_i är K_{oc} -värdet för den enskilda komponenten
 f_i är andelen av den enskilda komponenten i blandningen

Oljeföreningar beaktas i alifat- och aromatfraktioner enligt TPHCWG, 1997a med vissa fraktioner. För de olika alifat- och aromatfraktionerna har ett aritmetiskt medelvärde av data från TPHCWG beräknats för samtliga rapporterade komponenter i aktuell fraktion. Värdet är avrundat till två värdesiffror. För ett fåtal ämnen används andra källor som dokumenteras i tabell A3.2.

2.1.4 FRIFASGRÄNSER

De halter i marken där risk för förekomst av föroreningar i fri fas kan uppkomma har beräknats enligt ekvationen i kapitel 4, avsnitt 4.2.1.4 i denna rapport. Frifasgränserna beräknas utifrån ämnets K_{oc} , Henrys konstant samt löslighet i vatten, data har företrädesvis hämtats från RIVM (2001a). För ämnen som inte finns i RIVM:s sammanställning används lösligheten som rapporteras i modellen JAGG (Miljöstyrelsen, 2006), respektive EPI Suite (USEPA, 2007).

För ämnen som har mycket hög löslighet i vatten kan den teoretiskt beräknade halten för när frifas kan uppkomma bli mycket hög. Vid mycket höga halter i porvattnet riskerar modellens antagande om fastläggning i jorden inte längre vara giltigt. Dessutom finns risk för samverkan mellan olika organiska föroreningar. För att åstadkomma en begränsning för sådana ämnen har den maximala halten som får uppnås i porvattnet satts till 1000 mg/l i riktvärdesmodellen.

För alifatfraktionerna har gränserna satts utifrån empiriska erfarenheter av när frifas riskerar att uppkomma (CCME, 2007). För dioxin och PCB används de gränser som rekommenderas för farligt avfall enligt Avfall Sverige, 2007. Detta ger lägre gränser än de som beräknas utgående från blandningarnas löslighet. Valda data för frifasgränser visas i tabell A3.2 i kapitel 3.

2.2 Bioupptagsfaktorer

2.2.1 UPPTAG AV FÖRORENINGAR I VÄXTER

En genomgång av uppgifter i litteraturen för upptagsfaktorer (BCF_{root} , BCF_{stem}) för metaller i växtdelar har gjorts. Datasammanställningar som ingick i genomgången inkluderar IAEA, 1994 och 2001, RIVM, 2001b och 2007, Coughtrey m.fl., 1983. Upptagsfaktorer för enskilda ämnen varierar mycket, ofta över flera tiopotenser, mellan växtarter, växtdelar och markförhållanden. Upptagsfaktorerna för metaller i rottdelar respektive ovanjordsdelar av olika växter har tagits från RIVM, 2001b och 2007 utifrån deras datasammanställningar. Valet av upptagsfaktor har gjorts med hänsyn till spridningen i data mellan olika växter och växtdelar samt även med hänsyn till hur mycket olika växter och växtdelar konsumeras. Rimligheten i valda data har kontrollerats med uppmätta halter i jord och växter (t.ex. data i Kabata Pendias, 2000). Upptagsfaktorerna anges som halt i torrsvikt växt per halt i torrsvikt jord, se tabell A3.3.

För mycket fettlösliga ämnen finns ingen bra modell för växtupptag av föroreningar från jord. Därför har en litteraturstudie gjorts med avseende på empiriska data för upptag av PCB och dioxiner i växter. För PCB används ett värde från Trapp m.fl., 1997 och för dioxiner används värden från Rideout och Teschke, 2004.

För övriga organiska ämnen beräknas upptagsfaktorer från K_{ow} -värdet, se kapitel 4 avsnitt 4.6 i denna rapporten samt avsnitt 1.2.6 i denna bilaga.

2.2.2 UPPTAG AV FÖRORENINGAR I FISK

Vid beräkning av riktvärden för mark tas inte hänsyn till intag av föroreningar i fisk i sjöar och vattendrag. Dock är det möjligt att uppskatta vilka halter som skulle kunna uppkomma i fisk på grund av spridning från ett förorenat område för att på så sätt bedöma om denna exponeringsväg kan vara väsentlig och bör beaktas i riskbedömningen.

Biokoncentrationsfaktorer för metaller och fisk (BCF_{fish}) har sammanställts från flera olika källor (Bockting m.fl., 1996, Coughtrey m.fl., 1983, IAEA 2001, NCRP, 1996). I första hand används värden från IAEA, 2001 eftersom det är den senaste sammanställningen av biokoncentrationsfaktorer. Använda data redovisas i tabell A3.3. För arsenik har en lägre biokoncentrationsfaktor använts än värdet som föreslås i IAEA, 2001. Det görs för att ta hänsyn till att arsenik som hittas i fiskvävnad förekommer som organisk arsenik vilken har lägre toxicitet.

För organiska ämnen beräknas BCF_{fish} från K_{ow} -värdet, se kapitel 4 avsnitt 4.7 i denna rapport.

2.3 Toxicitetsparametrar

En genomgång och granskning av data rörande toxicitetsparametrar har gjorts och en bedömning av lämpliga data har gjorts. Parametervärdena som valts har sammanställts för följande parametrar:

- Tolerabelt dagligt intag, TDI, (icke genotoxiska ämnen) eller riskbaserat acceptabelt dagligt oralt intag, $RISK_{or}$, (genotoxiska carcinogena ämnen).
- Referenskoncentration i luft, RfC, (icke genotoxiska ämnen) eller riskbaserad acceptabel koncentration i luft, $RISK_{inh}$, (genotoxiska ämnen).
- Hudupptagsfaktor, f_{du} .
- Akuttoxicitet.

Val av parametervärden har baserats på befintliga sammanställningar av toxikologiska data som tagits fram av olika organisationer med syftet att sätta toxikologiska referensvärden. Prioritet i val av parametervärden ges till expertgranskade internationella och nationella datasammanställningar från WHO (ett antal publikationer), ATSDR (ett antal publikationer) och USEPA (IRIS databas samt ett antal publikationer). För alifat- och aromatfraktioner används data från TPHCWG, 1997b med vissa justeringar för de lättaste alifatfraktionerna. I några fall används data från andra källor, eller bedömningar baserade på annan tillgänglig information. Datakällor har dokumenterats i tabell A3.4 (data för oralt intag och inhalation), A3.5 (hudupptag) respektive A3.6 (akuttoxicitet) i kapitel 3 av denna bilaga. I valet av parametervärden har inte någon datakälla givits prioritet framför en annan datakälla, utan valet baseras på dataunderlagets kvalitet och hur gammalt underlaget är.

2.3.1 TOXICITETSDATA FÖR POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN (PAH)

Riskerna vid oralt intag av benso(a)pyren har utvärderats av IMM, 2006 och riskerna vid inhalation har utvärderats av WHO, 2000. PAH-föreningar i grupperna PAH-M och PAH-H är genotoxiska carcinogener och har riskbaserade toxikologiska referensvärden. Den cancerframkallande förmågan hos dessa PAH-föreningar uttrycks relativt effekten av benso(a)pyren med hjälp av toxiska ekvivalensfaktorer (TEF). TEF-värden framtagna av Larsen och Larsen, 1998 har använts och redovisas i tabell A2.1. Exempelvis har benso(b)fluoranten ett TEF-värde 0,1, vilket innebär att det krävs en 10 gånger högre dos av benso(b)fluoranten än av benso(a)pyren för att åstadkomma samma effekt.

För de grupper av PAH som har genotoxiska egenskaper (PAH-M och PAH-H) har ett effektivt TEF-värde beräknats utifrån information om befintliga sammansättningar av PAH i jordar. En utvärdering har gjorts av det effektiva TEF-värdet utifrån sammanställningar av PAH-prover från gasverkstomter, impregneringsplatser, fyllnadsmassor samt bensinstationer. Dessa visar att det effektiva TEF-värdet för gruppen PAH-M ligger kring 0,02. Det toxikologiska referensvärdet ($RISK_{or}$) för gruppen PAH-M motsvarar därför $RISK_{or}$ för benso(a)pyren dividerat med 0,02. För gruppen PAH-H ligger det effektiva TEF-värdet runt 0,2 för de ut-

värderade proverna. Undersökningar av de genotoxiska och carcinogena egenskaperna av tyngre PAH visar att den sammanlagda effekten av flera PAH-föreningar kan överskrida summaeffekten av de enskilda ämnena (IMM, 2006). Vid beräkning av $RISK_{or}$ för gruppen PAH-H har därför en extra säkerhetsfaktor på 5 använts. $RISK_{or}$ värdet för PAH-H blir således samma som för benzo(a)pyren. Värdet divideras med $0,2 * 5 = 1$.

Tabell A2.1. Toxiska ekvivalentfaktorer för oralt intag för PAH-föreningar i grupperna PAH-M och PAH-H (enligt Larsen och Larsen, 1998)

PAH-förening	TEF
fluoren	0,0005
fenantren	0,0005
antracen	0,0005
fluoranten	0,05
pyren	0,001
bens(a)antracen	0,005
krysen	0,03
bens(b)fluoranten	0,1
bens(k)fluoranten	0,05
bens(a)pyren	1
dibens(ah)antracen	1,1
benso(ghi)perylen	0,02
indeno(123cd)pyren	0,1

För grupperna PAH-M och PAH-H baserar sig det riskbaserade toxikologiska referensvärdet på en cancerrisk på 1 på 100 000, medan för de enskilda PAH-föreningarna baserar sig värdet på en cancerrisk 1 på 1 000 000. Detta görs eftersom flera olika cancerogena PAH generellt förekommer samtidigt inom förorenade områden och den totala risken inte ska överstiga 1 på 100 000.

2.3.2 HUDUPPTAG

Hudupptagsfaktorer för arsenik och kadmium är baserade på USEPA:s genomgång av experimentella data avseende hudupptag (USEPA, 2001; 2004). För övriga metaller tyder experimentella data på att hudupptag är lågt (USEPA 2001; 2004). Där ämnesspecifika experimentella data saknas har 1 procent använts som absorptionsfaktor.

Hudupptagsfaktorn för pentaklorfenol, 25 procent, baseras på en studie där hudupptag undersöktes både *in vitro* och *in vivo* (USEPA 2001;2004). Då andra data saknas används 25 procent som standardvärde för hela gruppen fenol och kresoler.

Ett standardvärde på 10 procent har använts för flyktiga organiska ämnen. Detta värde föreslås av Environmental Agency (2004), och är baserat på experimentella studier rörande upptag av VOC. För semivolatila ämnen används ett standardvärde på 10 procent för hudupptagsfaktorn baserat på USEPA (2001; 2004).

För benzo(a)pyren finns det många experimentella studier av hudupptag från jord. USEPA utgår ifrån dessa för att rekommendera en hudupptag

tagsfaktor på 13 procent för benso(a)pyren. Denna faktor rekommenderas även som standardvärde för hela gruppen PAH.

För dioxinkongeneten TCDD finns ett stort antal experimentella studier av hudupptag av TCDD under många olika exponeringsförhållanden och med variation i halt organiskt material i jorden. Dessa studier visar att upptaget var sju gånger högre från jord innehållande låga halter organiskt material än från motsvarande jord med hög halt organiskt material. *In vivo* och *in vitro* studier, samt studier på mänsklig hud visar liknande resultat. Dessa data föranleder USEPA att rekommendera olika absorptionsfaktorer beroende på jordens sammansättning. I modellen används 3 procent för dioxiner, vilket gäller jord med organiskt material mindre än 10 procent.

För PCB rekommenderas 14 procent som hudupptagsfaktor av USEPA (2001; 2004). Värdet baseras på en studie på apor. Lägre absorption av PCB kan förväntas om jorden innehåller höga halter organiskt material.

Hudupptagsfaktorer för alifater och aromater är baserade på data från Massachusetts Department of Environmental Protection (MDEP, 2002).

2.3.3 AKUT TOXICITET

Koncentrationen i jord där påtagliga akuttoxiska effekter inte kan utslutas har tagits fram för aktuella ämnen. Beräkningar baseras på skydd av känsliga individer (små barn) och beräknas utifrån exponeringssituationen där ett litet barn (10 kg) vid ett tillfälle får i sig 5 g förorenad jord. Parametervärden för tolerabel dos för akuta effekter, i mg/kg kroppsvikt, anges i tabell A3.6.

2.4 Riktvärden för skydd av markmiljön

Använda riktvärden för skydd av markmiljön samt referens till datakällor finns i tabell A3.7 i kapitel 3.

2.4.1 DATAUNDERLAG

Ett antal datasammanställningar har använts som underlag för förslag till riktvärden, bland annat datasammanställningar från Nederländska National Institute for Public Health and the Environment (RIVM 2005, 2001e, 1999, 1998, 1995), Canadian Council of Ministers of the Environment:s (CCME) Environmental Quality Guidelines for soil (factsheets samt underlagsinformation för ett antal ämnen), US Environmental Protection Agency:s (USEPA) markökologiska screeningnivåer (eco-SSL), US Department of Energy:s (USDoE:s toxikologiska riktvärden (benchmarks) samt European Chemicals Bureau: s (ECB) riskbedömningsrapporter (RAR). För att utöka dataunderlaget har flera datasammanställningar använts. USEPA:s Eco-SSL och USDoE:s benchmarks är framtagna för enskilda grupper (växter, evertetrater, däggdjur och fåglar, markprocesser) och kan inte direkt användas som generella riktvärden för mark. Dock kan dessa benchmarks och deras dataunderlag användas för att öka tillförlitligheten i valet av de framtagna riktvärdena.

2.4.2 UTVÄRDERING AV DATAUNDERLAG

En sammanställning av dataunderlaget från ovan nämnda datakällor har genomförts och valt riktvärde för skydd av markmiljön har baserats på de sammanställda uppgifterna för varje ämne.

Hänsyn har tagits till omfattningen av dataunderlaget och vilken metod som använts vid behandling av dataunderlaget, det vill säga om tillräckliga data finns för användning av fördelningsmetoden eller om säkerhetsfaktormetoden har använts (se kapitel 5 avsnitt 5.1.1 denna rapport). Om dataunderlaget är tillräckligt kan en fördelning användas. När underlagsstudier har rapporterat en fördelning har den använts. Den halt som ger ett skydd av 75 procent av arter eller processer väljs som riktvärde för KM och den halt som ger ett skydd av 50 procent väljs som riktvärde för MKM. Riktvärden har beräknats från rapporterade fördelningar.

Om data har funnits tillgängliga har fördelningar av data från en- artstester jämförts med fördelningar för markprocessdata. Om endast en av fördelningarna var tillgänglig gjordes en bedömning av hur riktvärdets säkerhet påverkas.

När säkerhetsfaktormetoden har använts valdes lämpligt toxicitetsvärde och säkerhetsfaktor för framtagning av riktvärdet. Generellt har lägsta NOEC- eller LOEC-värdet valts som utgångspunkt, men medelvärde av data för arter, grupper eller familjer har använts om flera datapunkter var tillgängliga. Storleken på valda säkerhetsfaktorer beror på osäkerheterna som är förknippade med dataunderlaget.

För metaller har hänsyn tagits till naturligt förekommande bakgrundshalter i mark genom att det framtagna effektbaserade riktvärdet utgör ett acceptabelt tillskott till bakgrundhalten. Om effekter i mark förekommer vid betydligt högre halter än bakgrundshalten påverkas inte riktvärdet nämnvärt av denna justering.

2.5 Haltkriterier för skydd av ytvatten

För att beräkna riktvärden för mark som ger ett skydd mot förorening av ytvatten använder riktvärdesmodellen haltkriterier för ytvatten. Dessa haltkriterier är framtagna för att användas som underlag för riktvärdesberäkningen och utgör således inte riktvärden för ytvatten som kan användas för bedömning av uppmätta halter.

Använda ytvattenkriterier samt referens till datakällor finns i tabell A3.7.

Haltkriterier för metaller och vissa långlivade organiska ämnen (PCB och dioxiner) i ytvatten har baserats på avvikelser från normalt förekommande halter i svenska ytvatten. Motivet till detta är att en markant förhöjning av halten av dessa ämnen kan förväntas att vara mycket långvarig eftersom ämnena inte bryts ned. Eftersom metaller och långlivade organiska ämnen ackumuleras och anrikas i miljön är riskerna med en permanent höjning av halterna i akvatiska ekosystem svåra att förutse. Långsiktiga effekter av halthöjningar beaktas inte i de effektbaserade kriterier som utgår från laboratorieförsök på vattenlevande organismer. Därför har haltkriterierna baserats på avvikelser från de halter som vanligen förekommer i ytvatten.

2.5.1 METALLER

En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av metaller i sjöar och vattendrag. Sammanställningen baseras på data som insamlats via fortlöpande nationell och regional miljöövervakning av sjöar och vattendrag genom Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). SLU:s riksinventering år 2000 och år 2005 för vattenkemi i sjöar utgör ett underlag för utvärdering av metaller i sjöar. I den riksomfattande inventeringen mäts kemiska parametrar i över 3000 sjöar spridda över landet. Data för vattendrag kommer från SLU:s databank för vattenkemi och metallanalyser och har i förekommande fall inhämtats för Mälarens, Vätterns och Vänerens tillflöden. I den mån metallanalyser har genomförts inom ramen för den samordnade recipientkontrollen (SRK) har data även hämtats därifrån. Data har också hämtats från Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms universitets (ITM) analysprogram "Metaller Intensiv".

Av det antal prover som sammanställts härrör cirka 1200 prov från riksinventeringen från år 2000 och cirka 100 prov för riksinventeringen från år 2005, cirka 2700 prov från Mälaren, Väneren och Vätterns tillflöden, cirka 7000 prov från SRK och cirka 2000 från ITM. I tabell A2.2 visas en sammanfattning av sammanställda data för sjöar och vattendrag.

Tabell A2.2.
Sammanfattning av data för metallhalter i sjöar och vattendrag (µg/l)

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn	Ba	Mo	Sb
Medel	0,37	0,014	0,13	0,38	0,68	0,03	0,71	0,30	0,33	2,91			
Min	0,01	0,001	0,004	0,03	0,04	0,0007	0,01	0,01	0,0004	0,10			
10-perc	0,07	0,003	0,017	0,13	0,20	0,0016	0,12	0,03	0,04	0,40	2,1	0,01	0,01
25-perc	0,17	0,005	0,03	0,19	0,30	0,0018	0,22	0,07	0,09	0,80	3,7	0,022	0,021
Median	0,30	0,009	0,064	0,29	0,50	0,0036	0,43	0,18	0,22	1,6	6,6	0,048	0,035
75-perc	0,46	0,017	0,14	0,45	0,80	0,0058	0,77	0,38	0,45	3,1	12,0	0,14	0,052
90-perc	0,7	0,03	0,30	0,70	1,3	0,11	1,5	0,68	0,75	6,1	20,0	0,26	0,063
Max	4,5	0,42	4,1	5,9	27	0,2	25	7	3,2	213			
Antal stationer	1340	1387	1344	1350	1389	10	1349	1388	1336	1383	242	242	242

Haltkriterierna för ytvatten som sedan används i riktvärdesmodellen är baserade på intervallet mellan medianvärdena och högre punkter på fördelningen (75- och 90-percentiler). Det innebär att bidraget från ett förorenat område inte ska leda till en ökning av föroreningsbelastningen till en halt som ligger långt över normalt förekommande halter.

En sammanställning av metallhalter i ytvatten i Europa har publicerats av FOREGS, 2008. Intervallet mellan medianvärdet och 75-percentilen respektive mellan medianvärde och 90-percentil i FOREGS sammanställning är samstämmiga med intervallen som beräknas från data i tabellen A2.2.

Halter av antimon, barium och molybden i ytvatten har sammanställts av Naturvårdsverket, 1999b. Sammanställningen baseras på vattenprov från ett slumpvis urval av 242 svenska sjöar. De 90-percentiler som erhöles i FOREGS sammanställning (2008) ligger något över värdena i

Naturvårdsverkets sammanställning. För antimon och molybden har haltkriteriet för ytvatten baserats på 90-percentilen i sammanställningen från FOREGS.

2.5.2 PCB OCH DIOXINER

För PCB motsvarar det valda haltkriteriet för ytvatten medelhalten i tillflöden till Östersjön från Sverige (Axelman, 1997). Medelvärdet för löst PCB anges till 88 pg/l (intervall 4-231 pg/l) och för partikelbundet 426 pg/l (intervall 18-807 pg/l). Det valda kriteriet på 500 pg/l gäller för totalhalt PCB-föreningar och har justerats ned till 100 pg/l för att motsvara halten av de sju vanligen analyserade PCB-föreningarna (PCB-7). Riktvärdet är en faktor 10 lägre än det lägsta NOEC (no effect concentration) för sötvattenorganismer i RIVM:s datasammanställning (RIVM, 2001e).

Dioxinhalten i svenska ytvatten har främst analyserats i relativt förorenade vattendrag och endast de lägsta rapporterade halterna bedöms motsvara normalt förekommande halter. Dessa ligger i nivån 10 fg/l (Kemakta, 2001) och detta värde har använts som haltkriterie för dioxin i ytvatten.

2.5.3 ÖVRIGA ORGANISKA ÄMNEN

För övriga organiska ämnen har haltkriterier för ytvatten baserats på föroreningshalter där inga biologiska effekter på akvatiskt liv förväntas. För många ämnen finns förslag till miljö kvalitetsnormer (MKN) för ytvatten (EG, 2006) som en del av EU:s ramdirektiv om vatten. MKN har tillämpats för de aktuella ämnena. För övriga ämnen har datasammanställningar från andra organisationer använts som underlag för förslag till haltkriterier för ytvatten, bland annat RIVM 2001e, 1998, 1995, CCME:s ”Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life (fact sheets)” samt ECB:s riskbedömningsrapporter (RAR). De kriterier som används för beräkning av riktvärden i mark utgår från 50 procent av de effektbaserade ytvattenkriterierna.

2.6 Haltkriterier för skydd av grundvatten

För att beräkna riktvärden för mark som ger ett skydd mot förorening av grundvatten använder riktvärdesmodellen för förorenad mark haltkriterier för grundvatten. Dessa haltkriterier är framtagna för att användas som underlag för riktvärdesberäkningen och utgör således inte riktvärden för grundvatten som kan användas för bedömning av uppmätta halter. Använda grundvattenkriterier samt referens till datakällor finns i tabell A3.5.

Som kriterium för halt i grundvatten har valts 50 procent av dricksvattennormen. Dricksvattennormer kommer i första hand från Livsmedelsverket (2005) och i andra hand från WHO, 2004a och 2006a. För de ämnen som saknar dricksvattennorm har ett värde som motsvarar dricksvattennormen beräknats utgående från tolerabelt dagligt intag för icke genotoxiska ämnen (*TDI*) alternativt ett riskbaserat tolerabelt oralt intag (*RISK_{or}*), ett dricksvattenintag på 2 l/dag samt en kroppsvikt på

60 kg¹ samt att 20 procent av TDI kan intecknas genom konsumtion av dricksvatten. Som haltkriterie väljs sedan 50 procent av det framräknade värdet.

För koppar och zink är dricksvattennormerna satta med hänsyn till korrosion av vattenledningar. Halterna motsvarar således inte gränser för vad som är acceptabelt i grundvatten ur hälsorisksynpunkt. Haltkriterier för grundvatten har istället tagits från de beräkningar med TAC-modellen som gjorts som underlag för acceptanskriterier för avfall i deponier (Hjelmar m.fl., 2006). TAC-modellens värden för fenolindex har även använts som grundvattenkriterie för fenol och kresol.

För PCB, dioxin och PAH-L har RIVM:s interventionsvärden för grundvatten använts som underlag till haltkriterier i grundvatten, eftersom det är inte möjligt att basera dricksvattennormer direkt på det toxikologiska dataunderlaget. De satta haltkriterierna motsvarar cirka 10 procent av RIVM:s interventionsvärde.

För de olika alifat- och aromatfraktionerna har gränser för när smak- och luktproblem kan uppstå använts för att sätta haltkriterier (Naturvårdsverket och SPI, 1998).

För MTBE har gränsen för smak framtagen av ECB använts som haltkriterium för grundvatten (ECB, 2002a).

2.7 Bakgrundshalter av metaller i mark

En sammanställning har gjorts av bakgrundshalter av metaller i mark, se tabell A2.3. Sammanställningen baseras på nationella studier av metallhalter i morän, sedimentära jordarter och matjord som presenteras av Naturvårdsverket, Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

SGU har genomfört rikstäckande markgeokemiska karteringar där geokemiska data presenteras i percentiler (SGU, 2007). Naturliga bakgrundshalter finns redovisade för finfraktionen (<0,063 mm) av morän (12 815 provpunkter) respektive för sedimentära jordarter (<2 mm) (1474 prover). De sedimentära jordarterna (vatten- eller vindsorterat jordmaterial) domineras av leror. I tabell A2.3 presenteras samtliga 90-percentiler av utvärderade metaller i SGU:s geokemiska kartering (SGU, 2007) samt i SLU:s undersökningar av jordbruksmark (cirka 4 000 provpunkter). Data är redovisade för prover uppslutna med salpetersyra (7 M HNO₃) och analyserad med ICP-MS med undantag av antimon där uppslutning utförts med kungsvatten.

1 WHO:s dricksvattennormer utgår ifrån en kroppsvikt på 60 kg.

Ämne	SGU 2007		SLU, 2007	
	Morän (<0,063 mm) p90	Sediment (<2 mm)p90	Jordbruksmark p90	Värde i riktvärdesmodellen
Arsenik	12,1	7,4	6,8	10
Bly	15,6	19,9	26	15
Kadmium	0,16	0,18	0,37	0,2
Kobolt	10,1	15,4		10
Koppar	28,5	29	28,7	30
Krom tot	29,8	50,5	41	30
Krom (IV)	–	–	–	saknas
Kvicksilver	–	–	0,063	0,1
Nickel	22,1	30,6	–	25
Vanadin	38,7	60,4	–	40
Zink	60,4	94,1	99	70
Molybden	1,01	1,21		1
Antimon	0,29	–		0,3
Barium	79	137		80

Tabell A2.3. 90-percentilen i morän och sedimentära jordarter från SGU (2007) och SLU (2007) samt valda bakgrundshalter i (mg/kg TS). Uppslutning med salpetersyra (7 M HNO₃) för samtliga ämnen, utom antimon (kungsvatten).

Data i tabell A2.3 visar att för de flesta ämnen ligger 90-percentiler för sedimentära jordarter högre än 90-percentilerna för morän. De värden som används i riktvärdesmodellen utgår från 90-percentilen av uppmätta bakgrundshalter från SGU:s undersökning (SGU, 2007) för alla metaller utom antimon, arsenik och kvicksilver. Valda värden är beräknade från värden för finfraktionen (<0,063 mm) i morän och i sedimentära jordarter viktat mot antalet prover. Värdena är avrundade. Värden på 90-percentilen av metallhalter från SGU:s undersökning avviker i de flesta fall relativt lite från bakgrundshalterna i Naturvårdsverkets undersökning (Naturvårdsverket, 1997b).

Bakgrundshalten för arsenik, som är styrande för riktvärdet för känslig markanvändning, varierar kraftigt mellan olika delar av Sverige. Moräner i områden med naturligt höga arsenikhalter medför att den nationella 90-percentilen ligger över den regionala 90-percentilen för många områden i Sverige. Höga arsenikhalter är generellt utmärkande för moränerna i Norrland som tillhör de sulfidmalmsförande gruv-distrikten. Även i södra Sverige, vid platåbergen i Östergötland och Västergötland samt i sydvästra Skåne är det sedimentära bergarter som svartskiffer och alunskiffer som gett upphov till arsenikförhöjningarna. Moräner med lågt arsenikinnehåll förekommer bland annat i delar av Götaland, centrala Svealand och delar av Norrlandkusten. För att undvika att antropogena arsenikföroreningar bedöms som naturliga bakgrundsnivåer i arsenikfattig jord bör därför den antagna bakgrundhalten för arsenik i riktvärdesmodellen ligga lägre än 90-percentilen. En bakgrundshalt av 10 mg As/kg TS har antagits, vilket är i samma storleksordning som högsta 90-percentilen i regionala undersökningar som har publicerats för Svealand och Götaland (8,9 mg As/kg TS).

Dataunderlag för bakgrundshalten av kvicksilver är mindre omfattande än för andra metaller. Bakgrundshalten har baserats på SLU:s kartering av halter i jordbruksmark (Naturvårdsverket, 1997c, SLU, 2007).

För antimon ger extraktion med salpetersyra (7M HNO₃) dåligt utbyte eftersom antimon bildar oxider som är mycket stabila mot salpetersyra. Därför har bakgrundshalten baserats på resultat från analys efter upplösning med kungsvatten (SGU, 2006).

3 Tabeller med ämnes-specifika parametrar

I detta kapitel sammanfattas data för de ämnesspecifika parametrarna och referenser till data. Kapitlet omfattar tabell A3.1 till A3.7 där tabellernas innehåll framgår av tabellen nedan.

Parameter	Beteckning	Enhet	Tabell
Fördelningskoefficient, mellan jord och vatten	K_d	l/kg	A3.1
Fördelningskoefficient, mellan oktanol och vatten	K_{ow}	l/kg	A3.2
Fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten	K_{oc}	l/kg	A3.2
Henrys konstant	H	dimensionslös	A3.2
Halt i jorden där risk för fri fas föreligger	$C_{freephase}$	mg/kg	A3.2
Upptagsfaktor för bladgrönsaker	BCF_{stem-d}	(mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)	A3.3
Upptagsfaktor för rotsaker	BCF_{root-d}	(mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)	A3.3
Biokoncentrationsfaktor, fisk	BCF_{fish}	(mg/kg färskvikt fisk)/(mg/l vatten)	A3.3
Tolerabelt dagligt intag	TDI	mg/kg kroppsvikt och dag	A3.4
Riskbaserat acceptabelt dagligt oralt intag (genotoxiska carcinogena ämnen)	$Risk_{or}$	mg/kg kroppsvikt och dag	A3.4
Referenskoncentration i luft	RfC	mg/m ³	A3.4
Riskbaserad acceptabel koncentration i luft (genotoxiska carcinogena ämnen)	$RISK_{inh}$	mg/m ³	A3.4
Haltkriterier för skydd av grundvatten	$C_{crit-gw}$	mg/l	A3.5
Hudupptagsfaktor	f_{du}	dimensionslös	A3.5
Tolerabel dos för akuta effekter	TDAE	mg/kg kroppsvikt	A3.6
Skydd av markmiljö, känslig markanvändning	E_{KM}	mg/kg	A3.7
Skydd av markmiljö, mindre känslig markanvändning	E_{MKM}	mg/kg	A3.7
Haltkriterier för skydd av ytvatten	$C_{crit-sw}$	µg/l	A3.7
Bakgrundshalt i mark (metaller)	C_{bc-nat}	mg/kg	A3.1

Tabell A3.1. Kd-värden och bakgrundshalter – oorganiska ämnen

Ämne	CAS-nummer	K _d l/kg	Ref K _d	C _{bc-nat} mg/kg	Ref C _{bc-nat}
Antimon	7440-36-0	80	Baserat på ECB (2008), värdet för "loam" jordar.	0,3	Baserat på SGU, 2006, se bilaga 1 avsnitt 2.7. Obs! Värdet baseras på lakning med kungsvatten.
Arsenik	7440-38-2	300	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	10	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Barium	7440-39-3	1200	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	80	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Bly	7439-92-1	1800	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	15	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Kadmium	7440-43-9	200	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	0,2	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Kobolt	7440-48-7	300	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	10	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Koppar	7440-50-8	600	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	30	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Krom tot	7440-47-3	1500	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	30	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Krom (VI)	7440-47-3	15	USEPA, 1996, motsvarar Kd vid pH=6-7	–	
Kvicksilver	7439-97-6	300	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	0,1	NV, 1997c, SLU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Molybden	7439-98-7	80	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	1	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Nickel	7440-02-0	300	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	25	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Vanadin	1314-62-1	1000	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	40	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Zink	7440-66-6	600	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	70	Baserat på SGU, 2007, se bilaga 1 avsnitt 2.7
Cyanid total		100	Baserat på underlag till Elert m fl, 2006 (se avsnitt 2.1.1)	–	
Cyanid fri	57-12-5	1	Naturvårdsverket, 1997a	–	

Tabell A3.2. Fysikalisk-kemiska parametrar, K_{oc} , K_{ow} , Henrys konstant och frifasgränser – organiska ämnen samt kvicksilver

Ämne	CAS-nummer	K_{oc} l/kg	K_{ow} l/kg	H dimensionslös	Referenser, K_{oc} , K_{ow} och H	$C_{freephase}$ mg/kg	Referens $C_{freephase}$
Kvicksilver	7439-97-6			0,3	Baserat på Lindqvist m.fl., 1984		
Cyanid fri				5,5E-03	HSDB		
Fenol	108-95-2	33	30	2,0E-05	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Kresol	95-48-7	45	89	6,2E-05	Medelvärdet av värden för o-, m- och p- isomerer, RIVM, 2001a	1 000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Monoklorfenol	95-57-8	93	141	1,4E-03	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Diklorfenoler	120-83-2	347	1 148	1,5E-04	RIVM, 2001a	1 000	Samma som monoklorfenol
Triklorfenoler	88-06-2	2 951	4 898	3,4E-04	RIVM, 2001a	1 000	Samma som monoklorfenol
Tetraklorfenoler	58-90-2	1 259	13 183	4,1E-04	RIVM, 2001a	300	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Pentaklorfenol	87-86-5	1 585	131 826	2,3E-04	RIVM, 2001a	100	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Klorbensen	108-90-7	219	776	1,1E-01	RIVM, 2001a	1 000	Samma som diklorbensen
Diklorbensener	106-47-7	661	2 754	9,4E-02	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Triklorbensener	120-82-1	1 905	11 220	1,1E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Tetraklorbensener	95-94-3	5 888	39 811	5,4E-01	RIVM, 2001a	50	Samma som pentaklorbensen
Pentaklorbensen	608-93-5	8 318	1,51E+05	1,5E-01	RIVM, 2001a	50	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Hexaklorbensen	118-74-1	11 482	5,37E+05	6,4E-03	RIVM, 2001a	2	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Diklormetan	75-09-2	17	18	8,6E-02	RIVM, 2001a	500	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Dibromklormetan	124-48-1	63	148	3,2E-02	USEPA, 1996	1 000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)

Ämne	CAS-nummer	K _{oc} l/kg	K _{ow} l/kg	H dimensionslös	Referenser, K _{oc} , K _{ow} och H	C _{freephase} mg/kg	Referens C _{freephase}
Bromdiklormetan	75-27-4	55	126	6,6E-02	USEPA, 1996	1 000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Triklormetan	67-66-3	46	93	1,1E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat från maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Koltetraklorid	56-23-5	174	537	1,3	USEPA, 1996	1 000	Samma som triklormetan
1,2-dikloretan	107-06-2	31	30	3,1E-02	RIVM, 2001a	500	Beräknat från maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
1,2-dibrometan	106-93-4	44	91	2,8E-02	K _{oc} : USEPA, 2007 K _{ow} och H: HSDB	1 000	Samma som 1,2-dikloretan
1,1,1-trikloretan	71-55-6	110	302	7,1E-01	USEPA, 1996	1 000	Samma som triklormetan
Trikloretan	79-01-6	115	407	2,8E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Tetrakloretan	127-18-4	263	2 512	9,3E-01	RIVM, 2001a	500	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Dinitrotoluen (2,4)	121-14-2	360	96	3,8E-06	K _{oc} och K _{ow} : USEPA, 2007 H: USEPA, 1996	500	Beräknat från vattenlöslighet angivet USEPA, 2007
PCB-7	1336-36-3	2,20E+05	6,20E+06	2,5E-02	RIVM, 2001a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	10	Föreslagen FA-gräns för förorenade massor, Avfall Sverige, 2007
Dioxin (TCDD-ekv)		3,30E+06	5,60E+07	5,4E-04	Baserat på RIVM, 2001a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	0,015	Föreslagen FA-gräns för förorenade massor, Avfall Sverige, 2007
Naftalen	91-20-3	955	1 995	1,2E-02	RIVM, 2001a	500	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Acenafalen	208-96-8	2 951	8 710	2,9E-02	RIVM, 2001a	200	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Acenaften	83-32-9	3 388	8 318	1,1E-02	RIVM, 2001a	200	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Antracen	120-12-7	19 953	28 184	9,0E-04	RIVM, 2001a	30	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Fluoren	86-73-7	5 888	15 136	6,2E-03	RIVM, 2001a	150	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a

Ämne	CAS-nummer	K_{oc} l/kg	K_{ow} l/kg	H dimensionslös	Referenser, K_{oc} , K_{ow} och H	$C_{freephase}$ mg/kg	Referens $C_{freephase}$
Fenantren	85-01-8	16 982	29 512	1,4E-03	RIVM, 2001a	200	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Fluoranten	206-44-0	1,51E+05	1,45E+05	1,6E-03	RIVM, 2001a	500	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Pyren	129-00-0	67 608	9,77E+04	7,5E-05	RIVM, 2001a	150	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Benso(ghi)perylen	191-24-2	2,69E+06	1,66E+06	3,2E-06	RIVM, 2001a	10	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Benso(a)antracen	56-55-3	6,17E+05	3,47E+05	1,7E-06	RIVM, 2001a	150	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Krysen	218-01-9	5,25E+05	6,46E+05	4,7E-06	RIVM, 2001a	10	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Benso(b)-fluoranten	205-99-2	2,19E+05	6,03E+05	1,2E-05	RIVM, 2001a	10	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Benso(k)fluoranten	207-08-9	1,74E+06	1,29E+06	2,8E-06	RIVM, 2001a	10	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	1,05E+06	7,41E+06	1,2E-06	RIVM, 2001a	5	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Dibenso(a,h)antracen	53-70-3	1,38E+06	1,29E+07	3,8E-05	RIVM, 2001a	20	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Benso(a)pyren	50-32-8	6,61E+05	1,35E+06	1,6E-05	RIVM, 2001a	10	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
PAH-L		1 800	4 300	9,9E-03	Baserat på RIVM, 2001a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	500	Löslighet beräknad som viktat medel av ämnen i fraktionen
PAH-M		29 000	49 000	2,8E-03	Baserat på RIVM, 2001a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	250	Löslighet beräknad som viktat medel av ämnen i fraktionen
PAH-H		5,00E+05	7,10E+05	8,8E-06	Baserat på RIVM, 2001a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	50	Löslighet beräknad som viktat medel av ämnen i fraktionen
Bensen	71-43-2	74	135	1,6E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a

Ämne	CAS-nummer	K _{oc} l/kg	K _{ow} l/kg	H dimensionslös	Referenser, K _{oc} , K _{ow} och H	C _{freephase} mg/kg	Referens C _{freephase}
Toluen	108-88-3	123	537	1,9E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Etylbensen	100-41-4	339	1 413	2,7E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Xylen	1330-20-7	263	1 445	1,7E-01	RIVM, 2001a	1 000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Alifat C5-C6		370	1 200	4,0E+01	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	700	CCME, 2007
Alifat C6-C8		3 400	17 000	8,6E+01	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	700	CCME, 2007
Alifat C8-C10		28 000	1,90E+05	1,4E+02	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	700	CCME, 2007
Alifat C10-C12		4,10E+05	5,00E+06	2,0E+02	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	1 000	CCME, 2007
Alifat C12-C16		1,60E+06	3,50E+07	1,6E+02	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	1 000	CCME, 2007
Alifat C16-C35		1,60E+08	1,50E+10	1,1E+02	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	2 500	CCME, 2007
Aromat C8-C10		1 800	6 500	4,3E-01	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	1 000	Samma som för etylbensen
Aromat C10-C16		5 500	30 000	2,7E-02	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	500	Samma som för PAH-L
Aromat C16-C35		17 000	75 000	0,01	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	250	Samma som för PAH-M
MTBE	1634-04-4	6	9	2,4E-02	HSDB	200	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1 000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)

Tabell A3.3. Upptagsfaktorer för metaller, PCB och dioxiner i växter (bladgrönsaker och rotsaker) och biokoncentrationsfaktorer för metaller i fisk

Ämne	BCF _{stem-d} (mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)	Ref BCF _{stem-d}	BCF _{root-d} (mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)	Ref BCF _{root-d}	BCF _{fish} (mg/kg fäsk-vikt fisk)/(mg/l vatten)	Ref BCF _{fish}
Antimon	0,01	Baserat på RIVM, 2001b, Geometriskt medelvärde – alla växtdata	0,01	Baserat på RIVM, 2001b, Geometriskt medelvärde – alla växtdata	100	Baserat på IAEA, 2001
Arsenik	0,17	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker	0,003	Baserat på RIVM, 2001b, Medianvärde för potatis	50	Baserat på IAEA, 2001. Justerat se avsnitt 2.2.2
Barium	0,1	Baserat på RIVM, 2001b, Geometriskt medelvärde för sallat	0,01	RIVM, 2001b, Konsumtionsviktat medelvärde för rotsaker. Rimligt enligt halter rapporterade i Kabata Pendias, 2000	4	Baserat på IAEA, 2001
Bly	0,018	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker	0,005	Baserat på RIVM, 2001b, Median för potatis	300	Baserat på IAEA, 2001
Kadmium	0,25	RIVM, 2007, Viktat medelvärde för bladgrönsaker	0,16	RIVM, 2007. Viktat medelvärde för rotsaker	200	Baserat på IAEA, 2001
Kobolt	0,12	Baserat på RIVM, 2001b, Konsumtionsviktat värde för grönsaker, Jmf även IAEA, 1994 och halter (jord och växter) i Kabata Pendias, 2000	0,07	Baserat på RIVM, 2001b, Konsumtionsviktat medelvärde för rotsaker	300	Baserat på IAEA, 2001
Koppar	0,27	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker	0,37	Baserat på RIVM, 2001b, Median för potatis	200	Baserat på IAEA, 2001
Krom tot	0,011	RIVM, 2001b	0,011	RIVM, 2001b	200	Baserat på IAEA, 2001
Krom (VI)	0,011	RIVM, 2001b	0,011	RIVM, 2001b	200	Baserat på IAEA, 2001
Kvicksilver	0,43	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker	0,009	Baserat på RIVM, 2001b, Median för potatis	1 000	Baserat på IAEA, 2001
Molybden	0,12	Baserat på RIVM, 2001b, Konsumtionsviktat värde för alla växter	0,12	Baserat på RIVM, 2001b, Konsumtionsviktat värde för alla växter	10	Baserat på IAEA, 2001
Nickel	0,069	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker	0,015	Baserat på RIVM, 2001b, Median för potatis	100	Baserat på IAEA, 2001

Ämne	BCF _{stem-d} (mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)	Ref BCF _{stem-d}	BCF _{root-d} (mg/kg torr växt)/(mg/kg TS jord)	Ref BCF _{root-d}	BCF _{fish} (mg/kg färsk- rökt fisk/ (mg/l vatten)	Ref BCF _{fish}
Vanadin	0,0048	Baserat på RIVM, 2001b, Geometrisk medel- värde - alla växtdata	0,0048	Baserat på RIVM, 2001b. Geometriskt medelvärde - alla växt- data	200	Baserat på NCRP, 1996
Zink	0,28	Baserat på RIVM, 2001b, Median för blad- grönsaker	0,1	Baserat på RIVM, 2001b. Median för potatis	1 000	Baserat på IAEA, 2001
PCB-7	0,17	Baserat på Trapp m.fl., 1997	0,1	Baserat på Trapp m.fl., 1997	-	Beräknas från K _{oc}
Dioxin (TCDD-ekv)	0,019	Baserat på Rideout & Teschke, 2004	0,0027	Baserat på Rideout & Teschke, 2004	-	Beräknas från K _{oc}

Tabell A3.4. Tokikologiska data, oralt intag och inhalation

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK _{or} mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK _{or}	RfC mg/m ³	RISK _{inh} mg/m ³	Ref RfC eller RISK _{inh}
Antimon	6,0E-03		WHO, 2006a			
Arsenik		6,0E-06	WHO, 1993		6,7E-06	WHO, 2000
Barium	2,0E-02		WHO, 2001	1,0E-03		RIVM, 2001c
Bly	3,5E-03		WHO, 2006a	5,0E-04		WHO, 2000
Kadmium	2,0E-04		ATSDR, 1999a	5,0E-06		WHO, 2000
Kobolt	1,4E-03		RIVM, 2001c	1,0E-04		WHO, 2006b
Koppar	5,0E-01		WHO, 2006a	1,0E-03		RIVM, 2001c
Krom tot	1,5E+00		IRIS, 1998	6,0E-02		RIVM, 2001c
Krom (VI)	3,0E-03		IRIS, 1998		2,5E-07	WHO, 2000
Kvicksilver	2,3E-04		Baserat på WHO, 2007. Värdet för MeHg	2,0E-04		WHO, 2003b
Molybden	1,0E-02		RIVM, 2001c och WHO, 2006a	1,2E-02		RIVM, 2001c
Nickel	1,2E-02		WHO, 2006a	2,5E-05		WHO, 2000
Vanadin	9,0E-03		IRIS, 2003	1,0E-03		WHO, 2000
Zink	3,0E-01		IRIS, 2005			
Cyanid total	2,0E-02		IRIS, 1995			
Cyanid fri	1,2E-02		Baserat på WHO, 2006a	2,5E-02		Baserat på RIVM, 2001c
Fenol	4,0E-02		RIVM, 2001c	2,0E-02		RIVM, 2001c
Kresol	5,0E-02		RIVM, 2001c	5,0E-01		WHO, 2000
Monoklorfenol	5,0E-03		IRIS, 1993			
Diklorfenoler	3,0E-03		ATSDR, 1999b			
Triklorfenoler		6,7E-03	WHO, 1993		3,0E-03	IRIS, 2002
Tetraklorfenoler	3,0E-02		IRIS, 1992			
Pentaklorfenol	3,0E-03		WHO, 1993			
Klorbensen	9,0E-02		Baserat på WHO, 2006a	7,1E-02		WHO, 1999a
Diklorbensener	1,1E-01		Baserat på WHO, 2006a, data för 1,4 diklorbensen	1,3E-01		WHO, 1999a
Triklorbensener	7,7E-03		WHO, 2006a	8,0E-03		WHO, 1999a
Tetraklorbensener	3,0E-04		IRIS, 1995			
Pentaklorbensen	8,0E-04		IRIS, 1995			
Hexaklorbensen		6,3E-06	IRIS, 2003		2,0E-05	IRIS, 2003
Diklormetan	6,0E-03		Baserat på WHO, 2006a		5,0E-02	IMM, 1998
Dibromklormetan	2,0E-02		Baserat på WHO, 2006a			
Bromdiklormetan		2,0E-04	IRIS, 1993			
Triklormetan	1,5E-02		WHO, 2004b	1,4E-01		WHO, 2004b
Koltetraklorid	1,4E-03		WHO, 2006a	6,1E-03		WHO, 1999a

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK _{or} mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK _{or}	RfC mg/m ³	RISK _{inh} mg/m ³	Ref RfC eller RISK _{inh}
1,2-diklorethan		1,2E-03	WHO, 2004a		3,6E-03	WHO, 1999a
1,2-dibrometan		5,0E-06	IRIS, 2004		1,7E-05	IRIS, 2004
1,1,1-triklorethan	6,0E-01		WHO, 2004a	8,0E-01		UBA, 1993
Trikloretan	1,5E-03		WHO, 2006a		2,3E-02	WHO, 2000
Tetraklorethan	5,0E-02		WHO, 2006a	2,0E-01		WHO, 2006c
Dinitrotoluen (2,4)	2,0E-03		IRIS, 2002			
PCB-7	4,00E-06		Baserat på WHO, 2003a, Omräknat för att motsvara PCB-7			
Dioxin (TCDD-ekv)	2,0E-09		EU/SCF 2000, 2001			
Naftalen	2,0E-02		IRIS, 1998	4,0E-03		ATSDR, 2005
Acenaftalen	4,0E-02		RIVM, 2001c			
Acenaften	4,0E-02		RIVM, 2001c			
Antracen		1,7E-03	Beräknat utifrån data för benso(a)pyren och TEF-värdena för enskilda PAH-föreningar, se bilaga 1 avsnitt 2.3. Beräkning för enskilda PAH baseras på risken 10 ⁻⁶		2,2E-05	Beräknat utifrån data för benso(a)pyren och TEF-värdena för enskilda PAH-föreningar, se bilaga 1 avsnitt 2.3. Beräkning för enskilda PAH ska baseras på risken 10 ⁻⁶
Fluoren		1,7E-03	Se antracen ovan		2,2E-05	Se antracen ovan
Fenantren		1,7E-03	Se antracen ovan		2,2E-05	Se antracen ovan
Fluoranten		1,7E-05	Se antracen ovan		2,2E-07	Se antracen ovan
Pyren		8,3E-04	Se antracen ovan		1,1E-05	Se antracen ovan
Benso(ghi)perylen		4,2E-05	Se antracen ovan		5,5E-07	Se antracen ovan
Benso(a)antracen		1,7E-04	Se antracen ovan		2,2E-06	Se antracen ovan
Krysen		2,8E-05	Se antracen ovan		3,7E-07	Se antracen ovan
Benso(b)fluoranten		8,3E-06	Se antracen ovan		1,1E-07	Se antracen ovan
Benso(k)fluoranten		1,7E-05	Se antracen ovan		2,2E-07	Se antracen ovan
Indeno(1,2,3-cd)pyren		8,3E-06	Se antracen ovan		1,1E-07	Se antracen ovan
Dibenso(a,h)antracen		7,5E-07	Se antracen ovan		1,0E-08	Se antracen ovan
Benso(a)pyren		8,3E-07	IMM, 2006. Beräkning för enskilda PAH baseras på risken 10 ⁻⁶		1,1E-08	WHO, 2000. Beräkning för enskilda PAH baseras på risken 10 ⁻⁶
PAH-L	0,03		Medelvärde för TDI för de ämnen som ingår i gruppen	4,0E-03		Baserat på RfC för naftalen

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK _{or} mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK _{or}	RfC mg/m ³	RISK _{inh} mg/m ³	Ref RfC eller RISK _{inh}
PAH-M		4,2E-04	Beräknad från RISK _{or} för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 ⁻⁵		5,5E-06	Beräknad från RISK _{inh} för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 ⁻⁵
PAH-H		8,3E-06	Beräknad från RISK _{or} för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen, (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 ⁻⁵		5,5E-07	Beräknad från RISK _{inh} för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen, (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 ⁻⁵
Bensen		1,8E-04	IRIS, 2000		1,7E-03	WHO, 2000
Toluen	0,223		Baserat på WHO, 2006a	2,6E-01		WHO, 2000
Etylbensen	0,097		Baserat på WHO, 2006a	7,7E-01		RIVM, 2001c
Xylen	0,179		Baserat på WHO, 2006a	0,1		IRIS, 2003
Alifat C5-C6	2		Baserat på TPHCWG, 1997b, justering enligt RIVM, 2001c	6		Baserat på data för cyclohexan från IRIS, 2003. Baserat på innehåll av n-hexan <3 %
Alifat C6-C8	2		Baserat på TPHCWG, 1997b, justering enligt RIVM, 2001c	6		Baserat på data för cyclohexan från IRIS, 2003, Baserat på innehåll av n-hexan <3 %
Alifat C8-C10	0,1		Baserat på TPHCWG, 1997b	1		TPHCWG, 1997b
Alifat C10-C12	0,1		Baserat på TPHCWG, 1997b	1		TPHCWG, 1997b
Alifat C12-C16	0,1		Baserat på TPHCWG, 1997b	1		TPHCWG, 1997b
Alifat C16-C35	2		Baserat på TPHCWG, 1997b			
Aromat C8-C10	4,0E-02		Baserat på TPHCWG, 1997b	0,2		TPHCWG, 1997b
Aromat C10-C16	4,0E-02		Baserat på TPHCWG, 1997b	0,2		TPHCWG, 1997b
Aromat C16-C35	3,0E-02		Baserat på TPHCWG, 1997b	0,05		MDEP, 2002
MTBE	1,0E-01		Baserat på NSTC, 1997 och MDEP, 2008	3		IRIS, 1991

Tabell A3.5. Toxikologiska data, kriterier för skydd av grundvatten och hudupptag

Ämne	C _{crit-gw} (mg/l)	Ref C _{crit-gw} *	f _{du} (-)	Ref f _{du}
Antimon	0,01	Beräknat från dricksvattennormer WHO, 2006a	0,03	Antaget samma värde som arsenik
Arsenik	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,03	USEPA 2001; 2004
Barium	0,35	Beräknat från dricksvattennormer WHO, 2004a	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Bly	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Kadmium	2,5E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,001	USEPA 2001; 2004
Kobolt	5,0E-03	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Koppar	0,05	Baserat på TAC-värdet för grundvattenkvalitet, Hjelmar m.fl., 2006	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Krom tot	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Krom (VI)	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Kvicksilver	5,0E-04	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Molybden	0,035	Beräknat från dricksvattennormer WHO, 2004a	0,01	Valt samma värde som vanadin
Nickel	0,01	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Vanadin	0,03	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Zink	0,1	Baserat på TAC-värdet för grundvattenkvalitet Hjelmar m.fl., 2006	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Cyanid total	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,3	Som fri cyanid
Cyanid fri	0,025	Samma som cyanid total	0,3	Baserat på MDEP, 1994
Fenol	0,1	Baserat på TAC-värdet för grundvattenkvalitet Hjelmar m.fl., 2006	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Kresol	0,1	Antaget samma värde som fenol	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Monoklorfenol	0,015	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Diklorfenoler	0,009	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Triklorfenoler	0,02	Beräknat från RISK _{or} se bilaga 1, avsnitt 2.6)	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Tetraklorfenoler	0,02	Antaget samma värde som triklorfenoler	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Pentaklorfenol	4,5E-03	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,25	Antaget för semivolatila ämnen USEPA 2001; 2004
Klorbensen	0,15	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004

Ämne	$C_{crit-gw}$ (mg/l)	Ref $C_{crit-gw}^*$	f_{du} (-)	Ref f_{du}
Diklorbensener	0,15	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Triklorbensener	0,01	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Tetraklorbensener	3,0E-04	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Pentaklorbensener	0,002	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Hexaklorbensener	5,0E-04	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Diklormetan	0,01	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Dibromklormetan	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Bromdiklormetan	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Triklormetan	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Koltetraklorid	0,002	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
1,2-dikloreten	1,5E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
1,2-dibrometan	5,0E-04	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
1,1,1-trikloreten	1	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Triklöreten	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Tetrakloreten	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Dinitrotoluen (2,4)	6,0E-03	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
PCB-7	1,0E-06	10% av interventionsvärdet för grundvatten RIVM, 2001d	0,14	USEPA 2001; 2004
Dioxin (TCDD-ekv)	2,0E-10	10% av interventionsvärdet för grundvatten RIVM, 2001d	0,03	USEPA 2001; 2004
Naftalen	0,01	15% av humantoxicitetsbaserat interventionsvärde för grundvatten för naftalen, VROM, 2000.	0,13	USEPA 2001; 2004
Acenaftalen	0,01	Motsvarar även smak- och lukt-tröskeln	0,13	USEPA 2001; 2004
Acenaften	0,01		0,13	USEPA 2001; 2004
Antracen	0,002	Beräknat från dricksvattennormer för fluoranten, WHO, 2004a	0,13	USEPA 2001; 2004
Fluoren	0,002	Se antracen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Fenantren	0,002	Se antracen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Fluoranten	0,002	Se antracen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Pyren	0,002	Se antracen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004

Ämne	C _{crit-gw} (mg/l)	Ref C _{crit-gw} *	f _{du} (-)	Ref f _{du}
Benso(ghi)perylen	5,0E-05	Beräknat från dricksvattennormen för PAH-föreningar, Livsmedelsverket 2005	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(a)antracen	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Krysen	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(b)fluoranten	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(k)fluoranten	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Dibenso(a,h)antracen	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(a)pyren	5,0E-05	Se benso(ghi)perylen ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
PAH-L	0,01	15% av humantoxicitetsbaserat interventionsvärde för grundvatten för naftalen, VROM, 2000	0,13	USEPA 2001; 2004
PAH-M	0,002	Beräknat från dricksvattennormer för fluoranten, WHO 2004a	0,13	USEPA 2001;2004
PAH-H	5,0E-05	Beräknat från dricksvattennormen för PAH-föreningar, Livsmedelsverket 2005	0,13	USEPA 2001; 2004
Bensen	5,0E-04	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2005	0,1	Antaget för flyktiga ämnen, Environment Agency 2004
Toluen	0,35	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen, Environment Agency 2004
Etylbensen	0,15	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen, Environment Agency 2004
Xylen	0,25	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen, Environment Agency 2004
Alifat C5-C6	0,1	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	1	Baserat på MDEP, 2002
Alifat C6-C8	0,1	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	1	Baserat på MDEP, 2002
Alifat C8-C10	0,1	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,5	Baserat på MDEP, 2002
Alifat C10-C12	0,1	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,5	Baserat på MDEP, 2002
Alifat C12-C16	0,1	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,5	Baserat på MDEP, 2002
Alifat C16-C35	0,1	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,1	Baserat på MDEP, 2002
Aromat C8-C10	1,0E-01	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,5	Baserat på MDEP, 2002

Ämne	C _{crit-gw} (mg/l)	Ref C _{crit-gw} *	f _{du} (-)	Ref f _{du}
Aromat C10-C16	1,0E-02	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,18	Baserat på MDEP, 2002
Aromat C16-C35	1,0E-02	Baserat på gränser för smak och luktproblem, Naturvårdsverket & SPI, 1998	0,18	Baserat på MDEP, 2002
MTBE	0,04	Baserat på gränsen för smak, ECB 2002a	0,1	Antaget samma värde som triklormetan m.fl.

* Baserat på dricksvattennormer, se bilaga 1, avsnitt 2.6.

Tabell A3.6. Tokikologiska värden för akuttoxiska effekter

Ämne	TDAE mg/kg kroppsvikt	Ref TDAE
Arsenik	0,05	Baserat på White, 1999; ATSDR, 1989; IMM, 1990 och Hamamoto E, 1995
Cyanid total	0,5	Baserat på IMM, 1990
Cyanid fri	0,025	Baserat på RIVM, 2001g och WHO, 2006a

Tabell A3.7. Skydd av markmiljö och ytvatten

Ämne	E_{KM} mg/kg	Ref E_{KM}	E_{MKM} mg/kg	Ref E_{MKM}	$C_{crit-sw}$ µg/l	Ref $C_{crit-sw}$
Antimon	20	Baserat på RIVM, 2005 och USEPA, 2005a	40	Baserat på RIVM, 2005 och USEPA, 2005a	0,1	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Arsenik	20	Baserat på CCME, 1999a, RIVM, 2001e och USEPA, 2005b	40	Baserat på CCME, 1999a, RIVM, 2001e och USEPA, 2005b	0,3	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Barium	200	Baserat på RIVM, 2005	300	Baserat på RIVM, 2005	10	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Bly	200	Baserat på RIVM, 2001e, CCME, 1999b och USEPA, 2005c	400	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999b	0,5	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Kadmium	4	Baserat på CCME, 1999c, RIVM, 2001e, USEPA, 2005d och ECB, 2003a	20	Baserat på CCME, 1999c, RIVM, 2001e och USEPA, 2005d	0,02	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Kobolt	20	Baserat på RIVM, 2005 och USEPA, 2005e	35	Baserat på RIVM, 2005	0,2	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Koppar	80	Baserat på RIVM, 2001e och USEPA, 2006	200	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999m	1	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Krom tot	80	Baserat på RIVM, 2001e, USEPA, 2005f och CCME, 1999d	150	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999d	0,3	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Krom (VI)	2	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999d	10	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999d	0,3	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Kvicksilver	5	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999e	10	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999e	0,005	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Molybden	70	Baserat på RIVM, 2005	150	Baserat på RIVM, 2005 och USDoe, 1997a	0,3	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Nickel	70	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999f	120	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999f	1	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Vanadin	100	Baserat på RIVM, 2005, CCME, 1999g och USEPA, 2005g	200	Baserat på RIVM, 2005, CCME, 1999g och USEPA, 2005g	0,5	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Zink	250	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999h	500	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1999h	4	se bilaga 1, avsnitt 2.5.1
Cyanid total	30	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 1997	120	Baserat på RIVM, 2001e	0,5	Baserat på värdet för fri cyanid eftersom det inte är någon skillnad mellan olika kemiska former i mark med avseende på förekomstformen i vattenmiljö

Ämne	E_{KM} mg/kg	Ref E_{KM}	E_{MKM} mg/kg	Ref E_{MKM}	$C_{crit-sw}$ µg/l	Ref $C_{crit-sw}$
Cyanid fri	1	Baserat på CCME, 1999i och RIVM, 2001e	8	Baserat på CCME, 1999i och RIVM, 2001e	0,5	Beräknat från lägsta NOEC i RIVM, 2001e
Fenol	20	Baserat på ECB, 2006, RIVM, 2001e och CCME, 1999j	40	CCME, 1999j	5	Baserat på RIVM, 2001e. Lägsta NOEC delat med SF=100, eftersom inga akuta data har redovisats och med hänsyn till kresoler, där akuta data ligger vid samma koncentrationer som NOEC-värdena
Kresol	3	Baserat på RIVM, 2001e	15	Baserat på RIVM, 2001e	5	Baserat på RIVM, 2001e. Lägsta NOEC delat med SF=100, Lägsta akuta data i samma nivå som NOEC data för o- och m-kresol
Monoklorfenol	0,5	Baserat på USDoE, 1997a och RIVM, 2001e	5	Baserat på RIVM, 2001e	3	Baserat på RIVM, 2001e. Lägsta NOEC värdet och SF=50 för 2- och 4-klorfenol samt lägsta akuta data och SF=1000 för 3-klorfenol. Riktvärde i CCME, 1999n ligger i samma nivå (7 µg/l)
Diklorfenoler	0,5	Baserat på USDoE, 1997b och RIVM, 2001e	5	Baserat på RIVM, 2001e	1	Baserat på RIVM, 2001e. Lägsta akuta toxdata och SF=1000 för 5 diklorfenoler (där endast akuta data fanns) och 5-percentilen från fördelning av kroniska data för 2,4-diklorfenol. Riktvärde i CCME, 1999n är lägre, 0,2 µg/l, men dataunderlaget är opublicerat. Med hänsyn till andra klorfenoler bedöms riktvärdet vara tillräckligt skyddande
Triklorfenoler	0,5	Baserat på RIVM, 2001e, USDoE, 1997a och USDoE, 1997b	5	Baserat på RIVM, 2001e	1	Baserat på RIVM, 2001e, Lägsta akuta toxdata och SF=1000 för 4 av triklorfenolerna (där endast akuta data fanns) och lägsta kroniska data och SF=100 för 2 av triklorfenolerna (där kroniska data fanns). Riktvärde i CCME, 1999n indikerar att riktvärdet är tillräckligt skyddande
Tetraklorfenoler	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	5	Baserat på RIVM, 2001e	0,2	Baserat på RIVM, 2001e och med hänsyn till MKN för pentaklorfenol. Riktvärdet motsvarar lägsta akuta toxdata och SF=1000 eller lägsta kroniska data och SF=100. Riktvärde i CCME, 1999n (1 µg/l) indikerar att riktvärdet är tillräckligt skyddande
Pentaklorfenol	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	5	Baserat på RIVM, 2001e	0,2	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Klorbensin	5	Baserat på RIVM, 2001e	15	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	1,5	Baserat på data i CCME, 1999n och RIVM, 2001e. Lägsta NOEC från RIVM delat med SF=100. Riktvärdet motsvarar också lägsta kroniska data för sötvatten från CCME (för fisk) och en SF=5

Ämne	E _{KM} mg/kg	Ref E _{KM}	E _{MKM} mg/kg	Ref E _{MKM}	C _{crit-sw} µg/l	Ref C _{crit-sw}
Diklorbensener	5	Baserat på RIVM, 2001e och ECB, 2004b	15	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	1,5	Baserat på data i CCME, 1999n, RIVM, 2001e och ECB, 2004b. Riktvärdet är lägsta NOEC i RIVMs sammanställning delat med SF=100. CCMEs data indikerar att riktvärdet är tillräckligt lågt. Riktvärdet motsvarar lägsta toxdata från CCME (en LC10 för fisk) och SF=10. Riktvärdet är något lägre än PNEC-värdet för 1,4-diklorbensin i ECB, 2004b men PNEC-värdet gäller endast en diklorfenol
Triklorbensener	1	Baserat på RIVM, 2001e	10	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	0,2	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm. Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Tetraklorbensener	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	2	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	0,2	Med hänsyn till förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006 för triklorbensen. RIVM, 2001e och CCME, 1999n indikerar att riktvärdet är tillräckligt skyddande
Pentaklorbensen	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	2	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	0,0035	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Hexaklorbensen	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	2	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	0,005	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Diklorometan	5	Baserat på RIVM, 2001e	30	Baserat på RIVM, 2001e	10	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Dibromklorometan	5	Baserat på triklorometan	30	Baserat på triklorometan	1,25	Antaget samma värde som för triklorometan
Bromdiklorometan	5	Baserat på triklorometan	30	Baserat på triklorometan	1,25	Antaget samma värde som för triklorometan
Triklorometan	5	Baserat på RIVM, 2001e och INERIS, 2005	30	Baserat på RIVM, 2001e och INERIS, 2005	1,25	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Koltetraklorid	5	Baserat på RIVM, 2001e	30	Baserat på RIVM, 2001e	6	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
1,2-diklorethan	5	Baserat på RIVM, 2001e	30	Baserat på RIVM, 2001e	5	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
1,2-dibromometan	5	Baserat på 1,2-diklorethan	30	Baserat på 1,2-diklorethan	5	Antaget samma värde som för 1,2-diklorethan
1,1,1-triklorethan	5	Baserat på RIVM, 1995	30	Baserat på RIVM, 1995	5	Antaget samma värde som för andra klorerade alifater

Ämne	E_{KM} mg/kg	Ref E_{KM}	E_{MKM} mg/kg	Ref E_{MKM}	$C_{crit-sw}$ µg/l	Ref $C_{crit-sw}$
Trikloreteten	5	Baserat på RIVM, 2001e, ECB, 2004a och CCME, 2006	30	Baserat på RIVM, 2001e, ECB, 2004a och CCME, 2006	5	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
Tetrakloreten	5	Baserat på RIVM, 2001e, ECB, 2005 och CCME, 1999k	30	Baserat på RIVM, 2001e, ECB, 2005 och CCME, 1999k	5	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG 2006
Dinitrotoluen (2,4)	0,05	Baserat på European Commission SCHER, 2006	0,5	Baserat på European Commission SCHER, 2006	1	Baserat på European Commission SCHER, 2006, Beräknat från lägsta NOEC och SF =10
PCB-7	0,1	Baserat på CCME, 2001, RIVM, 2001e och Naturvårdsverket, 1995	0,6	Baserat på CCME, 2001 och RIVM, 2001e	1, E-04	Riktvärdet satt till medelhalten av PCB-tot i tillflöden till Östersjön, 500 pg/l (medelvärde 88 pg/l löst [4 - 231 pg/l], 426 pg/l partikelbundet [18-807 pg/l], Axelman, 1997.Omräknat till PCB-7. Se avsnitt 2.5.2. Riktvärdet är mer än en faktor 10 lägre än det lägsta NOEC för sötvattenorganismer (PCB-7) i RIVM, 2001e
Dioxin (TCDD-ekv)	2,5E-04	Baserat på CCME, 2000a och RIVM, 1995	0,002	Baserat på CCME, 2000a och RIVM, 1995	1, E-08	Baserat på uppmätta halter i svenska ytvatten (ej opåverkade vattendrag), se avsnitt 2.5.2. Halter i Göta älv, Nol 36 fg/l (10 - 80 fg/l), Halter i Lelången 20 (7 - 36 fg/l), Kemakta, 2001
PAH-L	3	Baserat på CCME, 1999l, RIVM, 2001e, Jensen and Svedrup, 2003 och ECB, 2003b	15	Baserat på CCME, 1999l, RIVM, 2001e, Jensen and Svedrup, 2003 och ECB, 2003b	1,2	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm för naftalen, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
PAH-M	10	Baserat Jensen and Svedrup, 2003	40	Baserat på Jensen and Svedrup, 2003	0,05	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm för antracen och fluoranten, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006
PAH-H	2,5	Baserat på RIVM, 2001e	10	Baserat på RIVM, 2001e	0,005	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG 2006. Förslag till MKN för bens(a)pyren (0,05µg/l), summa bens(b)- och bens(k)fluoranten (0,03µg/l) och summa indeno(1,2,3)pyren och benso(ghi)perylene (0,002 µg/l). Hänsyn har tagits till sammansättning av PAHer i denna grupp. Bensofluorantener utgör ca 30% av det totala halten, indeno(1,2,3)pyren och benso(ghi)perylene utgör ca 20% av den totala halten. Resten består av PAH-föreningar som liknar benso(a)pyren m.a.p. toxicitet
Bensen	10	Baserat på RIVM, 2001e, CCME, 2005a och ECB, 2002b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005a	5	Beräknat från förslag till miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EG, 2006

Ämne	E _{KM} mg/kg	Ref E _{KM}	E _{MKM} mg/kg	Ref E _{MKM}	E _{MKM} mg/kg	Ref E _{MKM}	C _{crit-sw} µg/l	Ref C _{crit-sw}
Toluen	10	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	5	Baserat på bensen
Etylbensen	10	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	5	Baserat på bensen
Xylen	10	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	5	Baserat på bensen
Alifat C5-C6	50	Baserat på RIVM, 2004, CCME, 2000b och CONCAWE, 2001	200	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	200	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	2,5	Beräknat från RIVM, 2004 riktvärdet för total koncentration (löst + partikelbundet)
Alifat C6-C8	50	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	200	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	200	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	3	Beräknat från RIVM, 2004 riktvärdet för total koncentration (löst + partikelbundet)
Alifat C8-C10	100	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	500	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	500	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	1,5	Beräknat från RIVM, 2004 riktvärdet för total koncentration (löst + partikelbundet)
Alifat C10-C12	100	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	500	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	500	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	3	Beräknat från RIVM, 2004 riktvärdet för total koncentration (löst + partikelbundet)
Alifat C12-C16	100	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	500	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	500	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	30	Beräknat från RIVM, 2004 riktvärdet för total koncentration (löst + partikelbundet)
Alifat C16-C35	100	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	1000	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	1000	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	30	Samma som för fraktion alifat C12-C16
Aromat C8-C10	10	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	50	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	50	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	5	Baserat på BTEX
Aromat C10-C16	3	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	15	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	15	Baserat på RIVM, 2004 och CCME, 2000b	1,2	Baserat på PAH-L
Aromat C16-C36	10	Samma som PAH-M	40	Samma som PAH-M	40	Samma som PAH-M	0,05	Samma som PAH-M
MTBE	1	Baserat på ECB, 2002a och RIVM, 1994	8	Baserat på ECB, 2002a och RIVM, 1994	8	Baserat på ECB, 2002a och RIVM, 1994	50	Beräknat från lägsta toxicitetsdata och säkerhetsfaktor 1 000. Baserat på data i RIVM, 2001e, ECB, 2002a och CCME, 2003. Toxicitetsdata indikerar att MTBE har relativt låg toxicitet. Däremot har inte påverkan på djurbeteende undersökts, det är troligt att detta är en kritisk effekt och sker vid lägre koncentrationer. Säkerhetsfaktorn 1 000 för att ta hänsyn till osäkerheterna i effekter av MTBE

Referenser

ATSDR (1989). *Toxicological Profile for Arsenic.* Agency for Toxic Substances and Disease Registry U.S. Public Health Services, ATSDR/TP-88/02.

ATSDR (1999a). *Toxicological profile for cadmium.* Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Services.

ATSDR (1999b). *Toxicological profile for chlorophenols.* Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Services.

ATSDR (2005). *Toxicological profile for Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene.* Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Public Health Services.

Avfall Sverige (2007). *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor.* RAPPORT 2007:01, Avfall Sverige.

Axelmann J (1997). *Biological, physico-chemical and biogeochemical dynamics of hydrophobic organic compounds.* Paper IV from Doctoral dissertation, Department of Zoology, University of Stockholm.

Bockting G J M, Koolenbrander J G M, och Swartjes F A (1996). *SEDISOIL: Model for calculating human exposure due to contaminated sediments.* RIVM Bilthoven, Report nr 715810011.

Boverkets (2006). *Regelsamling för byggande, Boverkets byggregler, BBR.* BFS 1993:57 med ändringar till och med 2006:12.

Bright D A, Richardson G M, Dodd M (2006). *Do current standards of practice in Canada measure what is relevant to human exposure at contaminated sites? I: A discussion of soil particle size and contaminant partitioning in soil, Human and Ecological Risk Assessment, 12:3,* 591–605.

Burchard L P (2000). *Estimating dissolved organic carbon partition coefficients for nonionic organic chemicals.* Environmental Science & Technology 34, 4663-4668.

CCME (1997). *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, Cyanide (Free) Fact sheet.* Canadian Council of Ministers of the Environment.

CCME (1999a). *Canadian Soil Quality Guidelines, Arsenic (environmental and Human health effects).* Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.

- CCME (1999b).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Lead (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999c).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Cadmium (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999d).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Chromium*. Scientific supporting document (Environmental effects), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada, (Based on the 1997 assessment).
- CCME (1999e).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Inorganic Mercury*. Scientific supporting document (Environmental effects), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada, (Based on the 1997 assessment).
- CCME (1999f).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Nickel*. Scientific supporting document (Environmental effects), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999g).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Vanadium (Environmental effects)*. Scientific supporting document (based on the 1997 assessment), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999h).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Zinc (Environmental effects)*. Scientific supporting document (Based on the 1997 assessment), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999i).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Free cyanide*. Scientific supporting document (Environmental effects), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada, (Based on the 1997 assessment).
- CCME (1999j).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Phenol (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999k).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Tetrachloroethylene (Environmental effects)*. Scientific supporting document (Based on the 1997 assessment), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999l).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Naphthalene, (Environmental effects)*. Scientific supporting document (Based on the 1997 assessment), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (1999m).** *Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health, Copper, Factsheet 1999*. Canadian Council of Ministers of the Environment.

- CCME (1999n).** *Canadian Environmental Quality Guidelines, Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.* Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2000a).** *Canadian Soil Quality Guidelines for Dioxins and Furans: Environment and Human Health.* Supporting document, Revised version, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2000b).** *Canada Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in soil: Scientific Rationale.* Supporting Technical Document, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2001).** *Canadian soil quality guidelines for polychlorinated biphenyls (PCBs), Environmental Health.* Report no 1-2, National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (2003).** *Canadian Environmental Quality Guidelines, Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.* Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2005a).** *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, Report 1-10, Benzene.* National Guidelines and Standards Office, Environment.
- CCME (2005b).** *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, Toluene, Ethylbenzene and Xylenes, Report 1-9.* National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (2006).** *Canadian Soil Quality Guidelines, Trichloroethylene (Environmental and Human Health effects).* Scientific supporting document, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME (2007).** *Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale.* Supporting Technical Document, Draft, January 2007.
- Clavensjö B, Åkerblom G, och Andersson P (1983).** *Radon i bostäder, markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus.* R9:1983, Statens råd för byggnadsforskning.
- Clavensjö B och Åkerblom G (1992).** *Åtgärder mot radon, Radonboken.* Byggnadsforskningensrådet T5:1992.
- CONCAVE (2001).** *Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale.* Report 01/54, CONCAVE, Brussels.
- Coughtrey P, Thorne M och Jackson, D (1983).** *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems.* A A, Balkema, Rotterdam.
- Cussler E L (1987).** *Diffusion, Mass transfer in fluid systems.* Cambridge University press.
- ECB (2002a).** *European Union Risk Assessment Report, Tert-butyl methyl ether, 3rd Priority List.* Volume 19, European Chemicals Bureau, EUR 20417 EN.

- ECB (2002b).** *European Union Risk Assessment Report, Benzene, Part 1.* Environment, European Chemicals Bureau.
- ECB (2003a).** *Final draft risk assessment report, cadmium and cadmium metal.* European Chemicals Bureau.
- ECB (2003b).** *European Union Risk Assessment Report, Naphthalene, PL-3, vol 33.* EUR 20763 EN, European Chemicals Bureau.
- ECB (2003c).** *European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part 1.* European Chemicals Bureau.
- ECB (2004a).** *European Union Risk Assessment Report, Trichloroethylene, Part 1 – Environment.* European Chemicals Bureau, PL-1, vol 31.
- ECB (2004b).** *European Union Risk Assessment Report, 1,4-dichlorobenzene, Part 1 – Environment.* European Chemicals Bureau, PL-1, vol 48.
- ECB (2005).** *European Union Risk Assessment Report, Tetrachloroethylene, Part 1 – Environment.* European Chemicals Bureau, PL-1, vol 57.
- ECB (2006).** *European Union Risk Assessment Report, Phenol.* Vol 46, European Chemicals Bureau.
- ECB (2008).** *European Union Risk Assessment Report, Diantimony trioxide.* Draft rapport, maj 2008. Kemikalieinspektionen, Sverige, för European Chemicals Bureau.
- ECETOC (2001).** *Exposure factors sourcebook for European populations (with focus on UK data).* Technical Report No, 79, European centre for ecotoxicology and toxicology of chemicals, Brussels, June 2001.
- EG (2006).** *Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2006/60/EG.* Framlagt av kommissionen, KOM (2006) 397.
- Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerre-Hansen J och Groen C (2006).** *Laktester för riskbedömning av förorenade områden – huvudrapport och underlagsrapport 1a.* Naturvårdsverkets rapport 5535 (Hållbar sanering).
- Environment Agency (2004).** *Update on the dermal exposure pathway.* CLEA Briefing Note 1. Environment Agency of England and Wales.
- EU/SCF (2000).** *Opinion of the Scientific Committee of Food on the Risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food.*
- EU/SCF (2001).** *Opinion of the Scientific Committee of Food on the Risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food.*
- European Commission SCHER (2006).** *Scientific Committee on Health and Environmental Risks, Opinion on Risk Assessment Report 2,4-dinitrobenzene, environmental part*

- FOREGS (2008).** *Forum of European Geological Surveys, Geochemical atlas of Europe.* Salminen (chief-editor) m.fl., EuroGeoSurveys – FOREGS, Geological Survey of Finland
- Frankki S (2006).** *Association of Organic Compounds to Dissolved and Particular Natural Organic Matter in Soils.* Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Fröberg M, Berggren D, Bergkvist B, Bryant C, Mulder J (2006).** *Concentration and fluxes of dissolved organic carbon (DOC) in three Norway spruce stand along a climatic gradient in Sweden.* Biogeochemistry 77, p 1–23.
- Grip H och Rodhe A (1994).** *Vattnets väg från regn till bäck.* Hallgren och Fallgren Studieförlag AB.
- Gustafsson M, Blomqvist G, Wik O (2006).** *Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska.* Värmeforsk, Q4-290.
- Hamamoto (1955).** *Infant arsenic poisoning by powdered milk.* Jap. Med. J. 1649:2–12, 1955, Cited in WHO, 1981.
- Hedberg E, Hansson H-C, Johansson C, Vesely V och Wideqvist U (2001).** ITM Air Pollution Laboratory, Stockholm University, Adam Kristensson Department of Nuclear Physics, Lund University, May 2001. ITM Rapport 92.
- Hjelmar m.fl. (2006).** *Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills.* Prepared by DHI in co-operation with SGI and VTT, Ole Hjelmar, Jesper Holm and Jacob Gudbjerg, DHI – Water & Environment, David Bendz, Pascal Suèr and Håkan Rosqvist, SGI, Margareta Wahlström and Jutta Laine-Ylijoki, VTT, TemaNord 2006:555.
- HSDB.** Hazardous Substances Database, National Library of Medicine, <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IAEA (1994).** *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments.* Technical Reports Series 364, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA (2001).** *Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment.* International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IEUBK (2005).** *Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children.* Windows® version (IEUBKwin v1.0 build 264), USEPA, 1995.
- IMM (1990).** Victorin K, Dock L, Vahter M, Ahlborg U G, *Hälsoriskbedömning av vissa ämnen i industrikontaminerad mark.* IMM-rapport 4/90, Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet.

- IMM (1998).** *Health risk assessment of dichloromethane.* 1998, IMM (1990): Victorin K, Dock L, Vahter M, Ahlberg U G, Hälsoriskbedömning av vissa ämnen i industrikontaminerad mark, IMM-rapport 4/90, Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet.
- IMM (2006).** *Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall.* Hanberg A, Berglund M, Stenius U, Victorin K, Abramsson-Zetterberg L, IMM-Rapport nr 1/06, Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet.
- INERIS(2005).** *INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. CHLOROFORME,* INERIS –DRC-00-25590-00DF254, INERIS.
- IRIS.** Integrated Risk Information System, USEPA, <http://www.epa.gov/iris/>
- Jensen and Svedrup (2003).** *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon ecotoxicity data for developing soil quality criteria.* Rev Environm. Contam. Toxicol, 179: 73–97.
- Kabata Pendias A (2000).** *Trace elements in soils and plants.* Third edition, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Karlsson R och Hansbo S (2000).** *Jordarternas indelning och benämning- Geokemiska laboartorianvisningar, del 2.* Byggforskningsrådet, FORMAS, Stockholm, 3d reviderade upplagan tilltryckt.
- Kemakta, 2001.** *Kompletterande undersökningar i Bengtsbrohöljen samt förslag till efterbehandling och kontrollprogram.* Elert M och Fanger G, Kemakta Konsult AB, Kemakta AR 2001–15.
- Kissel JC, Richter KY, Fenske RA (1996).** *Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment.* Risk Anal. 16, 115–25.
- Larsen JC och Larsen PB (1998).** *Chemical carcinogens, In: Air pollution and health.* (Hester RE, Harrison RM eds), Cambridge UK, The Royal Society of Chemistry, 33–35.
- Lindqvist m.fl. (1984).** *Mercury in the Swedish environment: Global and local sources.* Lindqvist O, Jernelöv A, Johansson K and Rodhe H, Naturvårdsverket, SNV PM 1816.
- Livsmedelsverket (2000).** *Mindre dioxin i svenska livsmedel.* Darnerud PO et al, Vår Föda 2000:1, sidan 28, Livsmedelsverket (SLV), Uppsala.
- Livsmedelsverket (2002).** *Riksmaten 1997-98, Kostvanor och näringsintag i Sverige, Metod och resultatanalys.* Ed: Becker W och Pearson M, Livsmedelsverket, Uppsala.
- Livsmedelsverket (2005).** *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten.* SLVFS 2001:30, Innehåller ändringar tom SLVFS 2005:10.

- Livsmedelsverket (2006).** *Riksmaten – barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige.* Ed: Enghardt Barbieri H, Becker W och Pearson M, Livsmedelsverket, Uppsala.
- Lundin m.fl. (2005).** *Forsmark site investigation. Soils in two large trenches.* Lundin L, Stendahl J and Lode E, P-05-166, Svensk Kärnbränslehantering.
- Marshall T, Holmes J, Rose C (1996).** *Soil physics*, third edition, Cambridge University press.
- MDEP (1994).** *Background documentation for the development of MCP numerical standards.* Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.
- MDEP (2002).** *Characterizing risks posed by petroleum contaminated sites: Implementation of MADEP VPH/EPH Approach.* Policy #WSC-02-411, MADEP.
- MDEP (2008).** *Spring 2008 Standards Guidelines för Contaminants in Massachusetts Drinking Water,* Commonwealth of Massachusetts, Office of Research and Standards, Boston.
- Miljøstyrelsen (2006).** *JAGG – program til risikouurdering af forurenede grunde, version 1,5,(2006-03-01).* Miljøstyrelsen, Danmark.
- Naturvårdsverket & SPI (1998).** *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer.* Naturvårdsverket rapport 4889, Naturvårdsverket/Svenska Petroleum Institutet.
- Naturvårdsverket (1995).** *Användning av avloppsslam i jordbruket.* Naturvårdsverket, Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska Vatten- och avloppsverksföreningen. Naturvårdsverkets rapport 4418.
- Naturvårdsverket (1997a).** *Development of generic guideline values, Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden.* Naturvårdsverkets rapport 4639.
- Naturvårdsverket (1997b).** *Bakgrundshalter i mark, Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd, Efterbehandling och sanering.* Naturvårdsverkets rapport 4640.
- Naturvårdsverket (1997c).** *Tillståndet i svensk åkermark.* Naturvårdsverkets rapport 4778.
- Naturvårdsverket (1999a).** *Metodik för inventering av förorenade områden, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Vägledning för insamling av underlagsdata.* Naturvårdsverkets rapport 4918.
- Naturvårdsverket (1999b).** *Sjöar och vattendrag Bakgrundsrapport 1, kemiska och fysikaliska parametrar.* Ingår i projektet Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Naturvårdsverkets rapport 4920.
- NCRP (1996).** *Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground.* NCRP report No, 123. National Council on Radiation Protection and Measurements, USA.

- Putaud (2003).** *A European aerosol phenomenology, Physical and chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe.* EUR 20411 EN.
- Rideout och Teschke (2004).** *Potential for Increased Human Foodborne Exposure to PCDD/F When Recycling Sewage Sludge on Agricultural Land.* Environmental Health Perspectives, Vol, 112, Number 9.
- RIVM (1994).** *Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair-Butyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater, drinkwater en voor drinkwaterbereiding.* Swartjes FA et al, RIVM report 711701039. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.
- RIVM (1995).** *Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration, Substances evaluated in 1993 and 1994.* Crommentuijn GJ, Posthumus R and Kalf, DF, RIVM report 715810008. National Institute of Public Health and the Environment.
- RIVM (1998).** *Ecological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds.* Posthumus R, Crommentuijn GJ och van de Plassche EJ. RIVM report 711 701 003. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands.
- RIVM (1999).** *Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC.* van de Plassche m.fl., RIVM report 601501005. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.
- RIVM (2001a).** *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set, proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds.* Otte PF, Lijzen JPA, Otte JG, Swartjes FA, Versluijs CLJ. RIVM report 711701021. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.
- RIVM (2001b).** *Accumulatie van metalen in planten, Een bijdrage aan de technische evaluatie van de internentiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem.* Versluijs CW, Otte PF. RIVM report 711701 024/2001. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.
- RIVM (2001c).** *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels.* Baars AJ m.fl. RIVM report 711701 025. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.
- RIVM (2001d).** *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/ sediment and Groundwater, Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater.* Lijzen JPA, Baars AJ, Otte PF, Rikken M, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, Wezel AP van, RIVM report 711701023. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.

- RIVM (2001e).** *Ecotoxicology serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds.* Verbruggen EMJ, Posthumus R and van Wezel AP. RIVM report 711701020. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM (2001f).** *Evaluation of model concepts on human exposure.* Rikken, M G J, Lijzen, J P A och Cornelese, A A, RIVM report 711701 022. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM, (2001g).** *Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Values.* Köster, H W, RIVM report 711701 019. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM (2004).** *Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons).* Vebruggen EMJ. RIVM report 601501021. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM (2005).** *Environmental risk limits for nine trace elements.* Van Vlaardingen PLA, Posthumus R och Posthuma-Doodeman CJAM. RIVM report 601501029. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM (2007).** *Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites, Towards a protocol for site-specific assessment.* Swartjes FA, Dirven-Van Breemen, Otte PF, Van Beelen P, Rikken MGJ, Tuinstra J, Spijker J and Lijzen JPA. RIVM report 711701 040. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- RIVM-VITO (2006).** *Evaluation of the Swedish Guideline values for contaminated sites – Cadmium and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.* De Raeymaecker B, Cornelis C, Provoost J, Joris I, De Ridder K, Lefebvre F, Otte P Lijzen J, Swartjes F, VITO/RIVM, 2006/IMS/R/.
- Rodhe m.fl. (2006).** *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell.* Rodhe A, Lindström G, Rosberg J och Pers C, Uppsala Universitet, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Report Series A, No, 66.
- SCB (2005).** Statistiska centralbyråns uppgifter för medellivslängd år 2005. (www.scb.se)
- Seth R, Mackay D, Muncke J (1999).** *Estimating the organic carbon partition coefficient and its variability for hydrophobic chemicals.* Environmental Science & Technology 33, 2390-2394.
- SGU (2006).** *Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping.* Andersson M, Rapport K 45, Sveriges Geologiska Undersökning (Innehåller även rikstäckande data).

- SGU (2007).** Utdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas, september 2007.
- SGU:s databas för miljöövervakning av grundvatten.** Sveriges geologiska undersökning (www.sgu.se).
- SLU:s databank för sjöar och vattendrag.** Databank för sjöar och vattendrag, Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se).
- SLU (2007).** *Mark- och grödoinventeringen, Data insamlat 1988–2003.* Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se).
- SMHI (2002).** *Avrinningen i Sverige.* Faktablad nr 12, December 2002. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska institut.
- SNA (1995).** *Klimat, sjöar och vattendrag.* Sveriges National Atlas, Bra Böcker.
- Socialstyrelsen (2005).** *Miljöhälsorapport 2005.* Socialstyrelsen, Institutet för Miljömedicin, Stockholms läns landsting, ISBN 91-7201-931-X.
- TPHCWG (1997a).** *Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations.* Vol 3, Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group, Amherst Scientific Publishers, MA, USA.
- TPHCWG (1997b).** *Development of fraction specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH).* Volume IV, TPH Criteria Working Group, Toxicological Technical Action Group, (<http://www.aehs.com>).
- Trapp m.fl. (1997).** *Examination and further development of soil values for the soil-plant path', Subproject 'Transfer factors soil to plant.* Report to the research project for the German Umweltbundesamt UFOplan Nr, 107 02 005, Trapp S, Reiter B, and Matthies M, USF Institute, Tyskland.
- Trapp (2002).** *Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics.* Environmental toxicology and Chemistry, vol 21, No 1, 203–206.
- UBA (1993).** *Basisdaten toxikologie für umweltrelevante stoffe zur gefahrenbeurteilung bei altlasten.* Umwelt Bundes Amt 4–93, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- UMS (1997).** *Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastbedingte Schadstoffe (UMS).* Anschlussbericht "Wissenschaftliche Begleitung und Forentwicklung eines Gefährdungsabschätzungsmodells für Altlasten" von der Arbeitsgemeinschaft Fresenius Consult GmbH und focon-Ingenieurgesellschaft mbH F und E-Vorhaben 10901215.
- USDoE (1997a).** *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic process: 1997 revision.* Efroymson, RA, Will ME and Suter, GW II, ES/ER/TM-126/R2, US Department of Energy.

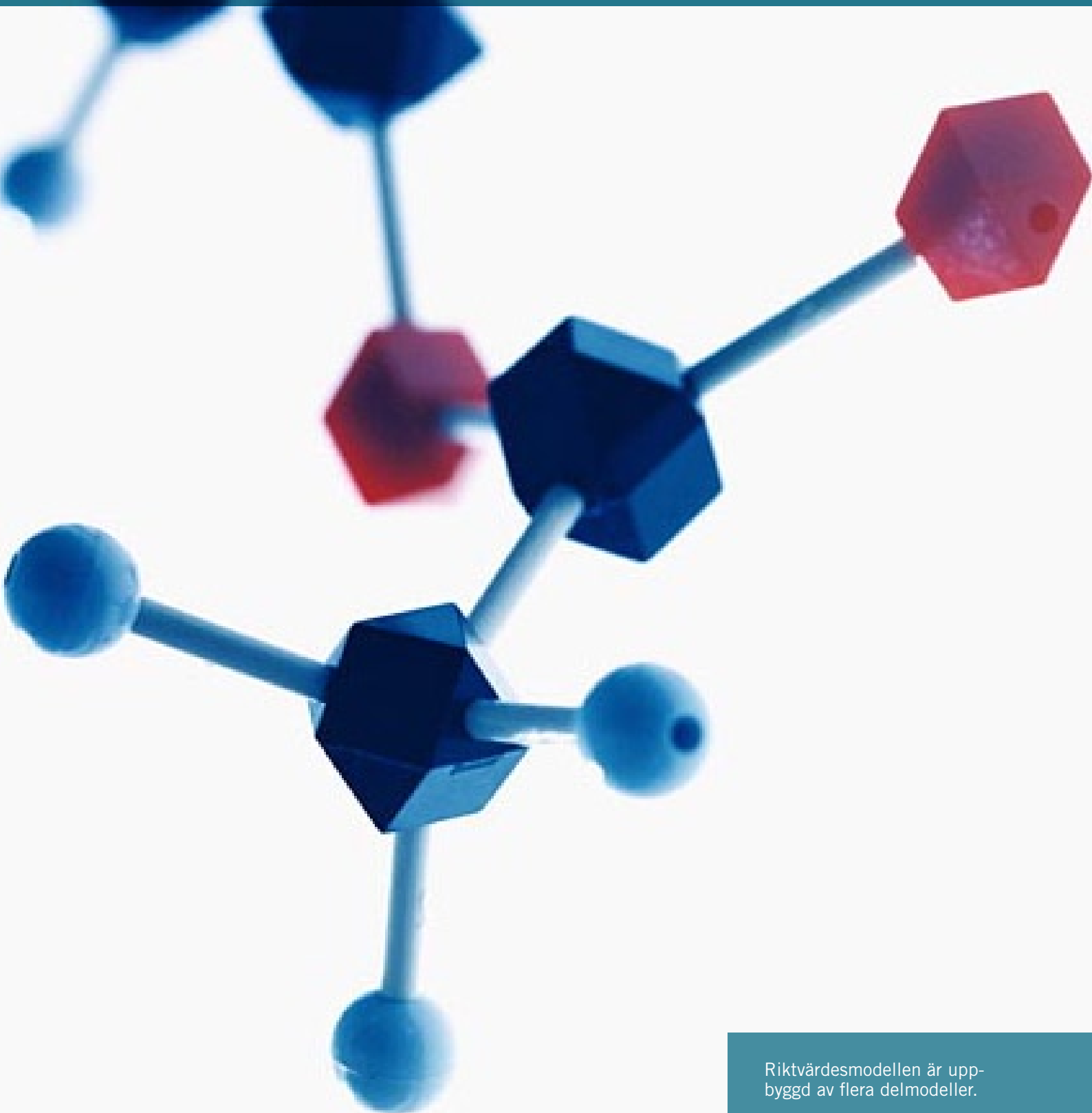
- USDoE (1997b).** *Toxicological Benchmarks for contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision.* US Department of Energy.
- USEPA (1996).** *Soil Screening Guidance: Technical Background document.* EPA/540/R-95/128, PB96-963502, US EPA, Washington, VA.
- USEPA (1997).** *Exposure Factors Handbook Revised,* PB98-124217, US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development.
- USEPA (2001; 2004).** *Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* EPA/540/R/99/005, US EPA. Washington DC.
- USEPA (2002).** *Exposure Factors Handbook for children,* EPA-600-P-00-002B, National Center for Environmental Assessment, US EPA, Washington DC.
- USEPA (2005a).** *Ecological soil screening levels for antimony. Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-61.
- USEPA (2005b).** *Ecological soil screening levels for arsenic. Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-62.
- USEPA (2005c).** *Ecological soil screening levels for lead. Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-70.
- USEPA (2005d).** *Ecological soil screening levels for cadmium, Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285,7-65.
- USEPA (2005e).** *Ecological soil screening levels for cobalt, Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-67.
- USEPA (2005f).** *Ecological soil screening levels for chromium, Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-66.
- USEPA (2005g).** *Ecological soil screening levels for vanadium, Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-75.
- USEPA (2006).** *Ecological soil screening levels for copper, Interim final.* EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, OSWER Directive 9285.7-68.
- USEPA (2007).** Estimation Program Interface (EPI) Suite, version 3.20, US EPA Office of Pollution Prevention and Toxics.

- van den Berg R (1995).** *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging, Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden.* RIVM report 725201006. Modified version of original report from 1991. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederlanderna.
- van Genuchten (1980).** *A closed -form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils,* Soil. Sci. So. Am. J., 44, 892–898.
- VROM (2000).** *Circular on target values and intervention values for soil remediation, Annex A, Target values, soil remediation intervention values and the indicative levels for serious contamination,* Version February 4th, 2000. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruumtelijke Ordening en Milieu beheer, (Netherlands Ministry of Spatial planning, Housing and the Environment).
- White J (1999).** *Hazards of Short-Term Exposure to Arsenic Contaminated Soil,* Office of Environmental Health Assessment Services, Washington State Department of Health.
- WHO (1993).** *Guidelines for Drinking-Water Quality – Second Edition – Volume 1 – Recommendations,* World Health Organization, Geneve.
- WHO (1999a).** *Guidelines for Air Quality,* World Health Organization, Geneve (www.who.int).
- WHO (1999b).** *WHO Global Database on Body Mass Index (BMI),* World Health Organization, Geneve.
- WHO (2000).** *Air quality guidelines for Europe.* Second Edition, WHO regional publications, European series, No. 91, World Health Organization regional office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2001).** *Barium and Barium Compounds, Concise International Chemical Assessment.* Document 33, World Health Organization, Geneve.
- WHO (2003a).** *Polychlorinated Biphenyls, Concise International Chemical Assessment.* Document 55, World Health Organization, Geneve.
- WHO (2003b).** *Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds.* Concise International Chemical Assessment Document 50. World Health Organization, Geneve.
- WHO (2004a).** *WHO Guidelines for drinking-water quality,* third edition. World Health Organization, Geneve.
- WHO (2004b).** *Chloroform, Concise International Chemical Assessment* Document 58. World Health Organization, Geneve.
- WHO (2006a).** *Guidelines for Drinking-water Quality.* Third edition, incorporating first addendum, Volume 1, Recommendations, 2006. World Health Organization, Geneve.

- WHO (2006b).** *Cobalt and inorganic cobalt compounds, Concise International Chemical Assessment.* Document 69. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva.
- WHO (2006c).** *Tetrachloroethene, Concise International Chemical Assessment.* Document 68. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva.
- WHO (2007).** *Evaluation of certain food additives and contaminants: Methyl mercury (Chapter 4.3).* 67th report of the Joint FAO/WHO Expert committee on food additives, WHO Technical Reports Series 940. World Health Organization, Geneva.
- Young T M, Heeraman D A, Sirin G, Ashbaugh L (2001).** *Resuspension of contaminated soil as a source of airborne lead.* Research Division Air Resources Board, Sacramento, CA, Final Project Report Contract Number 97-325 31 August 2001.

BILAGA 2

Modellbeskrivning – lista över variabler



Riktvärdesmodellen är uppbyggd av flera delmodeller.

I denna bilaga redovisas variabler som används i beräkningarna i rikt-värdesmodellen. Endast variabler som används i beräkningarna redovisas. Variabler som används för härledning av ekvationer m.m. redovisas inte. I tabellen anges även de beteckningar som använts i tidigare publikationer. Variabler som inte använts i tidigare publikationer eller saknar beteckning markeras med ”-” i tabellen nedan.

Förklaring till indelning i typ av variabler:

Ä = Ämnesspecifik data

S = Scenariospecifik (platspecifik) data

M = Modellspecifik data

B = Av programmet beräknad data

Notera att sju av modellparametrarna även är scenariospecifika, det vill säga att de har olika värden vid känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Beteckningarna för dessa scenariospecifika modellparametrar listas i tabell på sidan 200 i bilaga 3.

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
		Distribution model 1: To porewater	Fördelningsmodell 1: Till porvatten		
K_d	K_d	Distribution coefficient, soil – water	Fördelningsfaktor mellan jord och porvatten	dm ³ /kg	Ä, B
f_{oc}	f_{oc}	Organic carbon fraction in soil	Viktsfraktionen organiskt kol i jorden	kg/kg	S
K_{oc}	K_{oc}	Partition coefficient, organic carbon – water	Fördelningsfaktor mellan organiskt kol och vatten	dm ³ /kg	Ä, B
K_{ow}	K_{ow}	Partition coefficient, octanol – water	Fördelningsfaktor mellan oktanol och vatten	dm ³ /kg	Ä
θ_w	θ_w	Water content in soil	Jordens vattenhalt	dm ³ /dm ³	S
θ_a	θ_a	Air content in soil	Jordens lufthalt	dm ³ /dm ³	S
H	H	Henry's law constant	Henrys konstant	–	Ä
ρ_b	ρ_b / ρ	Bulk density of soil	Torrdensitet	kg/dm ³	S
CF _{water}	FF _{vatten}	Contaminant distribution factor, porewater – soil	Faktor för föroren. fördeln. mellan porvatten och jord	kg/l	B
CF _{water,mob}	–	Contaminant distribution factor, mobile contaminant, porewater – soil	Faktor för föroren. fördeln. mellan rörlig förorening i porvatten och jord	kg/l	B
DOC	–	Concentration dissolved/mobile organic carbon	Halt löst/mobilt organiskt kol	kg/l	S
K_{DOC}	–	Partition coefficient, water – dissolved organic carbon	Fördelningsfaktor mellan löst organiskt kol och vatten	l/kg	Ä, B
f_{doc}	–	Relationship K_{DOC} - K_{oc}	Förhållande K_{DOC} - K_{oc}	-	M
		Distribution model 2: To pore air	Fördelningsmodell 2: Till porluft		
CF _{air}	FF _{luft}	Contaminant distribution factor, soil pore air – soil	Faktor för fördelning mellan porluft och jord	kg/l	B
		Transport model 1: To indoor air	Transportmodell 1: Till inomhusluft		
DF _{ia}	DF _{ia} / DF _{ånga, inne}	Dilution factor, soil pore air – indoor air	Utspädningsfaktor mellan porluft och inomhusluft	–	B
IDF _{ia-user}	–	Dilution factor (inverted), soil pore air – indoor air, user data	Utspädningsfaktor (inverterad) mellan porluft och inomhusluft, användardata	–	S
D_e	D	Effective diffusivity of vapour in soil	Effektiv diffusivitet av ämne i ångfas i jorden	m ² /d	B
$D_{0,g}$	D_0	Diffusivity in air	Diffusivitet av ämne i luft	m ² /d	M
$D_{0,w}$	–	Diffusivity in water	Diffusivitet av ämne i vatten	m ² /d	M
D_{gas}	–	Diffusivity in soil pore air	Diffusivitet av ämne i porluft	m ² /d	M
D_{water}	–	Diffusivity in soil pore water	Diffusivitet av ämne i porvatten	m ² /d	M
ϵ	ϵ	Porosity of soil	Jordens porositet	-	B

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
L_a	L	Leaking of ground air into house	Inläckage av markluft till huset	m ³ /d	M
V_{house}	V_{hus}	Air volume of house	Luftvolym inne i huset	m ³	S
I_{house}	I	Air turnover in house	Luftomsättning i huset	d ⁻¹	S
A_{house}	A	Area of house foundation	Yta under huset	m ²	S
Z	Z	Depth from drainage layer to contaminated soil	Djup till förorening från dränerande lager	m	S
		Transport model 2: To outdoor air	Transportmodell 2: Till utomhusluft		
DF_{oa}	$DF_{ånga, ute}$	Dilution factor, soil pore air – outdoor air	Utspänningsfaktor mellan porluft och utomhusluft	–	B
$IDF_{oa-user}$	–	Dilution factor (inverted), soil pore air – outdoor air, user data	Utspänningsfaktor (inverterad) mellan porluft och utomhusluft, användardata	–	S
v	–	Wind velocity	Vindhastighet	m/s	M
k_v	–	Transport resistance soil surface	Transportmotstånd vid markytan	m/d	
		Transport model 3: To groundwater	Transportmodell 3: Till grundvatten		
$d_{mix-well}$	d_{mix}	Thickness of mixing zone, groundwater well	Blandningszonens mäktighet	m	B
L	L	Length of contaminated area in direction of groundwater flow	Längd på det förorenade området i flödesriktningen	m	S
X_{well}	X	Distance from contaminated area to well	Avstånd från det förorenade området till brunn	m	S
d_{aq}	d_a	Thickness of the aquifer	Akviferens mäktighet	m	S
I_r	I	Groundwater recharge	Grundvattenbildning	m/år	S
K	K	Hydraulic conductivity in the aquifer	Hydraulisk konduktivitet	m/år	S
i	i	Hydraulic gradient	Hydraulisk gradient	m/m	S
$DF_{gw-well}$	DF_{gw} / DF_{gv}	Dilution factor, soil pore water to well	Utspänningsfaktor porvatten – brunn	–	B
$IDF_{gw-well-user}$	–	Dilution factor (inverted), soil pore water to well, user data	Utspänningsfaktor (inverterad) porvatten – brunn, användardata	–	S
$y_{mix-well}$	y_{mix}	Width of mixing zone, groundwater well	Blandningszonens bredd	m	B
W	L_w / W	Width of contaminated area perpendicular to groundwater flow	Bredd på det förorenade området tvärs grundvattnets flödesriktning	m	S
Z_f	X_f	Thickness of contaminated soil layer below groundwater table	Mäktighet av förorening under grundvattenytan	m	S
$d_{mix-protect}$	–	Thickness of mixing zone, protected groundwater	Blandningszonens mäktighet, skyddsvärt grundvatten	m	B

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
X_{protect}	–	Distance from contaminated area to protected groundwater	Avstånd från det förorenade området till skyddsvärt grundvatten	m	S
$DF_{\text{gw-protect}}$	–	Dilution factor, soil pore water to protected groundwater	Utspädningsfaktor porvatten – skyddsvärt grundvatten	–	B
$IDF_{\text{gw-protect-user}}$	–	Dilution factor (inverted), soil pore water to protected groundwater, user data	Utspädningsfaktor (inverterad) porvatten – skyddsvärt grundvatten, användardata	–	S
$y_{\text{mix-protect}}$	–	Width of mixing zone, protected groundwater	Blandningszonens bredd, skyddsvärt grundvatten	m	B
		Transport model 4: To surface water	Transportmodell 4: Till ytvatten		
Q_{sw}	$Q_{\text{sw}} / Q_{\text{ytv}}$	Water flow rate in surface water	Vattenföring i rinnande vattendrag	m^3/s	S
V_{lake}	$V_{\text{sw}} / V_{\text{sjö}}$	Volume of lake	Sjövolym	m^3	S
t_{lake}	–	Turnover time of the lake	Sjöns omsättningstid	a	S
$Q_{\text{gw-out}}$	Q_{di}	Outflow rate of contaminated groundwater to surface water	Flöde av förorenat grundvatten till ytvatten	m^3/s	B
DF_{sw}	DF_{ytv}	Dilution factor, soil pore water to surface water	Utspädningsfaktor porvatten – ytvatten	–	B
$IDF_{\text{sw-user}}$	–	Dilution factor (inverted), soil pore water to surface water, user data	Utspädningsfaktor (inverterad) porvatten – ytvatten, användardata	–	S
		Transport model 5: To plants	Transportmodell 5: Till grönsaker		
K_{pl}	$K_{\text{pl}} / FF_{\text{växt}}$	Plant – soil concentration ratio	Växtupptagsfaktor	(mg/kg våtsubst.) / (mg/kg jord)	Ä, B
r_{stem}	–	Dry weight to fresh weight ratio for leafy crops	Förhållande torrsvikt-färsksvikt, blad- och stjälkgrönsaker	kg/kg	M
r_{root}	–	Dry weight to fresh weight ratio for root crops	Förhållande torrsvikt-färsksvikt, rotsaker	kg/kg	M
$BCF_{\text{stem-d}}$	BCF_{stem}	Uptake factor for plants – stem, dry plant	Upptagsfaktor stamdelar, torrsvikt	(mg/kg torrsubst.) / (mg/kg jord)	Ä
$BCF_{\text{root-d}}$	BCF_{root}	Uptake factor for plants – root, dry plant	Upptagsfaktor rottdelar, torrsvikt	(mg/kg torrsubst.) / (mg/kg jord)	Ä
$BCF_{\text{stem-f}}$	BCF_{stem}	Uptake factor for plants – stem, fresh plant	Upptagsfaktor stamdelar, färsksvikt	(mg/kg våtsubst.) / (mg/l porvatten)	B
$BCF_{\text{root-f}}$	BCF_{root}	Uptake factor for plants – root, fresh plant	Upptagsfaktor rottdelar, färsksvikt	(mg/kg våtsubst.) / (mg/l porvatten)	B

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
f_{leaf}	f_{leaf}	Fractional consumption of leaf and stem vegetables	Andel konsumtion av blad- och stjälkgrönsaker	–	M
f_{root}	f_{root}	Fractional consumption of root vegetables	Andel konsumtion av rotsaker	–	M
F_{fat_leaf}	–	Lipid content leaf vegetables, volume fraction	Volymfraktion fett i växt, bladgrönsaker	m^3/m^3	M
ρ_{leaf}	–	Bulk density, leaves (wet weight)	Bulkdensitet, blad (våtvikt)	kg/m^3	M
k_{G_leaf}	–	Rate constant for dilution by growth	Konstant för utspädning p.g.a. tillväxt, blad	d^{-1}	M
V_{leaf}	–	Leaf volume	Bladvolum	m^3	M
A_{leaf}	–	Leaf area	Bladarea	m^2	M
Q_{leaf}	–	Transpiration stream, leaf	Transpirationsflöde, bladgrönsaker	m^3/d	M
TSCF	–	Transpiration stream concentration factor	Koncentrationsfaktor för transpiration	–	
F_{water_leaf}	–	Water content in leaf vegetables, volume fraction	Volymfraktion vatten i bladgrönsaker	m^3/m^3	
F_{water_root}	–	Water content in root vegetables, volume fraction	Volymfraktion vatten i rotsaker	m^3/m^3	
$K_{plant-water}$	–	Contaminant distribution factor, plant - water	Faktor föroren. fördeln. mellan planta och vatten	$(kg/m^3 \text{ planta})/(kg/m^3 \text{ vatten})$	
g_{leaf}	–	Conductivity plant	Konduktans i växt	m/d	M
b_{leaf}	–	Correction factor plant lipid/octanol (leaf)	Korrektionsfaktor för fett – oktanol, blad	–	M
f	–	Dilution factor soil pore air-ground surface air	Utspänningsfaktor porluft-luft vid markytan	–	M
DP	–	Deposition constant resuspended soil	Depositionskonstant (resuspenderad jord)	–	M
K_{OW_min}	–	Lower limit for calculating K_{OW}^*	Undre gräns vid beräkning av K_{OW}^*	L/kg	M
K_{OW_max}	–	Upper limit for calculating K_{OW}^*	Övre gräns vid beräkning av K_{OW}^*	L/kg	M
F_{fat_root}	–	Lipid content root vegetables, volume fraction	Volymfraktion fett i växt, rotsaker	m^3/m^3	M
ρ_{root}	–	Bulk density root (wet weight)	Bulkdensitet, rot (våtvikt)	kg/m^3	M
k_{G+E_root}	–	Sum of elimination constant and growth constant	Konstant för utspädning p.g.a. tillväxt och förlust, rot	d^{-1}	M
V_{root}	–	Root volume	Rotvolum	m^3	M
b_{root}	–	Correction exponent plant lipid/octanol (root)	Korrektionsfaktor för fett – oktanol, rot	–	M

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
Q_{root}	–	Transpiration stream, root	Transpirationsflöde i rotsaker	m^3/d	M
		Exposure model 1: Soil intake	Exponeringsmodell 1: Intag av jord		
$R_{\text{is-long}}$	$R_{\text{is}} / R_{\text{jord}}$	Average daily soil intake, long-term	Genomsnittligt dagligt jordintag, långtidsmedel- värde	mg jord/kg kroppsvikt, d	B
$R_{\text{is-int}}$	$R_{\text{is}} / R_{\text{jord}}$	Average daily soil intake, integrated lifetime	Genomsnittligt dagligt jord- intag, livstidsmedelvärde	mg jord/kg kroppsvikt, d	B
SI_{child}	–	Average daily soil intake, child	Genomsnittligt dagligt jordintag, barn	mg/d	M
SI_{adult}	–	Average daily soil intake, adult	Genomsnittligt dagligt jordintag, vuxna	mg/d	M
m_{child}	–	Body weight, child	Kroppsvikt, barn	kg	M
m_{adult}	–	Body weight, adult	Kroppsvikt, vuxna	kg	M
$t_{\text{is-child}}$	–	Time spent on site, soil intake, child	Vistelsetid för jordintag, barn	d/år	S
$t_{\text{is-adult}}$	–	Time spent on site, soil in- take, adult	Vistelsetid för jordintag, vuxna	d/år	S
T_{child}	–	Years of exposure, childhood	Exponeringsår som barn	år	M
T_{adult}	–	Years of exposure, adulthood	Exponeringsår som vuxen	år	M
T_{int}	–	Life time (integration time genotoxic substances)	Livslängd (integrationstid genotox- iska ämnen)	år	M
C_{is}	$C_{\text{is}} / C_{\text{jord}}$	Reference concentration, intake of soil	Envägskoncentration, intag av jord	mg/kg	B
$f_{\text{bio-or}}$	BTF	Relative bioavailability factor for oral intake	Relativ biotillgänglighets- faktor för oralt intag	–	Ä
TDI	TRV / RfD	Toxicological reference value for non-genotoxic substances, oral intake	Toxikologiskt referensvärde för icke-genotoxiska äm- nen, oralt intag	mg/kg kroppsvikt, d	Ä
$RISK_{\text{or}}$	TRV	Risk based daily intake for genotoxic substances, oral intake	Riskbaserat tolerabelt intag, oralt intag	mg/kg kroppsvikt, d	Ä
		Exposure model 2: Dermal exposure	Exponeringsmodell 2: Hudkontakt		
$R_{\text{du-long}}$	R_{hud}	Average daily dermal expo- sure, long-term	Genomsnittligt dagligt hudupptag, långtids- medelvärde	mg jord/kg kroppsvikt, d	B
$R_{\text{du-int}}$	R_{hud}	Average daily dermal expo- sure, integrated lifetime	Genomsnittligt dagligt hudupptag, livstids- medelvärde	mg jord/kg kroppsvikt, d	B
SE_{child}	–	Soil exposure, child	Jordexponering, hud, barn	mg/m^2	M
SE_{adult}	–	Soil exposure, adult	Jordexponering, hud, vuxen	mg/m^2	M
A_{child}	–	Exposed skin area, child	Exponerad hudyta, barn	m^2	A
A_{adult}	–	Exposed skin area, adult	Exponerad hudyta, vuxen	m^2	A

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889-SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
$t_{du-child}$	–	Time spent on site, dermal uptake, child	Vistelseid – hudupptag, barn	d/år	S
$t_{du-adult}$	–	Time spent on site, dermal uptake, adult	Vistelseid – hudupptag, vuxen	d/år	S
f_{du}	f_{du} / f_{hud}	Relative absorption factor for dermal uptake	Hudupptagsfaktor	–	Ä
f_{bio-du}	–	Relative bioavailability factor for dermal uptake	Relativ biotillgänglighetsfaktor för hudupptag	–	Ä
C_{du}	C_{du} / C_{hud}	Reference concentration, dermal uptake	Envägskoncentration hudkontakt	mg/kg	B
		Exposure model 3: Inhalation of dust	Exponeringsmodell 3: Inandning av damm		
C_{ad}	C_{ad}	Annual average concentration in inhaled air	Årlig genomsnittlig koncentration av förorenat damm i inandningsluft	mg/m ³	B
C_{d-in}	–	Concentration of respirable dust, indoors	Halt av jordpartiklar i inomhusluft	mg/m ³	M
C_{d-out}	–	Concentration of respirable dust, outdoors	Halt av jordpartiklar i utomhusluft	mg/m ³	M
f_{dust}	–	Enrichment factor for contaminated dust compared to average of contaminated soil	Anrikningsfaktor halt i partiklar/halt i jord	–	m
f_{d-in}	–	Fraction of dust indoors originating from contaminated area	Andel partiklar från förorenat område i inomhusluft	–	M
f_{d-out}	–	Fraction of dust outdoors originating from contaminated area	Andel partiklar från förorenat område i utomhusluft	–	M
$f_{t-in-id}$	–	Fraction of time spent indoors, inhalation dust	Andel av tiden som tillbringas inomhus, inandning av damm	–	M
$f_{t-out-id}$	–	Fraction of time spent outdoors, inhalation dust	Andel av tiden som tillbringas utomhus, inandning av damm	–	B
f_{id-exp}	f_{exp}	Fraction of time spent on the site, inhalation dust	Andel av tiden som tillbringas på platsen, inandning av damm	–	B
$t_{id-child}$	–	Time spent on site, inhalation dust, child	Vistelseid – inandning av damm, barn	d/år	S
$t_{id-adult}$	–	Time spent on site, inhalation dust, adult	Vistelseid – inandning av damm, vuxen	d/år	S
t_{exp}	–	Fraction of time exposure occurs	Tidsfaktor inandning av ångor och damm	–	M
$R_{id-long}$	R_{id} / R_{damm}	Average daily inhalation of dust, long-term	Genomsnittlig daglig inandning av damm, långtidsmedelvärde	mg jord/kg kroppsvikt, d	B
R_{id-int}	R_{id} / R_{damm}	Average daily inhalation of dust, integrated lifetime	Genomsnittlig daglig inandning av damm, livstidsmedelvärde	mg jord/kg kroppsvikt, d	B

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889-SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
BR _{child}	–	Breathing rate, child	Andningshastighet, barn	m ³ /d	M
BR _{adult}	–	Breathing rate, adult	Andningshastighet, vuxen	m ³ /d	M
LR _{child}	–	Lung retention, child	Lungretention, barn	–	M
LR _{adult}	–	Lung retention, adult	Lungretention, vuxen	–	M
C _{id}	C _{id} / C _{damm}	Reference soil concentration, inhalation of dust	Envägskoncentration, inandning av damm	mg/kg	B
f _{bio-inh}	BTF	Relative bioavailability factor for inhalation of dust	Relativ biotillgänglighetsfaktor för inandning av damm	–	Ä
RfC	RfC	Toxicological reference concentration for non-genotoxic substances, inhalation	Toxikologisk referenskoncentration för icke-genotoxiska ämnen, inandning	mg/m ³	Ä
RISK _{inh}	RfC	Risk based concentration for geotoxic substances, inhalation	Riskbaserad koncentration för genotoxiska ämnen, inandning	mg/m ³	Ä
		Exposure model 4: Inhalation of vapour	Exponeringsmodell 4: Inandning av ånga		
f _{t-in-iv}	–	Fraction of time spent indoors, inhalation vapour	Andel av tid för inomhusvistelse, inandning av ånga	–	S
f _{t-out-iv}	–	Fraction of time spent outdoors, inhalation vapour	Andel av tid för utomhusvistelse, inandning av ånga	–	B
R _{iv-long}	R _{iv} / R _{ånga}	Average daily inhalation of vapour, long-term	Genomsnittlig daglig inandning av ånga, långtidsmedelvärde	(mg jord/kg kroppsv., d)/ (g/m ³)	B
R _{iv-int}	R _{iv} / R _{ånga}	Average daily inhalation of vapour, integrated lifetime	Genomsnittlig daglig inandning av ånga, livstidsmedelvärde	(mg jord/kg kroppsv., d)/ (g/m ³)	B
f _{iv-exp}	f _{exp}	Fraction of time spent on the site, inhalation vapour	Andel av tid för vistelse på platsen, inandning av ånga	–	B
t _{iv-child}	–	Time spent on site, inhalation of vapour, child	Vistelsetid inandning av ånga, barn	d/a	S
t _{iv-adult}	–	Time spent on site, inhalation of vapour, adult	Vistelsetid inandning av ånga, vuxen	d/a	S
C _{iv}	C _{iv} / C _{ånga}	Reference soil concentration, inhalation of vapour	Envägskoncentration, inandning av ånga	mg/kg	B
		Exposure model 5: Intake of drinking water	Exponeringsmodell 5: Intag av dricksvatten		
R _{iw-long}	R _{iw} / R _{gv}	Average daily water consumption, long-term	Genomsnittlig daglig vattenkonsumtion, långtidsmedelvärde	dm ³ /kg kroppsvikt, d	B
R _{iw-int}	R _{iw} / R _{gv}	Average daily water consumption, integrated lifetime	Genomsnittlig daglig vattenkonsumtion, livstidsmedelvärde	dm ³ /kg kroppsvikt, d	B
WC _{child}	–	Water consumption, child	Vattenkonsumtion, barn	l/d	M
WC _{adult}	–	Water consumption, adult	Vattenkonsumtion, vuxen	l/d	M

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
C_{iw}	C_{iw} / C_{vatten}	Reference soil concentration, intake of drinking water	Envägskoncentration, intag av dricksvatten	mg/kg	B
		Exposure model 6: Intake of vegetables	Exponeringsmodell 6: Intag av grönsaker		
$R_{ig-long}$	$R_{ig-long} / R_{växt}$	Average daily consumption of vegetables, long-term	Genomsnittlig daglig konsumtion av grönsaker, långtidsmedelvärde	kg grönsaker/ kg kropps- vikt, d	B
R_{ig-int}	$R_{ig-int} / R_{växt}$	Average daily consumption of vegetables, integrated lifetime	Genomsnittlig daglig konsumtion av grönsaker, livstidsmedelvärde	kg grönsaker/ kg kropps- vikt, d	B
CV_{child}	–	Consumption vegetables, child	Konsumtion av grönsaker, barn	kg/d	S
CV_{adult}	–	Consumption vegetables, adult	Konsumtion av grönsaker, vuxna	kg/d	S
$t_{ig-child}$	–	Exposure time intake of vegetables, child	Exponeringstid intag av grönsaker, barn	d/år	(M)
$t_{ig-adult}$	–	Exposure time intake of vegetables, adult	Exponeringstid intag av grönsaker, vuxna	d/år	(M)
f_h	f_h	Fraction of consumed vegetables grown on the site	Andel av konsumerade grönsaker odlade på platsen	–	S
$f_{bio-veg}$	–	Relative bioavailability factor, intake of vegetables	Relativ biotillgänglighetsfaktor för intag av grönsaker	–	Ä
C_{ig}	$C_{ig} / C_{växt}$	Reference soil concentration, intake of vegetables	Envägskoncentration, intag av grönsaker	mg/kg	B
		Models for ecotoxicological effects in soil	Modell för skydd av markmiljö		
E_{KM}	$E_{KM} / E_{mark, KM}$	Ecotoxicological guideline in soil, KM	Riktvärde för skydd av markmiljö, KM	mg/kg	Ä
E_{MKM}	$E_{MKM} / E_{mark, MKM}$	Ecotoxicological guideline in soil, MKM	Riktvärde för skydd av markmiljö, MKM	mg/kg	Ä
E_{onsite}	C_{EKO-A}	Reference soil concentration for on-site ecotoxicological effects	Riktvärde för skydd av markmiljö	mg/kg	B
		Model for protection of groundwater and surface water	Modell för skydd av grund- och ytvatten		
$C_{crit-gw}$	DWG / C_{norm}	Concentration criteria groundwater	Haltkriterium, grundvatten	mg/l	Ä
$C_{crit-sw}$	$CWQC / C_{krit}$	Concentration criteria, surface water	Haltkriterium ytvatten	µg/l	Ä
C_{GW}	–	Reference soil concentration for protection of groundwater	Riktvärde för skydd av grundvatten	mg/kg	B
$E_{offsite}$	E_{sw} / E_{ytv}	Reference soil concentration for protection of surface water	Riktvärde för skydd av ytvatten	mg/kg	B

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
		Guideline calculation and adjustments	Riktvärdesberäkning och justeringar		
C_{unadj}	–	Unadjusted health value	Ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde	mg/kg	B
C_{adj-os}	–	Adjusted human health value, other sources	Justerat hälsoriskvärde för exponering från andra källor	mg/kg	B
f_{os}	–	Fraction of TDI or RfC from other sources	Andel av TDI eller RfC från andra källor	–	Ä
$C_{adj-acute}$	–	Adjusted health value, acute effects	Justerat hälsoriktvärde för akuttoxiska effekter	mg/kg	B
TDAE	–	Tolerable dose acute effects	Tolerabel dos akuta effekter	mg/kg kroppsvikt	Ä
$m_{small-child}$	–	Weight of small child, acute effect	Kroppsvikt litet barn, akuttoxiska effekter	kg	M
m_{intake}	–	Soil intake, acute effect	Intag av jord, akuttoxiska effekter	mg	M
$C_{gl-unadj}$	–	Guideline value health, soil, release	Riktvärde hälsa, mark-miljö, spridning	mg/kg	B
C_{adj-bc}	–	Adjusted value, background concentration	Justerat riktvärde, bakgrundshalt	mg/kg	B
C_{bc-nat}	–	Natural and diffuse antropogenic background	Naturlig och diffus antropogen bakgrundshalt	mg/kg	Ä
$C_{guideline}$	–	Final guideline value	Slutligt riktvärde	mg/kg	B
C_{health}	–	Health risk guideline	Hälsoriskbaserat riktvärde	mg/kg	B
$C_{release}$	–	Minimum value for contaminant release (free phase, protection of groundwater and surface water)	Lägsta värde för skydd mot spridning (skydd mot fri fas, skydd av grundvatten och ytvatten)	mg/kg	B
		Concentrations and amounts	Koncentrationer och mängder		
C_{real}	C_s	Actual concentration in soil	Verklig koncentration i jord	mg/kg	S
C_w	–	Concentration in soil pore water derived from actual soil concentration	Koncentration i porvatten, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/l	B
$C_{freephase}$	–	Limit concentration for occurrence of free phase	Koncentrationsgräns där fri fas riskerar att förekomma	mg/kg	Ä
$C_{gw-protect}$	–	Concentration in protected groundwater, derived from actual soil concentration	Koncentration i skyddat grundvatten, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/l	B
$C_{gw-well}$	–	Concentration in groundwater well derived from actual soil concentration	Koncentration i grundvatten (brunn), beräknad från verklig koncentration i jord	mg/l	B
C_{sw}	–	Concentration in surface water derived from actual soil concentration	Koncentration i ytvatten, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/l	B

Beteckn. NV 5976	Beteckn. NV4639 / NV4889- SPIMFAB	Description	Beskrivning	Enhet	Typ
m_{out}	–	Mass transport by groundwater to surface water, derived from actual soil concentration	Masstransport via grundvatten till ytvatten, beräknad från verklig koncentration i jord	kg/år	B
C_a	–	Concentration in soil pore air derived from actual soil concentration	Koncentration i porvatten, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/m ³	B
C_{ia}	–	Concentration in indoor air derived from actual soil concentration	Koncentration i inomhusluft, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/m ³	B
C_{oa}	–	Concentration in outdoor air derived from actual soil concentration	Koncentration i utomhusluft, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/m ³	B
C_{stem}	–	Concentration in leaf and stem vegetables derived from actual soil concentration	Koncentration i blad- och stjälkgrönsaker, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/kg torrsubstans	B
C_{root}	–	Concentration in root vegetables derived from actual soil concentration	Koncentration i rotgrönsaker, beräknad från verklig koncentration i jord	mg/kg torrsubstans	B
C_{if}	–	Concentration in fish derived from actual soil concentration	Koncentration i fisk beräknad från verklig halt i jord	mg/kg färskvikt	B
BCF_{fish}	–	Bioconcentration factor for fish	Biokoncentrationsfaktor för fisk	(mg/kg våtvikt)/(mg/l)	Ä
I_{fish}	–	Weight fraction, fat in fish	Viktsfraktion fett i fisk	(kg fett)/(kg våtvikt)	M

BILAGA 3

Modellbeskrivning – matematisk beskrivning av beräkningsprogram

En modell är en förenklad
bild av den komplierade
verkligheten

I denna bilaga ges matematiska beskrivningar av beräkningarna i riktvärdesmodellen. I bilagan refereras till historiken för de ekvationer som används i beräkningsprogrammet. Följande kodbeteckningar används:

- Historik A** I enlighet med NV rapport 4639 (Naturvårdsverket, 1997b).
- Historik B** I enlighet med NV rapport 4889 (Naturvårdsverket och SPI, 1998).
- Historik C** Modifierad i jämförelse med originaldokumentet.
- Historik D** Har införts vid revidering av beräkningsprogrammet (2005–2008)

Ovanstående referenser för ekvationer anges på följande sätt: **Historik A**

Denna referens gäller för alla ekvationer fram till dess att en ny referens ges.

Observera att de logiska villkor som förekommer i texten endast i ett fåtal fall finns redovisade i huvudrapporten. Många av de logiska villkoren som presenteras nedan är ett resultat av önskemål om hur programmet ska fungera. Exempelvis ska programmet kunna hantera alla kombinationer av förekomst av toxikologiska data i ämnesdatabasen, vilket leder till en stor mängd logiska villkor. I programmet förekommer ytterligare ett antal logiska villkor som inte redovisas i texten nedan, främst för att presentera data på ett tydligt sätt för användaren.

Övriga markeringar som används i texten nedan:

Kommentarer markeras med ram.

I den matematiska beskrivningen som följer tilldelas en variabel i vissa fall en kod, enligt följande:

Kod	Redovisad text i beräkningsprogrammet	Förklaring
-88	data saknas	Nödvändiga data saknas för att kunna beräkna ett resultat för den aktuella variabeln.
-99	inte aktuell	Beroende på de platsspecifika val som gjorts, eller det ämne som avses, är denna variabel ointressant. <i>Exempel 1:</i> Envägskoncentration för intag av grönsaker när denna exponeringsväg valts bort. <i>Exempel 2:</i> Envägskoncentration för inandning av ånga för zink.

Dessa koder används även i beräkningsprogrammet i Excel men översätts till text som presenteras för användaren.

Fördelningsmodell 1: Till porvatten

Historik A

Om oorganiskt ämne:

Felmeddelande för oorganiska ämnen om K_d saknas.

Om organiskt ämne:

$$\text{Om } K_d \text{ saknas: } K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

$$\text{Om } K_{oc} \text{ saknas: } K_{oc} = 0.411 \cdot K_{ow}$$

Om K_d finns: K_d i ämnesdatabasen används.

Historik A, C

Beräkning av föroreningens fördelning mellan löst i porvatten och jord:

$$CF_{water} = \left[K_d + \frac{(\theta_w(1 + K_{DOC}DOC) + \theta_a H)}{\rho_b} \right]^{-1}$$

Beräkning av halt rörlig förorening i vatten i förhållande till halt löst i vattnet:

$$CF_{water_mob} = 1 + K_{DOC}DOC$$

K_{DOC} kan ges som en ämnesspecifik parameter, men om inget värde ges beräknas den för organiska föroreningar som:

$$K_{DOC} = f_{doc} K_{oc}$$

Observera att enligt ovan så kommer K_d -värden som finns för organiska ämnen i ämnesdatabasen att användas i första hand. Beräkningen av K_d -värde fyller alltså endast en uppgift om K_d -värde saknas i ämnesdatabasen.

Om K_d finns men önskas ändras kan ett nytt ämne skapas och ett annat K_d -värde anges.

Fördelningsmodell 2: Till porluft

Historik A

Beräkning av förorenings fördelning mellan porluft och jord:

$$CF_{air} = H \cdot CF_{water}$$

Transportmodell 1: Till inomhusluft

Historik B, C

Om H finns:

Om inbyggd transportmodell har valts (default):

$$\varepsilon = \theta_w + \theta_a$$

Diffusiviteten i gasfas beräknas enligt:

$$D_{gas} = D_{0,g} \frac{\theta_a^{\left(\frac{10}{3}\right)}}{\varepsilon^2}$$

Diffusiviteten i vattenfas beräknas enligt:

$$D_{water} = D_{0,w} \frac{\theta_w^{\left(\frac{10}{3}\right)}}{\varepsilon^2}$$

Den totala ”effektiva” diffusiviteten beräknas enligt:

$$D_e = D_{gas} + \frac{D_{water}}{H}$$

Utspänningsfaktor inomhus beräknas enligt:

$$DF_{ia} = \frac{L_a}{V_{house} \cdot l_{house}} \cdot \frac{A_{house} \cdot D_e}{L_a \cdot Z + A_{house} \cdot D_e}$$

Om H saknas:

$$DF_{ia} = -88$$

Om egen utspänningsfaktor har valts:

$$DF_{ia} = \frac{1}{IDF_{ia-user}}$$

Observera att DF_{ia} är ämnesberoende (alltså inte enbart scenariospecifikt). Detta innebär att om en egen utspänningsfaktor anges så kommer inte ämnets egenskaper att beaktas, utan alla ämnen får samma utspänningsfaktor.

Transportmodell 2: Till utomhusluft

Historik D

Om inbyggd transportmodell har valts (standardfall):

$$DF_{oa} = \frac{C_{oa}}{C_a} = \frac{I}{0,08 \cdot v \cdot \left(\frac{Z}{D_e} + \frac{I}{k_v} \right)}$$

Om egen utspädningsfaktor har valts:

$$DF_{oa} = \frac{I}{IDF_{oa-user}}$$

Observera att DF_{oa} är ämnesspecifik, se kommentar på föregående sida.

Transportmodell 3: Till grundvatten

Beräkning av utspädningsfaktor från porvatten till grundvatten vid brunn (valfritt avstånd)

Historik A, C

Om inbyggd transportmodell har valts (standardvärde):

$$d_{mix-well} = \sqrt{0.0112 \cdot (L + X_{well})^2} + d_{aq} \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{(L + X_{well}) \cdot I_r}{K \cdot i \cdot d_{aq}} \right) \right]$$

$$\text{Om } d_{mix-well} > d_{aq}: \quad d_{mix-well} = d_{aq}$$

$$y_{mix-well} = \sqrt{0.0112 \cdot (L + X_{well})^2}$$

Om förorening ovanför grundvattenytan:

$$DF_{gw-well} = \frac{L \cdot I_r \cdot W}{K \cdot i \cdot d_{mix-well} \cdot (2 \cdot y_{mix-well} + W) + (W + y_{mix-well}) \cdot (L + X_{well}) \cdot I_r}$$

Om förorening under grundvattenytan:

$$DF_{gw-well} = \frac{W \cdot Z_f}{(2 \cdot y_{mix-well} + W) \cdot d_{mix-well}}$$

Om egen utspädningsfaktor har valts:

$$DF_{gw-well} = \frac{I}{IDF_{gw-well-user}}$$

Beräkning av utspädningsfaktor från porvatten till skyddsvärt grundvatten (valfritt avstånd):

Om inbyggd transportmodell har valts (standardvärde):

$$d_{mix-protect} = \sqrt{0.0112 \cdot (L + X_{protect})^2} + d_{aq} \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{(L + X_{protect}) \cdot I_r}{K \cdot i \cdot d_{aq}}\right) \right]$$

Om $d_{mix-protect} > d_{aq}$: $d_{mix-protect} = d_{aq}$

$$y_{mix-protect} = \sqrt{0.0112 \cdot (L + X_{protect})^2}$$

Om förorening ovanför grundvattenytan (standardvärde):

$$DF_{gw-protect} = \frac{L \cdot I_r \cdot W}{K \cdot i \cdot d_{mix-protect} \cdot (2 \cdot y_{mix-protect} + W) + (W + y_{mix-protect}) \cdot (L + X_{protect}) \cdot I_r}$$

Om förorening under grundvattenytan:

$$DF_{gw-protect} = \frac{W \cdot Z_f}{(2 \cdot y_{mix-protect} + W) \cdot d_{mix-protect}}$$

Om egen utspädningsfaktor har valts:

$$DF_{gw-protect} = \frac{I}{IDF_{gw-protect-user}}$$

Transportmodell 4: Till ytvatten

Historik A, C

Om inbyggd transportmodell har valts (standardvärde):

Om rinnande vattendrag valts: Q_{sw} anges som indata.

$$\text{Om sjö valts: } Q_{sw} = \frac{V_{lake}}{3600 \cdot 24 \cdot 365 \cdot t_{lake}}$$

$$\text{Om förorening ovanför grundvattenytan: } Q_{gw-out} = L \cdot I_r \cdot W$$

$$\text{Om förorening under grundvattenytan: } Q_{gw-out} = K \cdot i \cdot W \cdot Z_f$$

$$DF_{sw} = \frac{Q_{gw-out}}{Q_{sw}}$$

$$\text{Om egen utspädningsfaktor har valts: } DF_{sw} = \frac{1}{IDF_{sw-user}}$$

Transportmodell 5: Till växter

Historik A

Om BCF_{stem-d} och BCF_{root-d} finns:

$$K_{pl} = r_{stem} \cdot BCF_{stem-d} \cdot f_{leaf} + r_{root} \cdot BCF_{root-d} \cdot f_{root}$$

där BCF_{stem-d} och BCF_{root-d} är ämnesspecifika värden från databas.

Om metall:

$$\text{Om } BCF_{stem-d} \text{ och/eller } BCF_{root-d} \text{ saknas: } K_{pl} = -88$$

Om övrigt oorganiskt ämne:

$$\text{Om } BCF_{stem-d} \text{ och/eller } BCF_{root-d} \text{ saknas: } BCF_{stem-f} = 1 - r_{stem}$$

$$BCF_{root-f} = 1 - r_{root}$$

Annars:

$$K_{pl} = \left(BCF_{stem-f} \cdot f_{leaf} + BCF_{root-f} \cdot f_{root} \right) \frac{\rho_b}{\Theta_w + K_d \cdot \rho_b + H \cdot \Theta_a}$$

Historik D

Om organiskt ämne:

Om BCF_{stem-d} och/eller BCF_{root-d} saknas:

Om K_{ow} saknas:

$$BCF_{stem-f} = 0$$

Om K_{ow} finns:

$$BCF_{stem-f} = \frac{TSCF \left(\frac{Q_{leaf}}{V_{leaf}} \right) + H \cdot f \cdot g_{leaf} \cdot \left(\frac{A_{leaf}}{V_{leaf}} \right)}{\frac{A_{leaf} \cdot g_{leaf} \cdot H}{(F_{water, leaf} + F_{fat, leaf} \cdot K_{OW}^{b_{leaf}}) \cdot V_{leaf}} + k_{G, leaf}} \cdot \frac{1000}{\rho_{leaf}} + \frac{DP \cdot r_{stem}}{\frac{\rho_b}{\Theta_w + K_d \cdot \rho_b + H \cdot \Theta_a}}$$

där:

$$TSCF = MAX \left\{ 0.784 \cdot \exp \left[\frac{-(\log K_{OW}^* - 1.78)^2}{2.44} \right], 0.7 \cdot \exp \left[\frac{-(\log K_{OW}^* - 3.07)^2}{2.78} \right] \right\}$$

$$K_{ow}^* = MAX \left\{ K_{ow, min}, MIN \left\{ K_{ow, max}, K_{ow} \right\} \right\}$$

$$F_{water, leaf} = (1 - r_{stem}) \frac{\rho_{leaf}}{1000}$$

Om K_{ow} saknas eller = 0:

$$BCF_{root-f} = 0$$

Om K_{ow} finns:

$$K_{plant-water} = 10^{(b_{root} \cdot \log K_{ow} + \log F_{fat, root})} + F_{water, root}$$

$$BCF_{root-f} = \frac{Q_{root}}{\frac{Q_{root}}{K_{plant-water}} + k_{G+E, root} \cdot V_{root}}$$

$$F_{water, root} = (1 - r_{root}) \frac{\rho_{root}}{1000}$$

$$K_{pl} = (BCF_{stem-f} \cdot f_{leaf} + BCF_{root-f} \cdot f_{root}) \frac{\rho_b}{\Theta_w + K_d \cdot \rho_b + H \cdot \Theta_a}$$

Om BCF -värden finns i ämnesdatabasen så används de i första hand. Om BCF saknas i ämnesdatabasen så beräknas värdena. För metaller måste dock BCF -värden finnas i ämnesdatabasen, i annat fall beaktas inte exponeringsvägen. Om BCF finns i ämnesdatabasen men önskas ändras kan ett nytt ämne skapas med andra BCF -värden angivna.

Exponeringberäkningar

I Exponeringsmodell 1 till 6 beräknas exponering till människor från den förorenade marken genom intag av jord, hudkontakt, inandning av damm eller ångor, intag av dricksvatten eller växter.

De variabler som används är:

- Ämnesspecifika (t.ex. TDI , RfC , $RISK_{or}$).
- Scenariospecifika (t.ex. vistelsetid på området (exponeringstid)).
- Modellspecifika data (t.ex. kroppsvikt, hudexponering för jord, halt inandningsbart damm, m.m.).

Vissa parametrar klassificeras som modellspecifika, men två alternativa scenariospecifika värden ges; ett som motsvarar förhållande vid känslig markanvändning, KM, och ett som motsvarar förhållandena vid mindre känslig markanvändning, MKM. Dessa redovisas i tabellen nedan:

Generellt namn	KM-version	MKM-version	Modell
SI_{child}	SI_{child_KM}	SI_{child_MKM}	EM1
SI_{adult}	SI_{adult_KM}	SI_{adult_MKM}	EM1
A_{child}	A_{child_KM}	A_{child_MKM}	EM2
A_{adult}	A_{adult_KM}	A_{adult_MKM}	EM2
T_{exp}	t_{exp_KM}	t_{exp_MKM}	EM3, EM4
T_{child}	T_{child_KM}	T_{child_MKM}	EM1-EM6
T_{adult}	T_{adult_KM}	T_{adult_MKM}	EM1-EM6

Exponeringsmodell 1: Intag av jord

Historik A

$$R_{is-long} = MAX \left\{ \frac{SI_{child} \cdot t_{is-child}}{365 \cdot m_{child}}, \frac{SI_{adult} \cdot t_{is-adult}}{365 \cdot m_{adult}} \right\}$$

$$R_{is-int} = \frac{1}{365 \cdot T_{int}} \left[T_{child} \cdot \frac{SI_{child} \cdot t_{is-child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{SI_{adult} \cdot t_{is-adult}}{m_{adult}} \right]$$

BERÄKNING AV ENVÄGSKONCENTRATION

Historik A, C

Om exponeringsvägen valts:

Om endast TDI finns men $RISK_{or}$ saknas:

$$C_{is} = \frac{TDI}{f_{bio-or} \cdot R_{is-long}} \cdot 10^6$$

Om TDI saknas men $RISK_{or}$ finns:

$$C_{is} = \frac{RISK_{or}}{f_{bio-or} \cdot R_{is-int}} \cdot 10^6$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ finns:

$$C_{is} = MIN \left\{ \frac{TDI}{f_{bio-or} \cdot R_{is-long}} \cdot 10^6, \frac{RISK_{or}}{f_{bio-or} \cdot R_{is-int}} \cdot 10^6 \right\}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ saknas: $C_{is} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om exponeringsvägen inte valts: $C_{is} = -99$

Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om division med noll då C_{is} beräknas: $C_{is} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Exponeringsmodellen har förberetts för att ta hänsyn till bio-tillgänglighet.

Exponeringsmodell 2: Hudkontakt

Historik A

$$R_{du-long} = MAX \left\{ \frac{SE_{child} \cdot A_{child} \cdot t_{du-child}}{365 \cdot m_{child}}, \frac{SE_{adult} \cdot A_{adult} \cdot t_{du-adult}}{365 \cdot m_{adult}} \right\}$$

$$R_{du-int} = \frac{1}{365 \cdot T_{int}} \left[T_{child} \cdot \frac{SE_{child} \cdot A_{child} \cdot t_{du-child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{SE_{adult} \cdot A_{adult} \cdot t_{du-adult}}{m_{adult}} \right]$$

BERÄKNING AV ENVÄGSKONCENTRATION

Historik A, C

Om exponeringsvägen valts:

Om f_{du} finns:

Om TDI finns men $RISK_{or}$ saknas:
$$C_{du} = \frac{TDI}{f_{du} \cdot f_{bio-du} \cdot R_{du-long}} \cdot 10^6$$

Om TDI saknas men $RISK_{or}$ finns:
$$C_{du} = \frac{RISK_{or}}{f_{du} \cdot f_{bio-du} \cdot R_{du-int}} \cdot 10^6$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ finns:

$$C_{du} = MIN \left\{ \frac{TDI}{f_{du} \cdot f_{bio-du} \cdot R_{du-long}} \cdot 10^6, \frac{RISK_{or}}{f_{du} \cdot f_{bio-du} \cdot R_{du-int}} \cdot 10^6 \right\}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ saknas: $C_{du} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om f_{du} saknas: $C_{du} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om exponeringsvägen inte valts: $C_{du} = -99$

Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om division med noll då C_{du} beräknas: $C_{du} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Exponeringsmodellen har förberetts för att ta hänsyn till biotillgänglighet. Den nya faktorn f_{bio-du} har införts som komplement till f_{du} .

Exponeringsmodell 3: Inandning av damm

Historik A, C

$$f_{t-out-id} = 1 - f_{t-in-id}$$

$$C_{ad} = C_{d-in} f_{dust} \cdot f_{d-in} \cdot f_{t-in-id} + C_{d-out} f_{dust} \cdot f_{d-out} \cdot f_{t-out-id}$$

$$f_{id-exp} = MAX \left\{ \frac{t_{id-child}}{365}, \frac{t_{id-adult}}{365} \right\} t_{exp}$$

$$R_{id-long} = MAX \left\{ \frac{C_{ad} \cdot BR_{child} \cdot LR_{child} \cdot t_{id-child}}{365 \cdot m_{child}}, \frac{C_{ad} \cdot BR_{adult} \cdot LR_{adult} \cdot t_{id-adult}}{365 \cdot m_{adult}} \right\} t_{exp}$$

$$R_{id-int} = \frac{1}{365 \cdot T_{int}} \left[T_{child} \cdot \frac{C_{ad} \cdot BR_{child} \cdot LR_{child} \cdot t_{id-child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{C_{ad} \cdot BR_{adult} \cdot LR_{adult} \cdot t_{id-adult}}{m_{adult}} \right] t_{exp}$$

BERÄKNING AV ENVÄGSKONCENTRATION

Historik A, C

Om exponeringsvägen valts:

Om RfC finns och $RISK_{inh}$ saknas:

$$C_{id} = \frac{RfC}{f_{id-exp} \cdot f_{bio-inh} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6$$

Om RfC saknas men $RISK_{inh}$ finns:

$$C_{id} = \frac{RISK_{inh}}{f_{id-exp} \cdot f_{bio-inh} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6$$

Om både RfC och $RISK_{inh}$ finns:

$$C_{id} = MIN \left\{ \frac{RfC}{f_{id-exp} \cdot f_{bio-inh} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6, \frac{RISK_{inh}}{f_{id-exp} \cdot f_{bio-inh} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6 \right\}$$

Om både RfC och $RISK_{inh}$ saknas:

Om TDI finns och $RISK_{or}$ saknas: $C_{id} = \frac{TDI}{f_{bio-inh} \cdot R_{id-long}} \cdot 10^6$

Om TDI saknas men $RISK_{or}$ finns: $C_{id} = \frac{RISK_{or}}{f_{bio-inh} \cdot R_{id-int}} \cdot 10^6$

Om både TDI och $RISK_{or}$ finns:

$$C_{id} = MIN \left\{ \frac{TDI}{f_{bio-inh} \cdot R_{id-long}} \cdot 10^6, \frac{RISK_{or}}{f_{bio-inh} \cdot R_{id-int}} \cdot 10^6 \right\}$$

Exponeringsmodellen har förberetts för att ta hänsyn till biotillgänglighet.

Om både TDI och $RISK_{or}$ saknas: $C_{id} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om exponeringsvägen inte valts: $C_{id} = -99$

Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om division med noll då C_{id} beräknas: $C_{id} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Exponeringsmodell 4: Inandning av ånga

Historik A

$$f_{t-out-iv} = 1 - f_{t-in-iv}$$

$$f_{iv-exp} = MAX \left\{ \frac{t_{iv-child}}{365}, \frac{t_{iv-adult}}{365} \right\} t_{exp}$$

$$R_{iv-long} = MAX \left\{ \frac{1000 \cdot BR_{child} \cdot t_{iv-child}}{365 \cdot m_{child}}, \frac{1000 \cdot BR_{adult} \cdot t_{iv-adult}}{365 \cdot m_{adult}} \right\} t_{exp}$$

$$R_{iv-int} = \frac{1000}{365 \cdot T_{int}} \left[T_{child} \cdot \frac{BR_{child} \cdot t_{iv-child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{BR_{adult} \cdot t_{iv-adult}}{m_{adult}} \right] t_{exp}$$

BERÄKNING AV ENVÄGSKONCENTRATION

Historik A, C

Om exponeringsvägen valts:

Om organiskt ämne eller om H finns:

Om RfC finns och $RISK_{inh}$ finns:

Om RfC finns och $RISK_{inh}$ saknas:

$$C_{iv} = \frac{RfC}{f_{iv-exp} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})} \cdot \frac{1}{1000}$$

Om RfC saknas men $RISK_{inh}$ finns:

$$C_{iv} = \frac{RISK_{inh}}{f_{iv-exp} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})} \cdot \frac{1}{1000}$$

Om både RfC och $RISK_{inh}$ finns:

$$C_{iv} = MIN \left\{ \frac{RfC}{f_{iv-exp} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})} \cdot \frac{1}{1000}, \frac{RISK_{inh}}{f_{iv-exp} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})} \cdot \frac{1}{1000} \right\}$$

Om både RfC och $RISK_{inh}$ saknas:

Om TDI finns och $RISK_{or}$ saknas:

$$C_{iv} = \frac{TDI}{R_{iv-long} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})}$$

Om TDI saknas men $RISK_{or}$ finns:

$$C_{iv} = \frac{RISK_{or}}{R_{iv-int} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ finns:

$$C_{iv} = MIN \left\{ \frac{TDI}{R_{iv-long} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})}, \frac{RISK_{or}}{R_{iv-int} \cdot CF_{air} \cdot (f_{t-in-iv} \cdot DF_{tot-ia} + f_{t-out-iv} \cdot DF_{oa})} \right\}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ saknas: $C_{iv} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om oorganiskt ämne och H saknas: $C_{iv} = -99$ Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om exponeringsvägen inte valts: $C_{iv} = -99$ Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om division med noll då C_{iv} beräknas: $C_{iv} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

OBS! Biotillgänglighetsfaktor finns inte medtagen för denna exponeringsväg eftersom det rör sig om ångfas där biotillgängligheten knappast kan variera.

Exponeringsmodell 5: Intag av dricksvatten

Historik A

$$R_{iw-long} = MAX \left\{ \frac{WC_{child}}{m_{child}}, \frac{WC_{adult}}{m_{adult}} \right\}$$

$$R_{iw-int} = \frac{I}{T_{int}} \left[T_{child} \cdot \frac{WC_{child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{WC_{adult}}{m_{adult}} \right]$$

BERÄKNING AV ENVÄGSKONCENTRATION

Historik A, C

Om exponeringsvägen valts:

Om TDI finns och $RISK_{or}$ saknas:

$$C_{iw} = \frac{TDI}{R_{iw-long} \cdot CF_{water_mob} \cdot DF_{gw-well}}$$

Om TDI saknas men $RISK_{or}$ finns:

$$C_{iw} = \frac{RISK_{or}}{R_{iw-int} \cdot CF_{water_mob} \cdot DF_{gw-well}}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ finns:

$$C_{iw} = MIN \left\{ \frac{TDI}{R_{iw-long} \cdot CF_{water_mob} \cdot DF_{gw-well}}, \frac{RISK_{or}}{R_{iw-int} \cdot CF_{water_mob} \cdot DF_{gw-well}} \right\}$$

OBS! Biotillgänglighetsfaktor finns inte med för denna exponeringsväg eftersom det rör sig om vattenfas där den relativa biotillgängligheten kan antas vara 100 %.

Om både TDI och $RISK_{or}$ saknas: $C_{iw} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om exponeringsvägen inte valts: $C_{iw} = -99$

Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om division med noll då C_{iw} beräknas: $C_{iw} = -88$

Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Exponeringsmodell 6: Intag av växter

Historik A

$$R_{ig-long} = MAX \left\{ \frac{CV_{child} \cdot t_{ig-child}}{365 \cdot m_{child}}, \frac{CV_{adult} \cdot t_{ig-adult}}{365 \cdot m_{adult}} \right\}$$

$$R_{ig-int} = \frac{I}{365 \cdot T_{int}} \left[T_{child} \cdot \frac{CV_{child} \cdot t_{ig-child}}{m_{child}} + T_{adult} \cdot \frac{CV_{adult} \cdot t_{ig-adult}}{m_{adult}} \right]$$

BERÄKNING AV ENVÄGSKONCENTRATION

Historik A, C

Om exponeringsvägen valts:

Om K_{pl} finns:

Om endast TDI finns men $RISK_{or}$ saknas:

$$C_{ig} = \frac{TDI}{R_{ig-long} \cdot f_{bio-veg} \cdot f_h \cdot K_{pl}}$$

Om TDI saknas men $RISK_{or}$ finns:

$$C_{ig} = \frac{RISK_{or}}{R_{ig-int} \cdot f_{bio-veg} \cdot f_h \cdot K_{pl}}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ finns:

$$C_{is} = MIN \left\{ \frac{TDI}{R_{ig-long} \cdot f_{bio-veg} \cdot f_h \cdot K_{pl}}, \frac{RISK_{or}}{R_{ig-int} \cdot f_{bio-veg} \cdot f_h \cdot K_{pl}} \right\}$$

Om både TDI och $RISK_{or}$ saknas: $C_{ig} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om K_{pl} saknas: $C_{ig} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Om exponeringsvägen inte valts: $C_{ig} = -99$ Meddelas att exponeringsvägen inte är aktuell.

Om division med noll då C_{ig} beräknas: $C_{ig} = -88$ Meddelas att exponeringsvägen inte kan beaktas.

Modeller av miljöeffekter

Historik A

SKYDD AV MARKMILJÖ (ON-SITE)

Om det aktuella scenariot är ett KM-scenario:

$$\text{Om } E_{KM} \text{ finns: } E_{onsite} = E_{KM}$$

$$\text{Om } E_{KM} \text{ saknas: } E_{onsite} = -88 \quad \text{Meddelas att effekter i markmiljön inte kan beaktas}$$

Om det aktuella scenariot är ett MKM-scenario:

$$\text{Om } E_{MKM} \text{ finns: } E_{onsite} = E_{MKM}$$

$$\text{Om } E_{MKM} \text{ saknas: } E_{onsite} = -88 \quad \text{Meddelas att effekter i markmiljön inte kan beaktas}$$

Modell för skydd av grundvatten och ytvatten

Historik D

SKYDD AV GRUNDVATTEN

Om denna justering har valts:

$$\text{Om } C_{crit-gw} \text{ finns: } C_{GW} = \frac{C_{crit-gw}}{CF_{water_mob} \cdot DF_{gw-protect}}$$

Om $C_{crit-gw}$ saknas:

$$C_{GW} = -88 \quad \text{Meddelas att data saknas för justering.}$$

Om denna justering inte har valts:

$$C_{GW} = -99 \quad \text{Meddelas att justering inte är aktuell.}$$

OBS! Skydd av ytvatten kommer alltid att beaktas. Den enda möjligheten att frångå detta är att definiera ett eget ämne där C_{crit} saknas.

SKYDD AV YTVATTEN

Historik A, C

$$\text{Om } C_{crit-sw} \text{ finns: } E_{offsite} = \frac{C_{crit-sw} \cdot 10^{-3}}{CF_{water_mob} \cdot DF_{sw}}$$

$$\text{Om } C_{crit-sw} \text{ saknas: } E_{offsite} = -88 \quad \text{Meddelas att effekter i ytvattenmiljön inte kan beaktas}$$

Riktvärdesberäkning och justeringar

Historik A, C

$$\text{Om } C_{is} > 0: \quad CC_{is} = \frac{1}{C_{is}}$$

$$\text{Om } C_{is} \leq 0: \quad CC_{is} = 0$$

$$\text{Om } C_{du} > 0: \quad CC_{du} = \frac{1}{C_{du}}$$

$$\text{Om } C_{du} \leq 0: \quad CC_{du} = 0$$

$$\text{Om } C_{id} > 0: \quad CC_{id} = \frac{1}{C_{id}}$$

$$\text{Om } C_{id} \leq 0: \quad CC_{id} = 0$$

$$\text{Om } C_{iv} > 0: \quad CC_{iv} = \frac{1}{C_{iv}}$$

$$\text{Om } C_{iv} \leq 0: \quad CC_{iv} = 0$$

$$\text{Om } C_{iw} > 0: \quad CC_{iw} = \frac{1}{C_{iw}}$$

$$\text{Om } C_{iw} \leq 0: \quad CC_{iw} = 0$$

$$\text{Om } C_{ig} > 0: \quad CC_{ig} = \frac{1}{C_{ig}}$$

$$\text{Om } C_{ig} \leq 0: \quad CC_{ig} = 0$$

Beräkning av ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde:

$$C_{unadj} = \frac{1}{CC_{is} + CC_{du} + CC_{id} + CC_{iv} + CC_{iw} + CC_{ig}}$$

JUSTERING FÖR EXPONERING FRÅN ANDRA KÄLLOR

Historik A, C

Om f_{os} finns: $C_{adj-os} = C_{unadj} \cdot (1 - f_{os})$ Meddelas att justering för exponering från andra källor har utförts.

Om f_{os} saknas: $C_{adj-os} = -99$ Meddelas att justering inte är aktuell.

Ovanstående justering utförs alltid när f_{os} finns tillgänglig.

JUSTERING FÖR AKUTTOXICITET

Historik A, C

Om denna justering har valts:

$$\text{Om TDAE finns: } C_{adj-acute} = \frac{TDAE \cdot m_{small-child}}{m_{intake}} \cdot 10^6$$

$$\text{Om TDAE saknas: } C_{adj-acute} = -88$$

Meddelas att data för justering saknas.

Om denna justering inte har valts: $C_{adj-acute} = -99$ Meddelas att justering inte är aktuell.

RIKTVÄRDE HÄLSA, MILJÖ, SPRIDNING (FÖRE JUSTERING FÖR BAKGRUNDSHALT)

Historik A, C

$$C_{gl-unadj} = \text{MIN}\{C_{unadj}, C_{adj-os}, C_{GW}, C_{adj-acu}, E_{onsite}, E_{offsite}, C_{free-phase}\}$$

JUSTERING FÖR BAKGRUNDSHALT

Historik A

Om denna justering har valts: $C_{adj-bc} = C_{bc-nat}$

Om denna justering inte har valts: $C_{adj-bc} = -99$ Meddelas att justering inte är aktuell.

SLUTLIG JUSTERING AV RIKTVÄRDE

$$C_{guideline} = \text{MAX}\{C_{gl-unadj}, C_{adj-bc}\}$$

Meddelas vilken justering som är styrande.

Koncentrationer och mängder

BERÄKNING MED UTGÅNGSPUNKT FRÅN VERKLIG HALT I JORD

Historik D

Halt i porvatten: $C_{w-por} = C_{real} \cdot CF_{water}$

Om division med noll då C_{w-por} beräknas: $C_w = -88$

Halt mobilt i porvatten: $C_w = C_{real} \cdot CF_{water_mob}$

Om division med noll då C_w beräknas: $C_w = -88$

Om skydd av grundvatten valts: $C_{gw-protect} = C_w \cdot DF_{gw-protect}$

Om skydd av grundvatten inte valts: $C_{gw-protect} = -99$

Om division med noll då $C_{gw-protect}$ beräknas: $C_{gw-protect} = -88$

Om exp.väg "intag av dricksvatten" valts: $C_{gw-well} = C_w \cdot DF_{gw-well}$

Om exp.väg "intag av dricksvatten" inte valts: $C_{gw-well} = -99$

Om division med noll då $C_{gw-well}$ beräknas: $C_{gw-well} = -88$

Om "off-site miljöeffekter" kan beräknas ($C_{crit-sw}$ finns):

Halt i ytvatten: $C_{sw} = C_w \cdot DF_{sw}$

Mängd till ytvatten: $m_{out} = Q_{gw-out} \cdot C_w \cdot 3.6 \cdot 24 \cdot 365$

Om "off-site miljöeffekter" inte kan beräknas ($C_{crit-sw}$ saknas):

$$C_{sw} = -99$$

$$m_{out} = -99$$

Om division med noll då C_{sw} beräknas: $C_{sw} = -88$

Om division med noll då m_{out} beräknas: $m_{out} = -88$

Halt i porluft: $C_a = C_{real} \cdot CF_{air} \cdot 10^3$

Om division med noll då C_a beräknas: $C_a = -88$

Om exp.väg ”inandning av ånga” valts:

$$\text{Halt i inomhusluft: } C_{ia} = C_a \cdot DF_{ia}$$

$$\text{Halt i utomhusluft: } C_{oa} = C_a \cdot DF_{oa}$$

Om exp.väg ”inandning av ånga” inte valts:

$$C_{ia} = -99$$

$$C_{oa} = -99$$

Om division med noll då C_{ia} beräknas: $C_{ia} = -88$

Om division med noll då C_{oa} beräknas: $C_{oa} = -88$

Om exp.väg ”intag av växter” valts:

Halt i blad- och stjälkgrönsaker (torrvikt):

$$\text{Om } BCF_{stem-d} \text{ finns: } C_{stem} = BCF_{stem-d} \cdot C_{real}$$

Om BCF_{stem-d} saknas:

$$\text{Om metall: } C_{stem} = -88$$

$$\text{Om icke-metall: } C_{stem} = \frac{BCF_{stem-f}}{r_{stem}} \cdot C_w$$

Halt i rotsaker (torrvikt):

$$\text{Om } BCF_{root-d} \text{ finns: } C_{root} = BCF_{root-d} \cdot C_{real}$$

Om BCF_{root-d} saknas:

$$\text{Om metall: } C_{root} = -88$$

$$\text{Om icke-metall: } C_{root} = \frac{BCF_{root-f}}{r_{root}} \cdot C_w$$

Om division med noll då C_{stem} beräknas: $C_{stem} = -88$

Om division med noll då C_{root} beräknas: $C_{root} = -88$

Halter i fisk:

Om ”uppskattning av halt i fisk” valts:

$$\text{Halt i fisk: } C_{if} = C_{sw} \cdot BCF_{fish}$$

Om organiskt ämne:

$$\text{Om } K_{ow} > 10^6: \quad BCF_{fish} = I_{fish} \cdot 10^6$$

$$\text{Om } K_{ow} \leq 10^6: \quad BCF_{fish} = I_{fish} \cdot K_{ow}$$

Om oorganiskt ämne (inkl. metall):

$$\text{Om } BCF_{fish} \text{ saknas: } BCF_{fish} = -88$$

Om BCF_{fish} finns: BCF_{fish} i ämnesdatabasen används.

Om ”uppskattning av halt i fisk” inte valts: $C_{if} = -99$

BILAGA 4

Handledning för beräkningsprogram

Åtgärds mål och riktvärden är två olika saker. Ett åtgärds mål tar utöver risken också hänsyn till teknik och ekonomi samt allmänna och enskilda intressen.

Innehåll

1	INLEDNING	219
2	TILLÄMPNINGAR OCH BEGRÄNSNINGAR	221
3	PROGRAMBESKRIVNING	223
3.1	Kalkylblad	223
3.2	Dokumentation	224
3.3	Färgkodning	225
3.4	Hjälpertexter	225
3.5	Parametrar	225
3.6	Ämnen	226
3.7	Scenarier	226
3.8	Varningsmeddelanden och annan information	227
3.8.1	Inmatning	227
3.8.2	Beräkningsresultat	227
4	KONCEPTUELL MODELL	229
5	INMATNING	231
5.1	Val av generellt scenario	231
5.2	Val av eget scenario	231
5.3	Beskrivning av scenariot	231
5.4	Val av ämnen	232
5.5	Val av exponeringsvägar	232
5.6	Exponeringsparametrar	232
5.7	Jord- och grundvattenparametrar	233
5.8	Förorenat område	234
5.9	Transportmodell – Ånga till inom- och utomhusluft	234
5.10	Transportmodell – Grundvatten	235
5.11	Transportmodell – Ytvatten	236
5.12	Transportmodeller – Egna utspädningsfaktorer	236
5.13	Transportmodeller – Beräknade vattenflöden	236
5.14	Skydd av markmiljön	237
5.15	Skydd av ytvatten	237
5.16	Skydd av grundvatten samt justeringar	238
5.16.1	Skydd av grundvatten	238

5.16.2	Akuttoxicitet	238
5.16.3	Bakgrundshalt	239
5.17	Lägg till, spara eller ta bort scenario	239
6	HANTERING AV ÄMNES- OCH MODELLPARAMETRAR	241
6.1	Skapa, ta bort eller ändra eget ämne	241
6.1.1	Skapa eget ämne	241
6.1.2	Ta bort eget ämne	241
6.1.3	Ändra eget ämne	242
6.2	Ändra modellparameter	243
7	RESULTAT AV BERÄKNINGARNA	245
7.1	Förslag på redovisning	245
7.2	Blad "Kommentarer"	245
7.3	Blad "Uttagsrapport"	246
7.3.1	Eget och generellt scenario	246
7.3.2	Beräknade riktvärden	246
7.3.3	Avvikelse i inmatningsblad	247
7.3.4	Avvikelse i modellparametrar	247
7.3.5	Egendefinierade ämnen	247
7.3.6	Kommentarer	247
7.4	Blad "Avvikelse ämnesdata"	247
7.4.1	Lista på avvikelser	248
7.4.2	Lista på samtliga ämnesparametrar	248
7.5	Blad "Riktvärden"	248
7.5.1	Envägskoncentrationer	249
7.5.2	Ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde	249
7.5.3	Justeringar	249
7.5.4	Hälsoriskbaserat riktvärde	249
7.5.5	Skydd av markmiljö	249
7.5.6	Spridning	249
7.5.7	Riktvärde hälsa, miljö, spridning	250
7.5.8	Bakgrundshalt	250
7.5.9	Avrundat riktvärde	250
7.5.10	Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde	250
7.6	Blad "Halter"	251
7.7	Blad "Valda referenser"	252
8	ÖVRIGA KALKYLBLAD	253
8.1	Blad "Generella riktvärden"	253
8.2	Beskrivning av dolda blad	253
9	ETT ENKELT EXEMPEL	257

1 Inledning

För beräkning av riktvärden för förorenad mark har Naturvårdsverket tagit fram en riktvärdesmodell och ett beräkningsprogram. Riktvärdesmodellen beskrivs i huvudrapporten, liksom även generella riktvärden för förorenad mark och vad man bör tänka på vid plats-specifika beräkningar. Denna bilaga utgör handledning för beräkningsprogrammet. Den senaste versionen av beräkningsprogrammet finns att ladda ner från Naturvårdsverkets hemsida www.naturvardsverket.se/ebh.

Läs gärna också rapporterna ”Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål” och ”Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning” (Naturvårdsverket 2009b och a i huvudrapporten).

2 Tillämpningar och begränsningar

Beräkningsprogrammet är utformat för beräkning av riktvärden för förorenad mark. I programmet finns alla de modeller inbyggda som krävs för att beräkna riktvärden i enlighet med Naturvårdsverkets metodik. Den konceptuella (begreppsmässiga) beskrivningen av ett förorenat område omfattas av programmet, men riktvärdesmodellen täcker endast in en del av dessa aspekter. I vissa fall kan det därför vara nödvändigt att göra delar av beräkningarna utanför programmet. Begränsningarna i riktvärdesmodellen beror bland annat på följande:

- Urval av och antal exponeringsvägar som riktvärdesmodellen hanterar är begränsat.
- Endast stationära förhållanden hanteras när det gäller utlakning, spridning m.m.
- Modellerna för transport- och exponeringsberäkningar är relativt enkla.
- Modellens hantering av effekterna av flera samtidigt förekommande föroreningar är begränsad.

Innan riktvärdesmodellen används måste en bedömning göras av om förutsättningarna för att använda modellen är uppfyllda i tillräckligt hög grad för att resultaten ska bli relevanta. Detta görs lämpligen genom att kontrollera om de angreppssätt som beskrivs i huvudtexten i denna rapport är realistiska för den aktuella platsen. Detta kräver mycket god kunskap hos användaren. Till hjälp för detta finns även rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” (Naturvårdsverket 2009a i huvudrapporten). Om angreppssätten inte är realistiska för platsen måste en bedömning av riskerna göras på annat sätt.

För att komma igång med beräkningsprogrammet visas ett enkelt exempel i kapitel 9. Observera att detta exempel inte är en handledning i beräkning av platsspecifika riktvärden, utan enbart avser att utgöra en introduktion i hur beräkningsprogrammet används. För att beräkna och använda platsspecifika riktvärden krävs en djup förståelse för, och kunskap om, riskbedömning av förorenade områden.

Beräkningsprogrammet har utvecklats i Microsoft Excel 2003 men även senare Microsoft Excel-versioner kan användas. Vissa handhavan-

den kan dock vara annorlunda i senare versioner jämfört med hur de beskrivs i handledningen. Då hänvisas till hjälpfunktioner i Excel. Viktigt är att beakta följande:

- Säkerhetsinställningarna i Excel måste vara sådana att makron tillåts.
- Då beräkningsprogrammet sparas i den nya Excel-versionen måste man välja att även spara makron.

3 Programbeskrivning

Programmet är utformat i Excel och fungerar som ett vanligt Excel-kalkylblad. Beräkningarna utförs automatiskt varje gång någon inmatning eller ändring av indata sker. Detta innebär att riktvärden och uttagsrapport alltid är uppdaterade med de senaste ändringarna. Modellen använder dock interna databaser som ställer vissa krav på att ändringar bekräftas. Programmet innehåller ett flertal makron. Därför ska man välja att aktivera makron om en sådan fråga ställs när programmet startas.

Tre olika funktioner finns i programmet:

- Utarbetande av konceptuell förorenings- och spridningsmodell.
- Beräkning av riktvärden för förorenad mark.
- Beräkning av halter i olika medier utifrån uppmätt halt i jord.

Riktvärden för förorenad mark samt halter i olika medier kan beräknas för upp till 24 ämnen samtidigt.

3.1 Kalkylblad

Nio kalkylblad visas som standard i programmet. Dessa är:

- konceptuell modell (kapitel 4)
- inmatning (kapitel 5 och 6)
- kommentarer (avsnitt 7.2)
- uttagsrapport (avsnitt 7.3)
- avvikelser ämnesdata (avsnitt 7.4)
- riktvärden (avsnitt 7.5)
- halter (avsnitt 7.6)
- valda referenser (avsnitt 7.7)
- generella riktvärden (avsnitt 8.1).

Förutom ovanstående kalkylblad finns ytterligare ett antal kalkylblad som är dolda för användaren (kapitel 8). De innehåller modellekvationer, databaser m.m. Två av dessa blad innehåller beräknade *envägskoncentrationer* för de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM) respektive mindre känslig markanvändning (MKM).

I den konceptuella exponerings- och spridningsmodellen (bladet ”Konceptuell modell”) görs en kvalitativ beskrivning av möjliga föroreningskällor eller förorenade medier, exponerings- och spridningsvägar samt skyddsobjekt. All inmatning av data för beräkning av riktvärden sker i bladet ”Inmatning”. I inmatningsbladet hanteras scenarier, egna ämnen m.m. Obligatoriska kommentarer sammanställs i bladet ”Kommentarer”. En sammanfattning av riktvärden och indata redovisas i bladet ”Uttagsrapport”.

Om egna ämnen har skapats kan bladet ”Avvikelser ämnesdata” användas för att redovisa vilka ändringar av ämnesparametrar som gjorts. En detaljerad presentation av beräknade riktvärden, envägskoncentrationer för olika exponeringsvägar, justeringar av riktvärden m.m. ges i bladet ”Riktvärden”. I bladet ”Generella riktvärden” redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig respektive mindre känslig markanvändning. Kalkylbladet ”Halter” kan användas om man vill tillämpa programmets inbyggda transportmodeller för att bland annat beräkna koncentrationer i olika medier baserat på uppmätta halter i jord.

Samtliga kalkylblad är låsta så att man endast kan ändra data i de vita inmatningscellerna.

3.2 Dokumentation

För att kunna följa beräkningarna av riktvärden är det viktigt att alla gjorda antaganden och alla använda data förklaras, motiveras och finns med i dokumentationen (uttagsrapporten m.m.). Alla värden som ändras i bladet ”Inmatning” resulterar i en rödmarkerad rad i bladet ”Kommentarer”. Denna rödmarkering indikerar att ”en kommentar behöver ges med avseende på den förändring som har gjorts i inmatningsbladet”. När kommentaren har skrivits in försvinner den röda markeringen. Kommentaren kommer även att synas i bladet ”Uttagsrapport” tillsammans med en notering om att kommentaren är obligatorisk (obl). Även frivilliga kommentarer kan skrivas in i bladet ”Kommentarer” och kommer på samma sätt med i uttagsrapporten, men då tillsammans med en notering att kommentaren är frivillig (frv).

Det finns två arbetslägen i bladet ”Inmatning” kallade ”Arbetskopia” respektive ”Rapport”. Eventuella utskrifter som sker i arbetsläget ”Arbetskopia” kommer att innehålla texten ”Arbetskopia”. Läget ”Rapport” används när det aktuella scenariot färdigställts med avseende på val av exponeringsvägar, indata med mera i bladet ”Inmatning”. Om kommentarer inte givits för de förändringar i bladet ”Inmatning” som har medfört rödmarkering enligt ovan kommer texten ”Kommentar saknas!” att visas i bladet ”Uttagsrapport”. När kommentarer har skrivits in försvinner denna varning.

3.3 Färgkodning

Kalkylblad och enskilda celler har olika färger beroende på funktion. Följande används som bakgrundsfärg för kalkylbladen:

Grönt blad	Inmatning av data
Ljusbult blad	Hantering av uppgifter i databaser (del av bladet "Inmatning")
Gula blad	Presentation av resultat
Vita blad	Beräkningsblad (dolda)

Följande färgkodning används för enskilda celler:

Vita celler	Celler för inmatning
Brungula celler	Data för jämförelse (generella scenarier)
Gula celler	Presentation av beräkningsresultat
Röda celler	Varning för att inmatad data kan ha orealistiskt värde
Rosa celler	Celler ihopkopplade mellan bladen "Konceptuell modell" och "Inmatning"

Vissa celler, eller grupper av celler, i de dolda kalkylbladen har en blå ram. Detta indikerar att dessa cellvärden även används av något annat kalkylblad för beräkningar av riktvärden.

Vid vissa val av parametrar (t.ex. exponeringsvägar) kommer celler att streckmarkeras. Det betyder att de inte behöver fyllas i, eftersom de inte används vid beräkningarna.

3.4 Hjälptexter

Hjälptexter finns inlagda på flera ställen i beräkningsprogrammet. Dessa indikeras med en liten röd triangel. Om musmarkören förs över triangeln så visas en hjälptext som förklarar den aktuella parametern.

3.5 Parametrar

De parametrar som används i programmet har delats in i tre grupper:

- a) scenarioparametrar
- b) ämnesparametrar
- c) modellparametrar

Syftet med indelningen är att begränsa antalet parametrar som visas för att göra programmet lättare att använda. Avgränsningen mellan scenarioparametrar, modellparametrar och ämnesparametrar är i viss utsträckning subjektiv.

a) Scenarioparametrar Scenarioparametrar, exempelvis exponeringstider och akviferens hydrauliska konduktivitet, finns med på bladet ”Inmatning” och har markerats med grön bakgrund. Dessa kan behöva ändras då platsspecifika riktvärden ska beräknas. Det är möjligt att spara värdena på scenarioparametrarna under ett scenarionamn som man själv kan välja, se avsnitt 5.3. De så kallade ”exponeringsparametrarna” (avsnitt 5.6) är en delmängd av scenarioparametrarna. Exponeringsparametrarna omfattar dock även de scenariospecifika modellparametrarna, se nedan.

b) Ämnesparametrar Ämnesparametrar återfinns i ruta ”Ändra, ta bort eller skapa eget ämne” och är kopplade till ett visst ämne. Exempel är TDI-värden, dricksvattenkriterier samt kemiska och fysikaliska parametrar, som exempelvis K_{ow} . Det är inte möjligt att ändra värdet på en ämnesparameter för de ämnen som ingår som standard i programmet. Däremot kan man skapa ett eget ämne där ämnesparametrarna kan redigeras. Även denna funktion finns på bladet ”Inmatning”, se avsnitt 6.1.

c) Modellparametrar Modellparametrar återfinns i ruta ”Ändra modellparametrar”. Dessa bör oftast inte ändras utan kan sägas vara en del av riktvärdesmodellen. Ett exempel på en typisk modellparameter är andningshastigheten för barn ($7,6 \text{ m}^3/\text{dag}$). I enstaka fall kan det vara nödvändigt att ändra även modellparametrar. Då bör tydliga och relevanta skäl för detta redovisas. Ändringar av modellparametrar kan göras längst ned i bladet ”Inmatning”, se avsnitt 6.2.

Observera att en modellparameter som ändras kommer att användas vid alla beräkningar oavsett vilket scenario som valts, det vill säga ändringen påverkar samtliga scenarier. Det finns dock ett viktigt undantag till detta, nämligen de scenariospecifika modellparametrarna. Denna grupp av modellparametrar är en typ av exponeringsparametrar som får olika värde beroende på om scenariot är KM eller MKM, det vill säga parametrarnas värden är beroende av scenariot, till skillnad från övriga modellparametrar.

3.6 Ämnen

Det finns ett antal ämnen eller grupper av ämnen inlagda i programmet. Dessutom är det möjligt att definiera egna ämnen. Hur detta görs beskrivs i avsnitt 6.1.

3.7 Scenarier

Ett scenario består av en viss kombination av indata till programmet. Det finns två generella scenarier fördefinierade i beräkningsprogrammet. Dessa betecknas KM (Känslig Markanvändning) och MKM (Mindre Känslig Markanvändning), se avsnitt 5.1.

Det är även möjligt att definiera egna scenarier och spara dessa under egna namn (kapitel 6). På så sätt kan inställningarna för riktvärdesberäkningar lagras för olika typer eller varianter av markanvändning m.m. Ett exempel på användning av egna scenarier är att beräkna riktvärden för en annan geologisk miljö än den som används i de generella scenarierna. Detta kan göras genom att ange platsspecifika värden för jordparametrar och parametrar för grundvattentransport.

3.8 Varningsmeddelanden och annan information

3.8.1 INMATNING

Vid inmatning av data i bladet ”Inmatning” varnar programmet om värden som kan vara orealistiska anges för scenarioparametrarna. Varningen sker genom att inmatningscellen färgas röd. I några fall varnas även för orealistiska kombinationer av indata, till exempel om:

- Inmatade värden leder till att den totala porositeten överstiger 0,60 (60 %).
- Den hydrauliska gradienten (i) är för hög med hänsyn till den hydrauliska konduktiviteten (K). Varning ges om $\log(i) > -\log(K)/3 - 3$.

Värden som markerats som orealistiska kan under vissa förutsättningar ändå vara rimliga. Varningen påverkar dock inte beräkningarna, utan är en signal till användaren att kontrollera att indata är korrekta. Varningarna redovisas även i uttagsrapporten med röd färg, se avsnitt 7.3.

Ingen varning ges om orealistiska värden anges för modell- och ämnesparametrar. Om en modell- eller ämnesparameter ändras är det upp till användaren att bedöma att värdet är realistiskt. Ändringen kommenteras och motiveras då i bladet ”Kommentarer”.

3.8.2 BERÄKNINGSRESULTAT

Beräkningsresultat presenteras i de fall beräkningar är relevanta och möjliga att genomföra. I övriga fall visas istället textmeddelanden. Tre olika meddelanden kan ges:

- ej begr.
- data saknas
- ej aktuell.

Texten ”ej begr.” anger att koncentrationen i jorden inte är begränsande för den aktuella exponeringsvägen. Detta kan inträffa exempelvis för ämnen med låg giftighet, liten flyktighet eller liten lakbarhet.

Texten ”data saknas” anger att ett värde inte kan beräknas eftersom någon viktig uppgift saknas, exempelvis en ämnesparameter.

Texten ”ej aktuell” anger att beräkningen inte är relevant beroende på de val som gjorts på inmatningsbladet eller i den konceptuella modellen. Ett exempel är envägs-koncentrationen för exponeringsvägen ”intag av växter” som är ”ej aktuell” om exponeringsvägen inte har valts i den konceptuella modellen.

4 Konceptuell modell

Utarbetandet av en konceptuell modell är det första steget i en riskbedömning. Den sammanfattar hur potentiellt miljö- och hälsofarliga ämnen från det förorenade området kan nå skyddsobjekten och hur dessa kan exponeras. Den konceptuella modellen kan modifieras och förfinas under projektets gång allteftersom ny information tillkommer. Alla potentiella föroreningskällor, frigörelse- och spridningsmekanismer, kontaktmedier, exponeringsvägar och skyddsobjekt bör omfattas av den konceptuella modellen. I bladet ”Konceptuell modell” (Figur 4.1) kan en enkel konceptuell förorenings- och spridningsmodell utarbetas som stöd för riskbedömningen. I textrutan ovanför den konceptuella modellen finns en kort beskrivning av syftet med modellen och en hänvisning till rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” (Naturvårdsverket 2009a i huvudrapporten) samt till Naturvårdsverkets hemsida om efterbehandling där vägledande rapporter och den senaste versionen av beräkningsprogrammet finns för nedladdning (www.naturvardsverket.se/ebh).

När beräkningsprogrammet öppnas är samtliga rutor i den konceptuella modellen förkryssade. De rutor som inte är aktuella avmarkeras av användaren och aspekter som inte omfattas av formuläret läggs till under ”Övrigt”. Det finns även möjlighet att kommentera och precisera under vissa av rubrikerna i bladet för den konceptuella modellen, till exempel under ”Miljö – Markekosystem”.

Några rutor på bladet har rödfärgad text, vilket indikerar att dessa val har en direkt koppling till de rosafärgade cellerna i bladet ”Inmatning”, se kapitel 5. Om en ruta med rödfärgad text markeras, till exempel någon av exponeringsvägarna, så sker motsvarande val automatiskt på bladet ”Inmatning”. Även skyddsobjekten ”markekosystem” och ”grundvatten” är på detta sätt kopplade till bladet ”Inmatning”. Det är endast de rutor med röd text i bladet ”Konceptuell modell” som har en direkt inverkan på beräkningarna i riktvärdesmodellen.

Skyddsobjekten ”ytvattenekosystem” och ”ytvatten” beaktas alltid och därför kan dessa skyddsobjekt inte avmarkeras (beräkningsprogrammet hanterar alltid dessa skyddsobjekt). Andra aspekter som beskrivs i den konceptuella modellen och som påverkar riskbilden, men som inte omfattas av beräkningsprogrammet, måste hanteras separat. Detta gäller exempelvis om det finns andra exponeringsvägar än de sex rödfärgade.

Konceptuell förorenings- och spridningsmodell

Naturvårdsverket, version 1.00

I detta blad kan en konceptuell förorenings- och spridningsmodell utarbetas för ett objekt. Vägledning för hur denna tas fram finns i Naturvårdsverkets rapport **Riskbedömning av förorenade områden** (rapport 5977), se www.naturvardsverket.se/ebh. Avsikten är att initialt göra en kvalitativ bedömning av vilka föroreningskällor, frigörelsemekanismer, spridningsvägar, möjliga exponeringsvägar och skyddsobjekt som är aktuella och behöver beaktas i projektet. En del av exponeringsvägarna kan beräkningsprogrammet hantera (röd text nedan). Risker kopplade till andra exponeringsvägar måste hanteras utanför programmet. Den konceptuella modellen kan användas som underlag vid diskussioner mellan olika parter i projektet.

Aterställ formulär

Eget scenario: **Storstad**
 Generellt scenario: **MKM**



Ytlig markförorening <input checked="" type="checkbox"/>	Utlakning till grundvatten och ytvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Hudkontakt jord <input checked="" type="checkbox"/>	Människor	Miljö	Naturresurser
Djupt liggande markförorening <input checked="" type="checkbox"/>	Spridning via grundvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av jord <input checked="" type="checkbox"/>	Boende på platsen: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Mark-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/>	Grundvatten <input checked="" type="checkbox"/>
Markförorening under grundvattenyta <input checked="" type="checkbox"/>	Spridning via ytvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Inandning damm <input checked="" type="checkbox"/>	Regelbundet verksamma på platsen: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Ytvatten-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/>	Ytvatten <input checked="" type="checkbox"/>
Förorening i grundvatten <input checked="" type="checkbox"/>	Förångning <input checked="" type="checkbox"/>	Inandning av ånga från jord <input checked="" type="checkbox"/>	Besökande: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Sediment-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>
Förorening i sediment <input checked="" type="checkbox"/>	Vinderosion <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av dricks-vatten <input checked="" type="checkbox"/>	Närboende: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>
Förorening som fri fas <input checked="" type="checkbox"/>	Valtenerosion, ras och skred <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av frukt, bär, svamp, rot- & grönsaker <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>
Förorening finns i/omkring: -Lagringstankar <input checked="" type="checkbox"/> -Rörledningar <input checked="" type="checkbox"/> -Avfall/deponi <input checked="" type="checkbox"/> -Ledningsgravar <input checked="" type="checkbox"/> -Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Frifesspridning <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av fisk <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>
Pågående verksamhet <input checked="" type="checkbox"/>	Upptag i växter <input checked="" type="checkbox"/>	Bevattnings <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>
Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Intag av mjölk, kött och ägg <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>	Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>
		Hudkontakt med sediment <input checked="" type="checkbox"/>			
		Övrigt <input checked="" type="checkbox"/>			

Figur 4.1. Utarbetande av konceptuell förorenings- och spridningsmodell. Rutor med rödfärgad text indikerar sådana val som har en koppling till bladet "Inmatning" och därmed direkt påverkar beräkningarna i programmet.

5 Inmatning

5.1 Val av generellt scenario

Det finns två generella scenarier i programmet:

- KM – Känslig markanvändning
- MKM – Mindre känslig markanvändning.

Man måste alltid ange ett generellt scenario som programmet kan använda för att jämföra indata mot.

De platsspecifika data som matas in kommer att jämföras med det angivna generella scenariot och de indata som avviker från detta redovisas i uttagsrapporten. Detta gör att alla ändringar i förhållande till ett generellt scenario automatiskt dokumenteras. Förändringar kommenteras också i bladet ”Kommentarer”.

Val av generellt scenario görs med rullningslist på bladet ”Inmatning” (Figur 5.1) i rutan ”Val av generellt scenario”. När ett generellt scenario väljs visas de generella scenarioparametrarna i de brungula cellerna på bladet ”Inmatning”. Värden i dessa celler kan inte ändras och används inte vid beräkningarna, utan visas endast som information och jämförelse.

5.2 Val av eget scenario

Nästa steg är att välja vilket scenario man vill utgå från när man matar in sina platsspecifika uppgifter. Det utförs genom att antingen välja något av de generella scenarierna eller ett scenario som man själv skapat och tidigare sparat. Val av scenario görs med rullningslist i rutan ”Val av eget scenario” på bladet ”Inmatning” (Figur 5.1).

När man väljer ett scenario hämtas alla scenarioparametrar och visas i de vita cellerna på bladet ”Inmatning”. Man kan därefter ändra de uppgifter man önskar. Data i de vita cellerna används vid beräkning av det platsspecifika riktvärdet.

5.3 Beskrivning av scenariot

All inmatning av data sker för ett visst scenario. Det är lämpligt att börja inmatningen med att ge scenariot ett eget namn så att det kan sparas i

Figur 5.1. Val av scenario och ämnen på bladet "Inmatning".

Indata för beräkning av riktvärden

Naturvårdsverket, version 1

Beskrivning av scenariot

Scenariots namn:

Beskrivning:
Beräkning av platsspecifika riktvärden för en impregneringsanläggning i Storstad.

Val av generellt scenario (gulbruna celler)

Hämta generellt scenario:

Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)

Hämta eget scenario:

Val av ämnen

Ämne 1: <input type="text" value="Arsenik"/>	Ämne 9: <input type="text"/>	Ämne 17: <input type="text"/>
Ämne 2: <input type="text" value="Arsenik-mod"/>	Ämne 10: <input type="text"/>	Ämne 18: <input type="text"/>
Ämne 3: <input type="text" value="Koppar"/>	Ämne 11: <input type="text"/>	Ämne 19: <input type="text"/>
Ämne 4: <input type="text" value="PAHL"/>	Ämne 12: <input type="text"/>	Ämne 20: <input type="text"/>

datan, se kapitel 6. Då ett av de två generella scenarierna laddas in (se ovan) kommer det egna scenariots namn att vara ”– namnlöst –”. Detta bör ändras till ett lämpligt namn för det scenario som skapas (Figur 5.1).

En kort beskrivning av scenariot kan även skrivas in i rutan ”Beskrivning av scenariot”. Beskrivningen kan bestå av maximalt fyra rader med cirka 50 tecken per rad (Figur 5.1). Denna beskrivning kommer att sparas tillsammans med övriga data för scenariot.

Viktigt: Glöm inte bort att spara scenariot, se avsnitt 5.17. När ändringar görs i scenariot måste scenariot sparas på nytt för att ändringarna ska lagras.

5.4 Val av ämnen

De ämnen som ska ingå i beräkningarna väljs på bladet ”Inmatning” med hjälp av rullningslistor i rutan ”Val av ämnen” (Figur 5.1). Både fördefinierade ämnen och egna ämnen kan väljas. Egna ämnen som lagts till placeras efter de fördefinierade på rullningslistorna.

Notera att valda ämnen inte är en del av scenariot utan är gemensamma för alla scenarier i programmet.

5.5 Val av exponeringsvägar

I programmet finns sex fördefinierade exponeringsvägar för beräkning av riktvärden (Figur 5.2). Utöver dessa kan också en uppskattning av föroreningshalt i fisk väljas, men denna exponeringsväg ingår inte i det beräknade riktvärdet. De exponeringsvägar som inte är aktuella avmarkeras i bladet ”Konceptuell modell”. I bladet ”Inmatning” visas de valda exponeringsvägarna (rosa celler), men själva valet görs i den konceptuella modellen, detta för att tydliggöra att en förändring i valda exponeringsvägar måste grundas på en förändring i den konceptuella modellen.

5.6 Exponeringsparametrar

Exponeringsparametrarna används för att beräkna människans exponering via de valda exponeringsvägarna. Separata exponeringstider kan anges för barn och vuxna för de olika exponeringsvägarna (Figur 5.3). Exponeringstiden avser det antal dagar per år som exponering sker. För exponeringsvägarna ”inandning av damm” samt ”inandning av ånga”

Val av exponeringsvägar

- Intag av jord
- Hudkontakt med jord/damm
- Inandning av damm
- Inandning av ånga
- Intag av dricksvatten
- Intag av växter
- Uppskattning av halt i fisk

MKM

Scenariospecifika modellparametrar

Använd KM-värden i modellen

Använd MKM-värden i modellen

Figur 5.2. Val av exponeringsvägar på bladet "Inmatning" (avsnitt 5.5).

Exponeringsparametrar

	MKM		
Intag av förorenad jord	60	60	dag/år
Exponeringstid barn	60	60	dag/år
Exponeringstid vuxna	200	200	dag/år
Hudkontakt med jord/damm	60	60	dag/år
Exponeringstid barn	60	60	dag/år
Exponeringstid vuxna	90	90	dag/år
Inandning av damm	60	60	dag/år
Exponeringstid barn	60	60	dag/år
Exponeringstid vuxna	200	200	dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1	-
Inandning av ånga	60	60	dag/år
Exponeringstid barn	60	60	dag/år
Exponeringstid vuxna	200	200	dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1	-
Intag av växter			
Konsumtion, barn	0	0	kg/dag
Konsumtion, vuxna	0	0	kg/dag
Andel från odling på plats	0	0	-

Figur 5.3. Exponeringsparametrar på bladet "Inmatning" (avsnitt 5.6).

finns även exponeringsparametern "andel inomhusvistelse". Denna parameter anger hur stor andel av tiden som tillbringas inomhus. Resterande andel antas som utomhusvistelse.

För exponeringsvägen "intag av växter" används istället intagets storlek som exponeringsvariabel. Eftersom endast växter som vuxit på området beaktas, anges den andel av det totala intaget växter som kommer från området.

I vissa fall skiljer sig parametrarna i riktvärdesmodellen åt beroende på om grundscenariot är KM eller MKM. Därför ska man under "Scenariospecifika modellparametrar" i bladet "Inmatning" välja om KM-värden eller MKM-värden ska användas i beräkningarna (Figur 5.2). Ett exempel på en sådan scenariospecifik modellparameter är hur stor andel av tiden (dygnet) som exponering för damm eller ångor sker de dagar man vistas på platsen (modellparametern "Tidsfaktor inandning av ångor och damm").

5.7 Jord- och grundvattenparametrar

I rutan "Jord- och grundvattenparametrar" ska fem parametrar anges (Figur 5.4), dessa är:

- halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten (DOC)
- torrdensitet
- halt organiskt kol i jorden
- vattenhalt
- andel porluft.

Den totala porositeten räknas ut med hjälp av vattenhalt och andel porluft och visas i en gul cell.

5.8 Förorenat område

Storleken på det förorenade markområdet definieras genom att man anger områdets längd och bredd i rutan ”Förorenat område” (Figur 5.4). Dessa data används för beräkning av utspädning till grundvatten och ytvatten.

Möjligheten finns att beräkna riktvärdet för förorening i jorden under grundvattenytan. Detta alternativ väljs genom att markera kryssrutan i rutan ”Förorenat område”. Valet påverkar enbart spridningen till grundvatten och ytvatten. Den enda exponeringsväg för människor som påverkas av detta val är intag av dricksvatten från en brunn. I detta fall behöver även föroreningens mäktighet under grundvattenytan anges, det vill säga tjockleken på det förorenade jordlager som ligger under grundvattenytan. Den mäktighet som anges måste vara större än noll, men mindre än akviferens mäktighet. I de generella scenarierna (KM, MKM) tas ingen särskild hänsyn till förorening under grundvattenytan.

5.9 Transportmodell – Ånga till inom- och utomhusluft

I rutan ”Transportmodell – Ånga till inom- och utomhusluft” anges fyra parametrar för beräkning av utspädning från porluft till inomhusluft (Figur 5.4). Dessa är:

- luftvolym inne i byggnad
- luftomsättning i byggnad
- yta under byggnad, det vill säga husgrundens area
- djup till föroreningen.

Djup till föroreningen avser det vertikala avståndet från nederkanten av dräneringslagret under hus till föroreningen. Om beräkningen avser mark utan hus ska istället djupet från markytan till föroreningen anges. I det senare fallet används uppgiften för att beräkna utspädningen från porluft till utomhusluft. Ångtransport till utomhusluft är endast nödvändig att beakta om exponeringsparametern ”andel inomhusvistelse” (avsnitt 5.6) är mindre än 1. Om värdet är 1, det vill säga 100 procent, beaktas inte utomhusexponering för ånga.

Utspädningen från porluft till inomhusluft respektive till utomhusluft beräknas automatiskt av programmet och visas i de gula cellerna (Figur 5.4). Eftersom utspädningen är ämnesspecifik måste man välja för vilket ämne som utspädningsfaktorerna ska visas för. Ämne väljs med rullningslisten till höger om den gula cellen. Man kan välja att visa utspädningsfaktorn för något av de ämnen som tidigare valts enligt avsnitt 5.4. Observera att valet av ämne inte påverkar beräkningarna utan bara vad som visas i de gula cellerna.

Utspädningen anges som hur många gånger halten i porluften späds ut när föroreningen når inomhusluft respektive utomhusluft, det vill säga $1/DF$ enligt definition i modellbeskrivningen.

Jord- och grundvattenparametrar		
	MKM	
Halt löst/mobilt organiskt kol	0.000003	3E-06 kg/dm ³
Torrdensitet	1.5	1.5 kg/dm ³
Halt organiskt kol	0.02	0.02 kg/kg
Vattenhalt	0.32	0.32 dm ³ /dm ³
Andel porluft	0.08	0.08 dm ³ /dm ³
Total porositet	0.4	dm ³ /dm ³

Förorenat område		
	MKM	
Områdets längd	50	50 m
Områdets bredd	50	50 m
<input type="checkbox"/> Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan		<input type="checkbox"/>
Mäktighet under gv-ytan	1	m

Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft		
	MKM	
Luftvolym inne i byggnad	240	240 m ³
Luftsättning i byggnad	12	12 1/dag
Yta under byggnad	100	100 m ²
Djup till förorening	0.35	0.35 m
Utspädning till inomhusluft	5820	PAHL
Utspädning till utomhusluft	1108957	

Transportmodell - Grundvatten		
	MKM	
Grundvattenbildning	100	100 mm/år
Hydraulisk konduktivitet	1.00E-05	1.00E-05 m/s
Hydraulisk gradient	0.03	0.03 m/m
Akviferens mäktighet	10	10 m
Avstånd till brunn	200	200 m
Utspädning till grundv. (brunn)	47	ggr

Transportmodell - Ytvatten		
	MKM	
<input checked="" type="radio"/> Sjö		<input checked="" type="radio"/>
<input type="radio"/> Rinnande vattendrag		<input type="radio"/>
Sjöns volym	1000000	1000000 m ³
Sjöns omsättningstid	1	1 år
Flöde i rinnande vattendrag	0.03171	0.03171 m ³ /s
Modellens utspädning	4000	ggr

Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer		
	MKM	
<input type="checkbox"/> Porluft till inomhusluft	6000	~6000 ggr
<input type="checkbox"/> Porluft till utomhusluft	600000	~600000 ggr
<input type="checkbox"/> Porvatten till grundv. (brunn)	47	47 ggr
<input type="checkbox"/> Porvatten till ytvatten	4000	4000 ggr

Transportmodeller - Beräknade vattenflöden		
Flöde genom föroren. massor	250.0	m ³ /år
Flöde genom akviferen	4730.4	m ³ /år

5.10 Transportmodell – Grundvatten

För Transportmodell – Grundvatten anges följande fem parametrar (Figur 5.4):

- grundvattenbildning
- hydraulisk konduktivitet
- hydraulisk gradient
- akviferens mäktighet
- avstånd till brunn.

Grundvattenbildningen avser den del av nederbörden som infiltrerar och bildar grundvatten. Den kan beräknas som nederbörd minus ytavrinning, dräneringsflöden, avdunstning och transpiration via växter. Den hydrauliska konduktiviteten avser här konduktiviteten i horisontell riktning. Akviferens mäktighet avser den vattenförande zonens tjocklek. Om denna inte är känd kan ett ungefärligt värde anges. Avståndet till dricksvattenbrunn måste anges om exponeringsvägen ”intag av dricksvatten” har valts. Programmet beräknar utspädningen från porvatten till grundvatten vid brunnen och resultatet visas i en gul cell, ”Utspädning till grundv. (brunn)” (Figur 5.4). Det värde som presenteras motsvarar $1/DF$ enligt modellbeskrivningen.

Figur 5.4. Val och inmatning av parametervärden på bladet ”Inmatning”.

5.11 Transportmodell – Ytvatten

Transportmodellen för ytvatten avser antingen sjö eller rinnande vattendrag (Figur 5.4). Valet görs i rutan ”Transportmodell – Ytvatten”. Om sjö väljs så ska sjöns volym och omsättningstid anges. Om rinnande vattendrag väljs så ska flödet i vattendraget anges. Programmet beräknar automatiskt utspädningen från porvatten till ytvatten och resultatet visas i en gul cell i ruta ”Transportmodell – Ytvatten” (Figur 5.4). Det värde som presenteras motsvarar $1/DF$ enligt modellbeskrivningen.

5.12 Transportmodeller – Egna utspädningsfaktorer

I rutan ”Transportmodeller – Egna utspädningsfaktorer” kan egna beräknade utspädningsfaktorer direkt anges, i de fall de bättre speglar de platsspecifika förhållandena (Figur 5.4). Den egenhändigt beräknade utspädningsfaktorn används då av programmet istället för den inbyggda transportmodellen. Följande egna utspädningsfaktorer kan anges för de olika transportmodellerna:

- utspädning från porluft till inomhusluft
- utspädning från porluft till utomhusluft
- utspädning från porvatten till grundvatten (brunn)
- utspädning från porvatten till ytvatten.

Utspädningsfaktorn ska anges som hur många gånger porluft eller porvatten späds ut innan det når aktuellt kontaktmedium. Detta värde motsvarar $1/DF$ enligt modellbeskrivningen. Motiv och metod för beräkning av egna utspädningsfaktorer bör dokumenteras.

I de brungula cellerna för generellt scenario anges de inbyggda modellernas utspädning för det generella scenario som valts. Observera att utspädningen från porluft till inomhusluft respektive utomhusluft är ämnesberoende om den inbyggda transportmodellen används. De värden som redovisas i de bruna cellerna för det generella scenariot är därför ungefärliga värden. Om en egen utspädningsfaktor används kommer samma utspädning från porluft till inomhusluft respektive utomhusluft att användas för alla flyktiga ämnen.

5.13 Transportmodeller – Beräknade vattenflöden

Beräkningsprogrammet beräknar vattenflödet genom de förorenade jordmassorna samt vattenflödet i akviferen. Resultaten visas i rutan ”Transportmodeller – Beräknade vattenflöden” i två gula celler och i enheten $m^3/år$ (Figur 5.4). Resultatet visas för att användaren ska kunna säkerställa att vattenflödet genom den förorenade jorden är mindre än flödet i akviferen. Akviferen måste kunna ta emot den vattenmängd som strömmar genom den förorenade jorden, annars blir beräkningarna orimliga. Ett skäl till orimliga värden på vattenflödena kan vara att en orimlig kombination av indata matats in.

Skydd av markmiljö

Använd KM-värden i ämnesdatabas
 Använd MKM-värden i ämnesdatabas

MKM

Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö

MKM

Skydd av grundvatten samt justeringar

Skydd av grundvatten beaktas
 Justering för akuttoxicitet
 Justering för bakgrundshalt

MKM

Skydd av grundvatten - Utspädning:

Egen utspädningsfaktor

Avstånd till skyddat gv	200	200 m
Egen utspädningsfaktor	47	47 ggr
Utspädning till skyddat gv	47	ggr

MKM

5.14 Skydd av markmiljön

Två olika uppsättningar av ämnesspecifika värden finns i modellen för skydd av markmiljön inom det förorenade området:

- Skydd av markmiljö, KM-värde – känslig markanvändning [mg/kg] – E_{KM}
- Skydd av markmiljö, MKM-värde – mindre känslig markanvändning [mg/kg] – E_{MKM} .

Användaren måste välja vilken uppsättning av dessa värden som ska användas av programmet för att skydda markmiljön på platsen (Figur 5.5). Det görs i rutan ”Skydd av markmiljö”. Om andra värden ska användas måste ett eget ämne först skapas enligt avsnitt 6.1. Därefter kan KM- eller MKM-värdet för det egna ämnet ändras till det önskade.

Om markmiljön avmarkerats i den konceptuella modellen kommer värdet för Skydd av markmiljö inte att inverka på det beräknade sammanvägda riktvärdet för hälsa och miljö. En avmarkering sker då automatiskt även i inmatningsbladet (rosa cell).

5.15 Skydd av ytvatten

Skydd av akvatiskt liv i ytvatten beaktas alltid av programmet. Inga uppgifter behöver anges på bladet ”Inmatning”. Nivån på skyddet styrs av ämnesparametern ”Halkriterium för skydd av ytvatten” ($C_{crit-sw}$).

Om andra kriterier än de generella används för skydd av ytvatten måste ett eget ämne skapas, varefter ämnesparametern ”Halkriterium för skydd av ytvatten” kan ändras.

Figur 5.5. Val av värde för skydd av markmiljö, skydd av grundvatten samt justeringar av riktvärde på bladet ”Inmatning”.

5.16 Skydd av grundvatten samt justeringar

Två justeringar av riktvärdet kan göras i bladet ”Inmatning” i rutan ”Skydd av grundvatten samt justeringar” (Figur 5.5). Dessa är:

- justering för akuttoxicitet
- justering för bakgrundshalt.

Dessa kan påverka det riktvärde som beräknas i kolumnen ”Avrundat riktvärde (mg/kg)” i bladet ”Riktvärden”.

I rutan finns även en kryssruta som är markerad om ”Grundvatten” har valts som skyddsobjekt i den konceptuella modellen.

5.16.1 SKYDD AV GRUNDVATTEN

Justering för skydd av grundvatten görs om grundvatten valts som skyddsobjekt i den konceptuella modellen. Valet görs alltså i bladet ”Konceptuell modell” men kryssrutan på bladet ”Inmatning” markeras/avmarkeras då automatiskt (rosa cell). Avsikten med valet är att halterna i grundvattnet inte ska överskrida haltkriteriet för skydd av grundvatten.

Det horisontella avståndet från det förorenade området till det grundvatten som ska skyddas anges under ”Skydd av grundvatten – Utspädning” (Figur 5.5). Observera att detta avstånd kan vara detsamma som avståndet till en brunn, men det behöver inte vara samma avstånd. Om man exempelvis vill skydda grundvattnet inom det förorenade området kan avståndet sättas till 0 m, även om en brunn ligger 500 m bort. Om grundvattenskydd valts sker justeringen av riktvärdet automatiskt utifrån ämnesparametern ”Haltkriterium för skydd av grundvatten” ($C_{crit-gw}$) för ämnet ifråga.

Det kan finnas orsak att ange andra kriterier för skydd av grundvatten. I detta fall måste man först skapa ett eget ämne, för vilken ämnesparametern ”Haltkriterium för skydd av grundvatten” ändras till det värde som ska gälla.

Programmet beräknar automatiskt utspädningen från porvatten till det grundvatten som ska skyddas och presenterar resultatet i en gul cell (Figur 5.5). Det värde som presenteras motsvarar $1/DF$ enligt modellbeskrivningen. Genom att markera kryssrutan ”Egen utspädning” kan man istället för den inbyggda modellen använda en egen utspädningsfaktor, se avsnitt 5.12.

5.16.2 AKUTTOXICITET

Justering för akuttoxicitet kan utföras. Det gör man genom att markera ”Justering för akuttoxicitet” i rutan ”Skydd av grundvatten samt justeringar” (Figur 5.5). Detta ger en begränsning av riktvärdet så att den tolerabla dosen för akuta effekter inte överskrids när ett barn äter jord. Vilken grad av påverkan justeringen får beror på värdet av ämnesparametern ”Tolerabel dos, akuta effekter” (TDAE) för det aktuella ämnet. Fördefinierade ämnen som för närvarande kan justeras för akuttoxicitet i beräkningsprogrammet är arsenik och cyanid.

5.16.3 BAKGRUNDSHALT

I riktvärdesmodellen kan man välja att göra en justering så att det beräknade riktvärdet inte blir lägre än bakgrundshalten orsakad av naturlig förekomst eller diffus antropogen spridning. Det utförs genom att man markerar kryssrutan ”Justering för bakgrundshalt” i rutan ”Skydd av grundvatten samt justeringar” (Figur 5.5). Notera att ämnesparametern ”Bakgrundshalt” avser en bakgrundshalt baserad på data från hela landet. Detta medför att bakgrundshalterna på en specifik plats kan avvika från den bakgrundshalt som finns i modellen. Om man istället för den nationella bakgrundshalten för ett ämne vill använda ett lokalt framtaget värde måste först ett eget ämne skapas, se avsnitt 6.1. Därefter kan ämnesparametern ”Bakgrundshalt” för det nya ämnet ändras till det önskade.

5.17 Lägg till, spara eller ta bort scenario

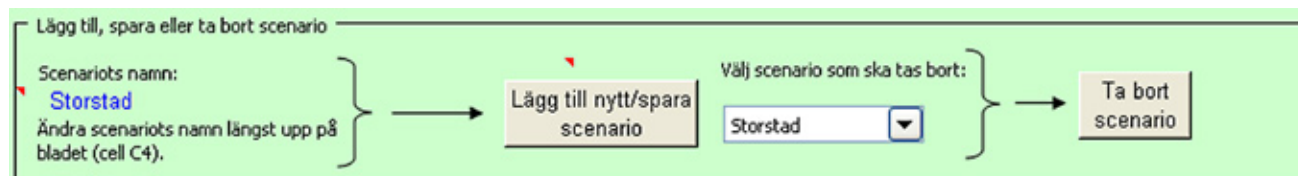
När alla scenarioparametrar enligt avsnitten 5.3 till 5.16 angetts har hela scenariot definierats. För att lägga till ett scenario namnges scenariot först i rutan ”Beskrivning av scenariot”, se avsnitt 5.3. Därefter kan scenariot läggas till och alla scenarioparametrar sparas då tillsammans med scenariotnamnet. Detta görs genom att trycka på knappen ”Lägg till nytt/spara scenario” (Figur 5.6).

Det är även möjligt att ändra data i ett befintligt scenario och därefter spara det med samma namn. Eftersom endast ett scenario kan finnas med samma namn så kommer det gamla scenariot att skrivas över med nya data när man trycker på knappen ”Lägg till/spara scenario”. Det är således nödvändigt att trycka på denna knapp när man gjort ändringar i scenariot, annars sparas dessa inte i den interna databasen.

För att ta bort ett scenario gör man följande:

- Välj det scenario som ska tas bort med hjälp av rullningslist i rutan ”Lägg till, spara eller ta bort scenario” (Figur 5.6). Observera att de två generella scenarierna (KM och MKM) inte kan tas bort.
- Tryck på knappen ”Ta bort scenario”. Namnet på scenariot kommer då att försvinna från rullningslistan som bekräftelse på att scenariot tagits bort.

Figur 5.6. Lägg till, spara eller ta bort scenario på bladet ”Inmatning”.



6 Hantering av ämnes- och modellparametrar

6.1 Skapa, ta bort eller ändra eget ämne

6.1.1 SKAPA EGET ÄMNE

I programmet finns ett antal fördefinierade ämnen eller ämnesgrupper. Ämnesparametrarna för dessa ämnen är låsta och kan inte ändras. Däremot är det möjligt att skapa egna ämnen vars parametrar går att ändra. Totalt kan 50 stycken egna ämnen läggas till. För att skapa ett nytt ämne gör man följande:

- Välj ett befintligt, fördefinierat ämne som du vill utgå ifrån. Fördefinierade ämnen väljs i ämneslistan under rullningslist i rutan ”Skapa, ta bort, eller ändra eget ämne” (Figur 6.1). Parametervärden för detta ämne kommer att föras över till det nya ämne som skapas. Om man istället vill skapa ett ämne helt utan parametervärden väljer man ”Inget ämne” som finns sist i ämneslistan.
- Ange ett namn på det egna ämne du vill skapa i rutan ”Ange namn på eget ämne” och tryck ”ENTER”. Om ett namn som redan finns anges, till exempel ”Arsenik”, kommer ändelsen ”-mod” (förkortning av modifierad) automatiskt att läggas till så att det nya namnet blir ”Arsenikmod”.
- Tryck på knappen ”Skapa ämne”. Ett nytt ämne skapas och läggs till i ämneslistan.

Om ett eget ämne skapas för att använda i beräkningarna så glöm inte att också välja detta ämne med rullningslisterna i bladet ”Inmatning” (Figur 5.1), enligt avsnitt 5.4.

Egna ämnen som används i beräkningarna kommer automatiskt att redovisas på bladet ”Utagsrapport”.

6.1.2 TA BORT EGET ÄMNE

Egna ämnen kan tas bort, till skillnad från fördefinierade ämnen. Gör då följande:

- Välj det ämne som ska tas bort, med hjälp av rullningslist i bladet ”Inmatning”, i rutan ”Skapa, ta bort, eller ändra eget ämne” (Figur 6.1).

Figur 6.1. Hantering av egna ämnen samt modellparametrar på bladet "Inmatning".

- Tryck på knappen "Ta bort ämne". Namnet kommer då att försvinna från rullningslistan som bekräftelse på att ämnet tagits bort.

6.1.3 ÄNDRA EGET ÄMNE

Ämnesparametrar kan ändras för egna ämnen som skapas, men inte för de fördefinierade ämnena. Observera att om en ämnesparameter ändras så kommer denna ändring att gälla för alla scenarier där ämnet används.

För att ändra ämnesdata för ett eget ämne gör man följande i rutan "Skapa, ta bort, eller ändra eget ämne" i bladet "Inmatning" (Figur 6.1):

- Använd rullningslistan "Välj eget ämne som ska ändras" för att välja det egna ämne där ändringar ska göras.
- Välj sedan den ämnesparameter som ska ändras med hjälp av rullningslistan "Välj ämnesparameter".
- Redigera ämnesparameterns värde och tryck "ENTER".

Efter att ämnesparametern har redigerats ska parametervärdet kopplas till en referens. Detta gör man genom att antingen välja en redan skapad referens eller genom att först skapa en ny referens och därefter välja denna. Om det egna ämnet baserats på ett befintligt ämne syns ursprungsreferensen för det befintliga ämnet i cellen "Referens". Om det egna ämnet inte baserats på något befintligt ämne är rutan tom. För att skapa en ny referens som kan väljas i rullningslistan med referenser görs följande:

- Välj en tom position i rullningslistan "Referens".
- Skriv in referensen till det nya parametervärdet i rutan "Redigera referens".

- Tryck på knappen ”Spara referens”. Texten ”Sparat!” visas som bekräftelse.
- Se till att rätt referens är vald i rullningslistan ”Referens” och tryck på knappen ”Spara ändring”. Texten ”Sparat!” visas som bekräftelse.

I och med att referensen har skrivits in kommer denna att läggas till i referenslistan i bladet ”Valda referenser”, där referenserna till alla ämnesparametrar finns med. Om en ämnesparameter ändras kan ursprungsreferensen inte väljas.

När man trycker på knappen ”Spara ändring” så sparas endast den valda ämnesparametern. Om man inte trycker på ”Spara ändring” och sedan väljer en ny ämnesparameter så kommer inte ändringen att ha någon effekt. Om flera ämnesparametrar ska ändras måste man således trycka på ”Spara ändring” efter varje ändrad parameter.

6.2 Ändra modellparameter

Samtliga modellparametrar kan ändras. Eventuella ändringar bör motiveras väl och dokumenteras. En ändring kommer att påverka alla scenarier, varför man bör iaktta försiktighet vid ändring av modellparametrar.

För att ändra en modellparameter gör man följande:

- Välj den modellparameter som ska ändras i bladet ”Inmatning”. Valet görs med rullningslist i rutan ”Ändra modellparameter” (Figur 6.1).
- Redigera modellparameterens värde och tryck ”ENTER”. Standardvärdet för parametern visas i cellen ovanför så att man lätt ska kunna återställa ursprungligt värde.
- Tryck på knappen ”Spara ändring”. Texten ”Sparat!” visas som bekräftelse på att ändringen är införd.

Ändringar av modellparametrar kommer automatiskt att redovisas på bladet ”Uttagsrapport”. Motivering och referens till det ändrade värdet skrivs in i bladet ”Kommentarer”, se avsnitt 7.2. Knappen ”Återställ alla” återställer alla modellparametrar till ursprungsvärdena för det valda generella scenariot.

7 Resultat av beräkningarna

7.1 Förslag på redovisning

När programmet används för att beräkna platsspecifika riktvärden ska den konceptuella modellen, de indata som används samt beräkningsresultaten redovisas. Följande uppgifter bör redovisas i en riskbedömning i vilken detta beräkningsprogram används:

- bladet ”Konceptuell modell”
- bladet ”Uttagsrapport”
- bladet ”Avvikelse ämnesdata” (endast om ett eller flera egendefinierade ämnen används)
- bladet ”Valda referenser” (endast om ett eller flera egendefinierade ämnen används).

I många fall är det även lämpligt att bladet ”Riktvärden” redovisas, eftersom det där tydligt framgår vad som påverkar respektive inte påverkar riktvärdet. Bladet ”Halter” redovisas i de fall koncentrationer i olika medier har beräknats baserat på uppmätta halter i jord. Bladet ”Inmatning” behöver inte redovisas eftersom motsvarande information finns i uttagsrapporten.

Val av generellt scenario samt de ändringar som görs bör motiveras väl och dokumenteras i en skriftlig rapport. Motiveringar krävs även i de kommentarfält som finns i bladen ”Kommentarer” (redovisas i uttagsrapporten) och ”Avvikelse ämnesdata”.

7.2 Blad ”Kommentarer”

På detta blad kan kommentarer skrivas in, text som sedan visas i uttagsrapporten, se nedan. Kommentarer kan ges för beräknade riktvärden, scenarioparametrar, modellparametrar samt egendefinierade ämnen. Rödmarkering anger att en kommentar krävs (obligatorisk). Rödmarkeringen försvinner när text matas in i kommentarfältet.

Uttagsrapport		Eget scenario: Storstad	Naturvårdsverket, version 1.00	
		Generellt scenario MKM		
Beskrivning Beräkning av platsspecifika riktvärden för en impregneringsanläggning i Storstad.				
Beräknade riktvärden				
Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Arsenik-mod	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Koppar	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH L	15	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Avvikelser i scenarioparametrar				
	Eget scenario	Generellt scenario		
Intag av dricksvatten	beaktas	beaktas ej	Intag av dricksvatten kan förekomma (obl)	
Intag av växter	beaktas	beaktas ej	Viss odling av grönsaker förekommer (obl)	
Avvikelser i modellparametrar				
	Eget värde	Standardvärde		
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		
Egendefinierade ämnen				
Följande ämnen är egendefinierade:				
- Arsenik-mod			Platsspecifikt Kd-värde finns. Se referens 1. (obl)	
Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".				

Figur 7.1. Exempel på uttagsrapport.

7.3 Blad "Uttagsrapport"

I bladet "Uttagsrapport" (Figur 7.1) redovisas en sammanställning av beräknade riktvärden samt de viktigaste uppgifterna som ligger till grund för dessa. De uppgifter som presenteras i uttagsrapporten är följande:

- namn på "Eget scenario"
- riktvärden
- avvikelser i det egna scenariot jämfört med det valda generella scenariot
- avvikelser i modellparametrar
- egendefinierade ämnen
- egna kommentarer som skrivits in i bladet "Kommentarer".

Dessutom kan ytterligare kommentarer bifogas uttagsrapporten, se avsnitt 8.2.

7.3.1 EGET OCH GENERELLT SCENARIO

Namnet på det egna scenariot redovisas i uttagsrapporten. Dessutom anges vilket generellt scenario som använts, se avsnitt 5.1.

7.3.2 BERÄKNADE RIKTVÄRDEN

Beräknade riktvärden redovisas för alla ämnen som valts på bladet "Inmatning". Dessutom visas vad som är styrande för respektive riktvärde. Endast de justerade och avrundade riktvärdena redovisas. Riktvärdena har avrundats med en särskild algoritm så att riktvärdet blir en jämn tiopotens av något av följande tal: 10, 12, 15, 18, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70 och 80.

7.3.3 AVVIKELSER I INMATNINGSBLAD

Under rubriken ”Avvikelser i inmatningsblad” redovisas skillnaderna i parametervärden (scenarioparametrar) mellan det egna scenariot och det generella scenariot. Detta gör det möjligt att identifiera vilka avvikelser som finns i förhållande till ett generellt scenario, till exempel KM. Om inga avvikelser finns visas texten: ”Inga avvikelser i inmatningsbladet. De två scenarierna är identiska”.

7.3.4 AVVIKELSER I MODELLPARAMETRAR

Under rubriken ”Avvikelser i modellparametrar” redovisas eventuella ändringar av modellparametrarna. Egna värden och standardvärden visas, så att avvikelserna tydligt ska framgå. Om inga avvikelser finns så visas texten: ”Inga avvikelser i modellparametrar”.

7.3.5 EGENDEFINIERADE ÄMNEN

Eventuella egendefinierade ämnen som använts listas under rubriken ”Egendefinierade ämnen”. Ämnesparametrarnas värden för de egna ämnena kan redovisas med hjälp av bladet ”Avvikelser ämnesdata”, se avsnitt 7.4. Om inga egendefinierade ämnen används vid beräkningarna så kommer följande text att visas: ”Inga egendefinierade ämnen används”.

7.3.6 KOMMENTARER

Till höger om avvikelser m.m. som listas, redovisas de egna obligatoriska (obl) respektive frivilliga (frv) kommentarer som skrivits in i bladet ”Kommentarer”. Om arbetsläge ”Rapport” har valts på inmatningsbladet så kommer varningen ”Kommentar saknas!” att visas där det saknas en obligatorisk kommentar. När kommentarerna har skrivits in i bladet ”Kommentarer” försvinner denna varning.

7.4 Blad ”Avvikelser ämnesdata”

Kalkylbladet ”Avvikelser ämnesdata” är till för att dokumentera ändringar i ämnesparametrar för egna ämnen som lagts till. Bladet kan användas till följande två saker:

- Visa en lista på avvikelser mellan ett egendefinierat och ett fördefinierat ämne (Figur 7.2)
- Visa en lista med samtliga ämnesparametrar för ett ämne.

Figur 7.2. Exempel på redovisning av avvikelser i ämnesdata.

Avvikelser ämnesdata			
Eget scenario:		Storstad	
Eget ämne:	Arsenik-mod		
Fördefinierat ämne:	Arsenik		
Avvikelser	Eget ämne	Fördefinierat ämne	Egna kommentarer
Kd-värde	Arsenik-mod	Arsenik	Se Rapport XXX
	400	300	l/kg

7.4.1 LISTA PÅ AVVIKELSER

Om man skapat ett eget ämne med utgångspunkt från ett fördefinierat ämne är det nödvändigt att lista vilka avvikelser som gjorts. Till exempel kan man utgå från Arsenik och skapa ett eget ämne som man kallar Arsenik-mod. Därefter redovisar man vilka ändringar i parametervärden som gjorts för det egna ämnet. Redovisningen görs på följande sätt:

- Välj det egna ämnet på den övre rullningslistan "Eget ämne" i bladet "Avvikelser ämnesdata".
- Välj det fördefinierade ämnet på den undre rullningslistan "Fördefinierat ämne".

Avvikelserna mellan de två ämnena redovisas då i en tabell. Till höger om tabellen finns plats att skriva ner egna kommentarer (vita celler, se Figur 7.2). Observera att kommentarerna ligger kvar även om nya ämnen väljs och inte sparas när ett scenario sparas. För att radera kommentarerna, tryck på knappen "Radera kommentarer".

7.4.2 LISTA PÅ SAMTLIGA ÄMNESPARAMETRAR

Om man skapat ett helt nytt ämne som inte finns fördefinierat bör samtliga ämnesparametrar redovisas. Detta görs på följande sätt:

- Välj det egna ämnet på den övre rullningslistan "Eget ämne".
- Välj "Inget ämne" längst ner på den undre rullningslistan "Fördefinierat ämne".

Samtliga parametrar, förutom de parametrar som saknar värden, kommer då att visas i en tabell.

7.5 Blad "Riktvärden"

Figur 7.3. Exempel på redovisning i bladet "Riktvärden" (bladet har delats i två delar).

På bladet "Riktvärden" sammanställs de viktigaste delresultaten vid beräkningar av riktvärden, såsom envägs-koncentrationer, skydd av miljön, justeringar med mera (Figur 7.3). Bladet kan användas för att i detalj studera vad som är styrande för riktvärdet.

Riktvärden									
Ämne	Envägs-koncentrationer (mg/kg)						Ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde	Justeringar (mg/kg)	
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Exponering andra källor	Akut-toxicitet
Arsenik	33	110	2000	ej aktuell	3.2	data saknas	2.9	2.9	100
Arsenik-mod	33	110	2000	ej aktuell	3.2	data saknas	2.9	2.9	100
Koppar	570000	ej begr.	290000	ej aktuell	210000	data saknas	100000	50000	data saknas
PAH L	34000	53000	ej begr.	470	760	data saknas	290	140	data saknas

Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
		Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
2.9	40	ej aktuell	70	360	2.9	10	10
2.9	40	ej aktuell	42	360	2.9	10	10
50000	200	ej aktuell	1400	2400	200	30	200
140	15	500	17	170	15	data saknas	15

7.5.1 ENVÄGSKONCENTRATIONER

Samtliga envägskoncentrationer för de olika exponeringsvägarna redovisas i tabellform. Envägskoncentrationen för en exponeringsväg är den föroreningskoncentration som skulle accepteras om endast den exponeringsvägen fanns.

Om det hälsoriskbaserade värdet är styrande för riktvärdet så indikerar en gråmarkering i tabellen vilken envägskoncentration som har störst påverkan på riktvärdet. Det bör noteras att envägskoncentrationerna baserats på 100 procent av TDI (tolerabelt dagligt intag). Eventuella justeringar sker i efterföljande steg, till exempel nedjustering för att endast en viss andel av TDI bör utnyttjas av ett förorenat område.

7.5.2 OJUSTERAT HÄLSORISKBASERAT RIKTVÄRDE

Det ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdet är en sammanvägning av envägskoncentrationerna för samtliga exponeringsvägar. Gråmarkering indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.

7.5.3 JUSTERINGAR

Två typer av justeringar av riktvärdet ovan redovisas i bladet:

- justering för exponering från andra källor
- justering för akuttoxiska effekter.

Justering för exponering från andra källor utförs för ämnen som har ett TDI-värde. Justering för akuttoxiska effekter kan väljas på bladet ”Inmatning” och justering utförs då för ämnen som har TDAE-värden i databasen, se avsnitt 5.16.2. I annat fall anges ”data saknas”.

Om något av ovanstående värden är styrande för riktvärdet så indikeras detta med gråmarkering. Båda justeringarna avser hälsoeffekter på människor. Övriga justeringar (skydd av markmiljö, spridning samt bakgrundshalt) beskrivs nedan.

7.5.4 HÄLSORISKBASERAT RIKTVÄRDE

Det hälsoriskbaserade riktvärdet utgår från det ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdet (avsnitt 7.5.2) men med ovan utförda justeringar.

7.5.5 SKYDD AV MARKMILJÖ

Här redovisas riktvärdet för skydd av markmiljön. Om detta värde är styrande för riktvärdet så indikeras det med gråmarkering. Om markmiljön inte bedöms utgöra ett skyddsobjekt, och markekosystem valts bort som skyddsobjekt i den konceptuella modellen, så kommer riktvärdet för skydd av markmiljön ändå att redovisas. Det beaktas dock inte i det sammanvägda riktvärdet. I detta fall skuggas kolumnen för att indikera att värdena inte används.

7.5.6 SPRIDNING

I det slutliga riktvärdet tas även hänsyn till spridning av förorening genom beaktande av:

- skydd mot fri fas

- skydd av grundvatten
- skydd av ytvatten.

Värdet för skydd av grundvatten redovisas om man valt att utföra justeringar för detta. I annat fall visas ”ej aktuell”. Justering för skydd mot fri fas och skydd av ytvatten utförs dock alltid, förutsatt att relevanta värden för justering finns i ämnesdatabasen. I skyddet för ytvatten ingår både skydd av ytvatten som naturresurs och skydd av ytvattensystem. Om skydd mot fri fas, skydd av grundvatten eller skydd av ytvatten är styrande för riktvärdet indikeras det med gråmarkering.

Notera att markering/avmarkering av frigörelse-/spridningsmekanismen ”frifassspridning” på bladet ”Konceptuell modell” inte påverkar beräkningarna.

7.5.7 RIKTVÄRDE HÄLSA, MILJÖ, SPRIDNING

Detta riktvärde är en sammanvägning av riktvärden för hälsa, markmiljö och spridning. Riktvärdet har valts som det lägsta av följande:

- det ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdet
- det hälsoriskbaserade riktvärdet justerat för exponering för andra källor samt akuttoxicitet
- riktvärdet för skydd av markmiljö
- riktvärden avseende spridning, dvs. skydd mot fri fas, skydd av grundvatten samt skydd av ytvatten.

7.5.8 BAKGRUNDSHALT

Om justering för bakgrundshalt har valts på bladet ”Inmatning” redovisas bakgrundshalten. I det fall bakgrundshalten styr riktvärdet så indikeras detta med gul/orange markering, till skillnad från gråmarkering som används för andra styrande värden. Syftet är att poängtera att riktvärdet uppjusterats.

7.5.9 AVRUNDAT RIKTVÄRDE

Riktvärdet är lika med det högsta värdet av de två värdena ”Riktvärde hälsa, miljö, spridning” och ”Bakgrundshalt”. Riktvärdet avrundas i enlighet med avrundningsalgoritmen som beskrivs i avsnitt 7.3.2. Avrundningen leder till att riktvärdet kan skilja sig något från det gråmarkerade eller gul/orangemarkerade värde som är styrande.

7.5.10 EXPONERINGSVÄGARNAS PÅVERKAN PÅ HÄLSORISKBASERAT RIKTVÄRDE

För att få en tydligare bild av hur de olika exponeringsvägarna påverkar riktvärdet så redovisas den procentuella påverkan i en tabell. Tabellen återfinns längst till höger i bladet ”Riktvärden” (Figur 7.4). Där kan man identifiera vilka exponeringsvägar som har någon effekt i det aktuella scenariot och för de aktuella ämnena. Procenttalen avser påverkan på det ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdet. De stämmer därför inte nödvändigtvis om riktvärdet justeras på något sätt, exempelvis för exponering från andra källor.

Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde						
Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde					
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter
Arsenik	8.6%	2.7%	0.1%	0.0%	88.6%	0.0%
Arsenik-mod	8.6%	2.7%	0.1%	0.0%	88.6%	0.0%
Koppar	17.5%	0.9%	33.9%	0.0%	47.7%	0.0%
PAH L	0.8%	0.5%	0.0%	60.8%	37.8%	0.0%

Figur 7.4. Exempel på redovisning i bladet "Riktvärden". Redovisning av exponeringsvägarnas inverkan på det ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdet för respektive ämne.

7.6 Blad "Halter"

Bladet "Halter" (Figur 7.5) är ett kombinerat inmatnings- och resultatblad. I bladet redovisas resultaten av beräkningar som utförts med hjälp av transportmodellerna i programmet. Som indata till transportmodellerna används de uppgifter som matats in på bladet "Inmatning", det vill säga scenarioparametrarna. Inmatning av representativa (uppmätta) halter i jord görs i de vita cellerna i kolumnen "Inmatning av verkliga halter i jord". Om egna utspädningsfaktorer (bladet "Inmatning") används istället för programmets transportmodeller så utförs även haltberäkningarna med hjälp av dessa utspädningsfaktorer. Föroreningstransporten till ytvatten kan dock inte beräknas med utspädningsfaktorer, utan denna beräkning görs alltid med transportmodell.

Bladet "Halter" kan även användas för att se vilka halter i olika medier som ett visst riktvärde för jord motsvarar. Detta utförs genom att man matar in aktuellt riktvärde istället för uppmätt halt i jord i kolumnen "Inmatning av verkliga halter i jord".

Om något värde inte beräknas kan detta bland annat bero på de inställningar som gjorts i scenariot. Exempelvis anges halterna i bladgrönsaker och rotsaker endast om exponeringsvägen "intag av växter" valts.

Med god kunskap om föroreningsspridning samt försiktigt dragna slutsatser kan haltberäkningarna ge en fingervisning om hur realistiska de använda modellerna eller modellparametrarna är. Det är viktigt att de beräknade halterna inte tolkas bokstavligt som prognoser över förväntade halter på en viss plats. Det kan finnas en mängd orsaker till att beräknade halter avviker från uppmätta, exempelvis följande:

- Transportmodellen bygger på en konceptuell modell som kanske inte är giltig vid den aktuella platsen.
- Transportmodellerna är enkla och tar inte hänsyn till alla de processer som påverkar koncentrationerna.
- Vissa transportmodeller är något konservativa för att inte riskerna ska underskattas.
- Transportmodellernas parametervärden kan avvika från de verkliga.

Figur 7.5. Exempel på redovisning i bladet "Halter". Koncentrationer i jord har matats in manuellt i vita celler och beräkningarna utförs baserat på dessa halter och med programmets transportmodeller.

Halter											Naturvårdsverket, version 1.00		
Ämne	Inmatning av verkliga halter i jord mg/kg	Förväntad halt i jord mg/l	Halt i skyddat grundvatten mg/l	Halt i grundvatten, brunn mg/l	Halt i ytvatten mg/l	Föroreningstransport via gäll ytvatten kg/år	Halt i porluft mg/m ³	Halt (ånga) i inomhusluft mg/m ³	Halt (ånga) i utomhusluft mg/m ³	Halt (ömskåd) i bladgrönsaker mg/kg	Halt (ömskåd) i rotsaker mg/kg	Halt (ömskåd) i fisk mg/kg	
Arsenik	30	0.1	0.0021	0.0021	0.000025	0.025	0	0	0	5.1	0.09	ej aktuell	
Arsenik-mod	30	0.075	0.0016	0.0016	0.000019	0.019	0	0	0	5.1	0.09	ej aktuell	
Koppar	100	0.17	0.0036	0.0036	0.000042	0.042	0	0	0	27	37	ej aktuell	
PAH L	2	0.055	0.0012	0.0012	0.000014	0.014	0.55	0.000094	4.9E-07	0.04	1.1	ej aktuell	

- De beräknade halterna kan ha uppkommit tidigare eller kan uppkomma senare, eftersom flertalet av transportmodellerna inte beaktar tidsaspekten.
- Proverna kan vara icke-representativa och mätfel kan förekomma.

7.7 Blad "Valda referenser"

I bladet "Valda referenser" redovisas referenser för de ämnesparametrar som används för beräknade riktvärden (Figur 7.6). För varje ämne redovisas ursprungsreferenser för respektive parameter med en textförkortning i tabellen, medan referenser för "egna" parametervärden redovisas med referensens nummer. I referenslistan nedanför tabellen redovisas den fullständiga referensen. Bladet kan skrivas ut och användas som referenslista för riktvärdesberäkningarna.

Figur 7.6. Exempel på redovisning i bladet "Valda referenser".

Referensuppgifter för valda ämnen						
Ämne	Löslighet C_{sd}	K_d	K_{oc}	K_{ow}	H	
Arsenik	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	
Arsenik-mod	NV 2009a	1	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	
Koppar	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	
PAH L	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	NV 2009a	
Eget scenario: Storstad	Referenser NV 2009a Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning.					
Generellt scenario: MKM	Egna referenser 1: Platsspecifikt K_d från lakteter Rapport XXX					

8 Övriga kalkylblad

8.1 Blad "Generella riktvärden"

I bladet "Generella riktvärden" redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Detta blad finns med för att enkelt kunna jämföra de generella riktvärdena med de riktvärden som beräknas med beräkningsprogrammet.

8.2 Beskrivning av dolda blad

Förutom de kalkylblad som visas för användaren finns även dolda kalkylblad. Dessa innehåller ekvationer, databaser m.m. Det är möjligt att ta fram de dolda kalkylbladen. De dolda kalkylbladen kan tas fram ett åt gången. För beskrivning av hur detta går till hänvisas till Excels hjälpfunktioner.

De dolda kalkylbladens funktion beskrivs kortfattat nedan.

BILAGA KOMMENTARER

I detta blad kan egna kommentarer och noteringar skrivas in och bifogas till uttagsrapporten.

LISTA AVVIK.

Detta blad innehåller beräkningar och sorteringsfunktioner för att sortera fram de avvikelser i ämnesparametrar som ska presenteras på bladet "Avvikelser ämnesdata".

MODELLPARAM.

Här lagras alla modellparametrar, både standardvärden och egna värden som angetts. Kalkylbladet fungerar som databas för modellparametrarna.

SCENARIER

I detta kalkylblad lagras alla scenarioparametrar för generella scenarier och egna scenarier. Kalkylbladet fungerar som scenariodatabas.

REFERENS DATABAS

I detta kalkylblad lagras de referenser för ämnesparametrar som skrivs in i bladet ”Inmatning” tillsammans med referens till vägledningen, ”NV 2009a”.

ÄMNER

I detta kalkylblad lagras alla ämnesparametrar, både för fördefinierade ämnen och egna ämnen som skapas. Kalkylbladet fungerar som ämnesdatabas.

IMPORT

Detta blad används av programmet om en extern ämnesdatabas nyttjas. För närvarande används bladet inte.

FM1-2

Kalkylbladet innehåller modeller för föroreningens fördelning mellan jord och porvatten (fördelningsmodell 1) samt mellan ånga och porvatten (fördelningsmodell 2).

TM1

Kalkylbladet innehåller modell för transport av ångor till inomhusluft (transportmodell 1).

TM2

Kalkylbladet innehåller modell för transport av ångor till utomhusluft (transportmodell 2).

TM3

Kalkylbladet innehåller modell för transport av förorening till grundvatten (transportmodell 3).

TM4

Kalkylbladet innehåller modell för transport av förorening till ytvatten (transportmodell 4).

TM5

Kalkylbladet innehåller modell för upptag av föroreningar i växter (transportmodell 5).

EM1

Kalkylbladet innehåller modell för människors exponering för förorening via intag av jord (exponeringsmodell 1).

EM2

Kalkylbladet innehåller modell för människors exponering för förorening via hudkontakt med jord och damm (exponeringsmodell 2).

EM3

Kalkylbladet innehåller modell för människors exponering för förorening via inandning av damm (exponeringsmodell 3).

EM4

Kalkylbladet innehåller modell för människors exponering för förorening via inandning av ånga (exponeringsmodell 4).

EM5

Kalkylbladet innehåller modell för människors exponering för förorening via intag av dricksvatten (exponeringsmodell 5).

EM6

Kalkylbladet innehåller modell för människors exponering för förorening via intag av växter (exponeringsmodell 6).

EM7

Kalkylbladet används för beräkning av föroreningshalt i fisk genom att BCF-värdet beräknas här. Huvuddelen av beräkningen av halt i fisk görs i det dolda bladet "Konc".

MILJÖEFF.

Kalkylbladet innehåller modeller för effekter i markmiljön och i ytvattemiljön.

RIKTV.

Kalkylbladet innehåller beräkningar för sammanvägning av envägskoncentrationer för de olika exponeringsvägarna, miljöeffekter samt justeringar av riktvärdet. Resultaten av beräkningarna presenteras i bladet "Riktvärden".

KONC.

Kalkylbladet innehåller beräkningar av koncentrationer i olika medier, baserat på uppmätt halt. Resultaten av beräkningarna presenteras i bladet "Halter".

REFERENSER

I detta blad lagras referensnummer för de data som används av beräkningsprogrammet. Numren hänvisar till referenserna i bladet "Referensdatabas".

VALDA ÄMNEN

Kalkylbladet tar fram ämnesparametrar för de ämnen som valts på bladet "Inmatning". Dessa parametrar används sedan i de fortsatta beräkningarna.

ENVÄGSKONCENTRATIONER KM

I detta blad redovisas envägskoncentrationerna för Naturvårdsverkets generella scenario för känslig markanvändning, KM.

ENVÄGSKONCENTRATIONER MKM

I detta blad redovisas envägskoncentrationerna för Naturvårdsverkets generella scenario för mindre känslig markanvändning, MKM.

9 Ett enkelt exempel

Ett platsspecifikt riktvärde för bly ska tas fram för ”Trekanten”. Den enda avvikelser från det generella riktvärdet för känslig markanvändning (KM) är att exponeringstiden för intag av förorenad jord sätts till 200 dagar/år. Förutsättningarna för att kunna använda sig av riktvärdesmodellen är uppfyllda, det vill säga de transportmodeller som används enligt huvudtexten i denna rapport bedöms vara rimliga att använda.

Det platsspecifika riktvärdet beräknas på följande sätt:

- 1) Öppna programmet i Excel. Beroende på säkerhetsinställningen i den aktuella datorn kan man få en fråga om man vill aktivera makron eller inte. Välj då att aktivera makron.
- 2) Öppna kalkylbladet ”Konceptuell modell”, se Figur 9.1.
- 3) Gå igenom förutsättningarna för platsen så att den konceptuella modellen beskriver dessa så väl som möjligt.
- 4) Öppna kalkylbladet ”Inmatning”.
- 5) Välj ”KM” som generellt scenario (avsnitt 5.1), se Figur 9.2.
- 6) Välj ”KM” som eget scenario (avsnitt 5.2), se Figur 9.2.
- 7) Ange ett eget namn på scenariot vid ”Scenariots namn” och skriv en beskrivning av scenariot som ska skapas (avsnitt 5.3), se Figur 9.2.
- 8) Välj ämnet ”Bly” (avsnitt 5.4), se Figur 9.2.
- 9) Ändra exponeringstiden för exponeringsvägen ”intag av förorenad jord” till 200 dagar/år för både barn och vuxna (avsnitt 5.6), se Figur 9.3.
- 10) Spara scenariot genom att trycka på knappen ”Lägg till nytt/spara scenario” i rutan ”Lägg till, spara eller ta bort scenario” (avsnitt 5.17), se Figur 9.4.
- 11) Skriv in en kommentar i bladet ”Kommentarer” om varför förändringen av exponeringstiden har gjorts (avsnitt 7.2), se Figur 9.5.
- 12) Välj ”Rapport” i rutan ”Arbetsläge” i bladet ”Inmatning”, se Figur 9.2.

- 13) Bilägg relevanta redovisningsblad till den riskbedömningsrapport som sammanställs, i detta fall:
- Bladet ”Konceptuell modell”
 - Bladet ”Uttagsrapport”
 - Eventuellt bladet ”Riktvärden”, eller urklipp från detta, för beskrivning av styrande exponeringsvägar eller exponeringsvägarnas inverkan på riktvärdet.

I detta fall behöver inte bladet ”Avvikelser ämnesdata” eller bladet ”Valda referenser” redovisas eftersom inga förändringar har gjorts av ämnesdata för det valda ämnet bly. Om ändringar av ämnesdata däremot görs bör dessa följas av såväl motivering som referens till valda data. Även bladen ”Avvikelser ämnesdata” och ”Valda referenser” bör då biläggas riskbedömningsrapporten.

Figur 9.1. Ett enkelt exempel, steg 2–3.

Konceptuell förorenings- och spridningsmodell Naturvårdsverket, version 1.00

I detta blad kan en konceptuell förorenings- och spridningsmodell utarbetas för ett objekt. Vägledning för hur denna tas fram finns i Naturvårdsverkets rapport **Riskbedömning av förorenade områden** (rapport 5977), se www.naturvardsverket.se/ebh. Avsikten är att initialt göra en kvalitativ bedömning av vilka föroreningskällor, frigörelsemekanismer, spridningsvägar, möjliga exponeringsvägar och skyddsobjekt som är aktuella och behöver beaktas i projektet. En del av exponeringsvägarna kan beräkningsprogrammet hantera (röd text nedan). Risker kopplade till andra exponeringsvägar måste hanteras utanför programmet. Den konceptuella modellen kan användas som underlag vid diskussioner mellan olika parter i projektet.

Återställ formulär

Eget scenario: **Trekanten**
 Generellt scenario: **KM**

Föroreningskällor	Frigörelse-/spridningsmekanismer	Exponeringsvägar	Skyddsobjekt		
Ylig markförorening <input checked="" type="checkbox"/> Djupt liggande markförorening <input checked="" type="checkbox"/> Markförorening under grundvattenyta <input checked="" type="checkbox"/> Förorening i grundvattnet <input type="checkbox"/> Förorening i sediment <input type="checkbox"/> Förorening som fri fas <input type="checkbox"/> Förorening finns i omgivning: -Lagringstankar <input checked="" type="checkbox"/> -Rörledningar <input checked="" type="checkbox"/> -Avfallsdeponi <input type="checkbox"/> -Ledningsgraver <input type="checkbox"/> -Övrigt <input type="checkbox"/> Pågående verksamhet <input type="checkbox"/> Övrigt <input type="checkbox"/>	Uttäkning till grundvatten och ytvatten <input checked="" type="checkbox"/> Spridning via grundvatten <input checked="" type="checkbox"/> Spridning via ytvatten <input checked="" type="checkbox"/> Förångning <input type="checkbox"/> Vinderosion <input checked="" type="checkbox"/> Vätternosion, ras och skred <input type="checkbox"/> Fritesspridning <input type="checkbox"/> Upptag i växter <input type="checkbox"/> Övrigt <input type="checkbox"/>	Hudkontakt jord <input checked="" type="checkbox"/> Intag av jord <input checked="" type="checkbox"/> Inandning damma <input checked="" type="checkbox"/> Inandning av ånga från jord <input checked="" type="checkbox"/> Intag av dricksvatten <input checked="" type="checkbox"/> Intag av frukt, bär, svamp, rot- & grönsaker <input checked="" type="checkbox"/> Intag av fisk <input type="checkbox"/> Bevattning <input type="checkbox"/> Intag av mjölk, kött och ägg <input type="checkbox"/> Hudkontakt med sediment <input checked="" type="checkbox"/> Övrigt <input type="checkbox"/>	Människor Boende på platsen: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/> Regelbundet verksam på platsen: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/> Besökande: -Vuxna <input checked="" type="checkbox"/> -Barn <input checked="" type="checkbox"/> Närboende: -Vuxna <input type="checkbox"/> -Barn <input type="checkbox"/> Övrigt <input type="checkbox"/>	Miljö Mark-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/> Ytvatten-ekosystem <input checked="" type="checkbox"/> I direkt anslutning till badsjö <input type="checkbox"/> Sediment-ekosystem <input type="checkbox"/> Övrigt <input type="checkbox"/>	Naturresurser Grundvatten <input checked="" type="checkbox"/> Ytvatten <input checked="" type="checkbox"/> Övrigt <input type="checkbox"/>

Det beräknade platsspecifika riktvärdet visas på bladen ”Uttagsrapport” och ”Riktvärden”. Eftersom scenariot har sparats kan det senare laddas in igen, vilket gör att det är enkelt att senare göra ändringar i scenariot. Glöm dock inte att scenariot måste sparas manuellt varje gång som ändringar görs (steg 10 i arbetsgången ovan).

Figur 9.2. Ett enkelt exempel, steg 5 till 8 samt steg 12.

Figur 9.3. Ett enkelt exempel, steg 9.

Exponeringsparametrar		KM	
Intag av förorenad jord			
Exponeringstid barn	200	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	200	365	dag/år
Hudkontakt med jord/damm			
Exponeringstid barn	120	120	dag/år
Exponeringstid vuxna	120	120	dag/år
Inandning av damm			
Exponeringstid barn	365	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1	-
Inandning av ånga			
Exponeringstid barn	365	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	1	1	-
Intag av växter			
Konsumtion, barn	0.25	0.25	kg/dag
Konsumtion, vuxna	0.4	0.4	kg/dag
Andel från odling på plats	0.1	0.1	-

Figur 9.4. Ett enkelt exempel, steg 10.

Figur 9.5. Ett enkelt exempel, steg 11.

Awikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	
	Trekanten	KM	
Intag av jord	beaktas	beaktas	
Hudkontakt med jord/damm	beaktas	beaktas	
Inandning av damm	beaktas	beaktas	
Inandning av ånga	beaktas	beaktas	
Intag av dricksvatten	beaktas	beaktas	
Intag av växter	beaktas	beaktas	
Uppskattning av halt i fisk	beaktas ej	beaktas ej	
Scenariospecifika modellparametrar	KM-värde	KM-värde	
Exp.tid barn - intag av jord	200	365	dag/år
Exp.tid vuxna - intag av jord	200	365	dag/år
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	120	120	dag/år
			Begränsad vistelsetid, se Rapport XXX
			Begränsad vistelsetid, se Rapport XXX



BILAGA 5

Efterbehandlingsterminologi



Riktvärdena är framtagna för mark och inte direkt användbara för andra typer av förorenade medier (till exempel sediment eller byggnadsmaterial).

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Acceptabla resthalter	De halter av olika ämnen som får förekomma på ett efterbehandlingsobjekt efter det att åtgärderna är avslutade.	Acceptable residual concentrations
Acceptabel restmängd	Mängden av ett ämne som får förekomma på ett efterbehandlingsobjekt när åtgärderna är avslutade.	Acceptable residual mass
Administrativa åtgärder	Tillfälliga eller permanenta regler och restriktioner för exempelvis markanvändning och grundvattenuttag som syftar till att förebygga skada eller olägenhet för människors hälsa och miljön. Syftet kan även vara att förhindra ingrepp som försvårar framtida efterbehandling eller som kan öka spridningen och exponeringen av föroreningar.	Administrative restrictions
Akut toxicitet	Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid enstaka och kortvarig exponering.	Acute toxicity
Allmänna intressen	Intressen som berör allmänheten och samhället i stort och som bör beaktas vid planläggning och vid lokalisering av bebyggelse samt vid riskvärdering inför efterbehandlingsåtgärder.	Public interests
Allvarlig miljöskada	En miljöskada som har sitt upphov i utsläpp eller liknande från och med 1 augusti 2007 och som är så allvarlig att den genom förorening av mark utgör en betydande risk för människors hälsa, har betydande negativ effekt på vattenmiljö kvaliteten, eller i en betydande omfattning skadar eller försvårar bevarandet av en djur- eller växtart eller livsmiljön för en sådan art.	Serious environmental damage
Ambitionsnivå	Omfattningen, inriktningen och graden av detaljrikedom i en efterbehandlingsutredning.	Level of ambition
Ansvarig för att avhjälpa en föroreningskada	Den som har orsakat eller bidragit till uppkomsten av en föroreningskada eller allvarlig miljöskada eller som är juridiskt ansvarig för utredningar och åtgärder för föroreningskadan (som har sitt upphov i verksamhet som har ägt rum efter 1 augusti 2007). Se även efterbehandlingsansvarig.	Responsible for remediation of contamination
Ansvarsutredning	Utredning som syftar till att ange vilka som är juridiskt ansvariga för utredningar och åtgärder på ett efterbehandlingsobjekt.	Liability study
Antropogent tillskott	Den del av ett ämnes förekomst som har orsakats av mänsklig aktivitet.	Anthropogenic contribution
Avhjälpan	Utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa en föroreningskada eller allvarlig miljöskada. Definitionen avser lagstiftningen från och med 1 augusti 2007.	Remediation
Bakgrundsexponering / Exponering från andra källor	En persons eller en organisms intag av ett ämne från andra källor än förorenade områden, till exempel via födan eller inandning.	Background exposure / Exposure from other sources
Bakgrundshalt	Summan av naturlig halt och antropogent diffust tillskott.	Background concentration
Barriär	En fysisk eller hydraulisk konstruktion som är avsedd att hindra spridning eller exponering av föroreningar.	Barrier
Behandling på annan plats	Behandling av schaktade eller muddrade massor samt vatten från ett efterbehandlingsobjekt, på annan plats med föregående transport.	Off-site treatment
Behandling på plats	Behandling av massor eller vatten på ett efterbehandlingsobjekt, utan föregående transport. Behandlingen kan ske <i>in situ</i> eller <i>ex situ</i> .	On-site treatment

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Belastning	Den föroreningsmängd (totalt eller per tidsenhet) som transporteras till en grundvatten- eller ytvattenrecipient från ett förorenat område.	Contaminant load
Beräkningsprogram	Det Excel-dokument som används för beräkningar av generella eller platsspecifika riktvärden för mark enligt Naturvårdverkets riktvärdesmodell.	Computer program for calculation of guideline values
Beviskedja	Resultat av undersökningar som "bevisar" eller styrker delar eller hela orsakskedjan mellan förekomst av förorening och negativ effekt. Om resultat från flera oberoende angreppssätt styrker orsakssambanden blir riskkaraktiseringen säkrare.	Line of evidence
Branschspecifikt riktvärde	Ett rekommenderat riktvärde som endast gäller för vissa typer av välbeskrivna objekt där föroreningarna härstammar från en bestämd typ av verksamhet, till exempel bensinstationer. Gäller för många men inte alla objekt av samma typ.	Sector specific guideline value
Delmodeller	Ett flertal delmodeller bygger upp Naturvårdverkets riktvärdesmodell för förorenad mark. Dessa delmodeller beskriver metoder bl.a. för att beräkna föroreningstransport och exponering. De uttrycks matematiskt med hjälp av ekvationer och bygger på en konceptuell modell som anger under vilka förhållanden som den matematiska modellen är giltig.	Model compartments
Deponering	Långsiktig förvaring av avfall (t.ex. förorenade massor) med syfte att slutligt omhänderta det.	Land disposal, land filling
Destruktionsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att destruera föroreningsämnen. Destruktionsmetoder är således uteslutande tillämpliga på organiska ämnen. Exempel på destruktionsmetoder är förbränning och olika kemiska och biologiska nedbrytningsmetoder.	Destruction methods
Deterministisk riskbedömning	I en deterministisk riskbedömning används bestämda värden för att beskriva variabilitet samt säkerhetsfaktorer för att beskriva osäkerhet. Resultatet redovisas som ett distinkt värde för den risk som undersöks.	Deterministic risk assessment
Diffus källa	En källa till förorening där källan inte kan definieras väl.	Diffuse pollution source
Diffust tillskott	Den del av ett ämnes förekomst som inte kan hänföras till punktkällor.	Diffuse pollution contribution
Diffust utsläpp	Utsläpp av föroreningar där spridningen av föroreningsämnen inte kan avgränsas väl. Utsläppet kan härstamma från antingen punktkällor eller diffusa källor.	Diffuse pollution discharge
DNAPL	Vätska som är tyngre än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten. DNAPL förekommer därför ofta i fri fas. Se även LNAPL.	Dense, non-aqueous phase liquid
Effektanalys	Del av riskbedömningen. Beskriver vid vilka koncentrationer eller doser negativa effekter uppstår.	Effect assessment/toxicity assessment/dose-response assessment
Efterbehandling	Se efterbehandlingsåtgärd.	Remediation
Efterbehandlingsansvarig	Den som är juridiskt ansvarig för att i skäligen omfattning utföra efterbehandling av förorenade områden (som har sitt upphov i verksamhet som har ägt rum före 1 augusti 2007). Såväl verksamhetsutövare som fastighetsägare kan vara efterbehandlingsansvariga. Se även ansvarig för att avhjälpa en föroreningskada.	Responsible party
Efterbehandlingsobjekt	En plats som är förorenad och som därför kan vara eller har varit föremål för efterbehandlingsåtgärder.	Remediation site

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Efterbehandlingsåtgärd	En åtgärd som syftar till att eliminera eller minska den nuvarande och framtida påverkan på människors hälsa, miljön eller naturresurser från föroreningar i mark, grundvatten, sediment, deponier, byggnader och anläggningar.	Remedial action
Enskilda intressen	Intressen som rör privatpersoner, företag eller organisationer.	Individual interests
Entreprenör	Det företag som åtar sig att genomföra och implementera de fysiska efterbehandlingsåtgärder som har beslutats. Entreprenörens arbete vägleds av åtgärdskrav.	Remedial contractor
Envägskoncentration	Beräknas för enskilda exponeringsvägar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark. För den enskilda exponeringsvägen är det den halt i jorden som beräknas ge en exponering som inte överskrider de av Naturvårdsverket valda acceptabla nivåerna, antaget att exponering endast sker genom denna exponeringsväg. Envägskoncentrationer för de olika exponeringsvägarna viktas ihop till ett ojusterat integrerat hälsoriktvärde.	Single exposure pathway concentration
Exponeringsanalys	Del av riskbedömningen. Beskriver människors, växters och djurs exponering av föroreningar utifrån uppmätta halter i olika kontaktmedier.	Exposure assessment
<i>Ex situ</i> behandling	Behandling av massor eller vatten från ett efterbehandlingsobjekt efter att dessa har förflyttats från sitt ursprungliga läge genom schaktning, muddring, pumpning eller motsvarande. <i>Ex situ</i> behandling kan ske på plats eller på annan plats.	<i>Ex situ</i> treatment
Fastläggning	Kemiska, fysikaliska eller biologiska processer som ändrar föroreningars kemiska bindningar på ett sätt som minskar deras rörlighet.	Immobilization
Fixeringsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att minska biotillgängligheten och hindra fortsatt spridning av föroreningsämnen med hjälp av kemiska eller biologiska tillsatser.	Fixation methods
Fri fas	Förekomsten av en substans i ett mark- eller vattenområde som till största del har behållit sin egen fysikaliska karaktär, oberoende av det medium den befinner sig i, till exempel olja på grundvattenytan. Se även DNAPL och LNAPL.	Free phase
Fyllning, fyllnads-massor	Av människan tillförda massor som kan bestå av sten, grus, byggavfall, jord, schaktmassor, spån, slagg osv.	Fill, filling material
Fördjupad riskbedömning	En riskbedömning av ett förorenat område då de specifika förhållandena gör att relevanta rikt- och gränsvärden saknas, förutsättningarna för värdena inte uppfylls eller osäkerheterna runt riskerna är stora. Andra metoder än Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för mark behövs användas för delar av eller hela riskbedömningen.	Detailed risk assessment
Förenklad riskbedömning	En riskbedömning av ett förorenat område där förutsättningarna medger att generella och platsspecifika rikt- och gränsvärden används. Naturvårdsverket riktvärdesmodell för mark kan användas.	Basic risk assessment
Förorenat område	Ett relativt väl avgränsat område (mark- eller vattenområde, byggnader och anläggningar) där en eller flera föroreningar förekommer.	Contaminated site
Förorening	Ett ämne som härrör från mänsklig aktivitet och som förekommer i jord, berg, sediment, vatten eller byggnadsmaterial i en halt som överskrider bakgrundshalten.	Contaminant

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Föroreningars farlighet	Ett mått på hur hälso- och miljöfarliga de föroreningar som förekommer i ett förorenat område är utifrån deras inneboende egenskaper (utan hänsyn till exponering).	Contaminant hazard
Föroreningsnivå	Graden av förorening i ett förorenat område. Inkluderar föroreningarnas koncentration, mängd och volym.	Degree of contamination
Föroreningsskada	En miljöskada som genom förorening av ett mark- eller vattenområde, grundvatten, en byggnad eller en anläggning kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Definitionen avser lagstiftningen efter 1 augusti 2007.	Pollution
Förväntansnivå	Vilka åtgärdsåtgärdsalternativ som kan uppnås genom ett bestämt åtgärdsalternativ.	Level of expectation
Generellt riktvärde	Ett av Naturvårdsverket rekommenderat riktvärde som gäller för hela landet. Gäller för många men inte alla efterbehandlingsobjekt. Är inte juridiskt bindande. Anger en nivå under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlings-sammanhang.	Generic guideline value
Givet scenario	Ett scenario som är fördefinierat i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och beräkningsprogram.	Predefined scenario
Gränsvärde	En haltgräns (till exempel en miljökvalitetsnorm eller dricksvattennorm) som om den överskrids kan innebära juridiska, ekonomiska eller andra påtagliga konsekvenser. Se även riktvärde.	Limit value
Huvudman	Den som är ansvarig för att genomföra efterbehandlingsutredningar eller efterbehandlingsåtgärder. Kan, men behöver inte, vara samma som efterbehandlingsansvarig.	Remedial principal
Hälsoriskbaserat riktvärde	Den halt av förorening i ett medium över vilken risk för oönskade effekter på människor kan föreligga.	Guideline value for health effects
Immobiliseringsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att minska biotillgängligheten och hindra fortsatt spridning av föroreningsämnen. Exempel på immobiliseringsmetoder är stabilisering, solidifiering, fastläggning, fixering och inneslutning.	Immobilization methods
Inneslutningsmetoder	Anläggning av barriärer som omsluter ett efterbehandlingsobjekt för att hindra eller väsentligt reducera tillförsel av vatten eller syre till det förorenade materialet i syfte att förhindra spridning och exponering av föroreningarna.	Encapsulation methods
<i>In situ</i> behandling	Behandling av förorenade medier direkt i mark i syfte att minska föroreningsmängden.	<i>In situ</i> treatment
Koncentrationsmetoder	Behandlingsmetoder som syftar till att koncentrera föroreningsämnena till en mindre volym som därefter kan omhändertas genom deponering, inneslutning eller destruktion. Exempel på koncentrationsmetoder är vakuumextraktion, jordtvätt och termisk desorption.	Concentration methods
Konceptuell modell	En förenklad illustration eller beskrivning av hur man uppfattar det berörda området; hur det ser ut fysiskt och hur man tror att det fungerar i termer av föroreningskällor, skyddsobjekt, förorenings-spridning, exponering, osv.	Conceptual model
Kronisk toxicitet	Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid långvarig eller upprepad exponering.	Chronic toxicity

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Kvalitativa data	Data som inte kan preciseras med hjälp av siffervärde, dvs. inte är kvantitativt, men som ändå kan beskrivas med hjälp av andra egenskaper.	Qualitative data
Kvantitativa data	Data som med hjälp av siffervärde kan preciseras, till exempel som en mängd, ett flöde eller en volym.	Quantitative data
Känslighet	En bedömning av hur mottagliga exponerade människor är för föroreningar på ett område. Bedöms på gruppnivå.	Sensitivity
Känslig mark-användning (KM)	Markanvändning där föroreningsnivåer normalt inte begränsar markanvändningen och där grundvatten och ytvatten intill området skyddas. Marken kan användas för bostäder, jordbruk, skolor och liknande. Finns fördefinierad som ett givet scenario i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark.	Sensitive land use
LNAPL	Vätska som är lättare än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten. LNAPL förekommer därför ofta i fri fas. Se även DNAPL.	Light, non-aqueous phase liquid
Markanvändning	Det ändamål för vilket ett mark- eller vattenområde utnyttjas eller kommer att utnyttjas.	Land use
Markanvändnings-restriktioner	Begränsningar i tillåten användning av mark- eller vattenområden för att förhindra negativa effekter orsakade av föroreningar i ett område. Implementeras normalt med hjälp av administrativa åtgärder.	Land use restrictions
Markområde	Ett avgränsat landområde som i varierande omfattning innehåller jord, berg, markvatten, grundvatten, porluft, marklevande organismer eller marklevande växter.	Land area
Medium	Mark, luft, grundvatten, sediment och ytvatten samt material i byggnader och anläggningar.	Medium
MIFO	Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden. Metodiken används för riskklassning.	Method for inventories of contaminated sites
Miljöriskbaserat riktvärde	Den halt av förorening i ett medium över vilken risk för oönskade effekter på miljö kan föreligga.	Guideline value for environmental effects
Miljö kvalitetsnorm (MKN)	Anger förorenings- eller störningsnivå som efter en viss tidpunkt inte får eller bör över- eller underskridas eller som ska eftersträvas. En miljö kvalitetsnorm kan omfatta ett visst geografiskt område eller hela landet. Regeringen föreskriver vilka normer som ska gälla i landet. Miljö kvalitetsnormer är juridiskt bindande.	Environmental quality standard (EQS)
Miljöriskområde	Ett allvarligt förorenat område för vilket länsstyrelsen enligt 10 kap. miljöbalken beslutat om begränsningar i markanvändningen eller andra försiktighetsmått.	Environmental risk area
Mindre känslig mark-användning (MKM)	Markanvändning där föroreningsnivåer begränsar markanvändningen och där skyddet av hälsa och markmiljö på området är mindre omfattande än för känslig markanvändning. Grundvattnet är skyddat på ett visst avstånd från området. Marken kan användas för kontor, handel, industri, trafikaneläggning och dylikt. Finns fördefinierad som ett givet scenario i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark.	Less sensitive land use
Multikriterieanalys (MKA)	Ett verktyg för att jämföra åtgärdsalternativ genom en strukturerad sammanvägning av ekonomiska, tekniska, sociala, kulturella och ekologiska faktorer.	Multi-criteria analysis (MCA)
Mätbara åtgärds mål	En utveckling av de övergripande åtgärds målen till kvantifierbara mål. Utgör underlag för formulering av åtgärds krav.	Quantifiable remedial objectives

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Naturfrämmande ämne	Ett ämne som inte finns naturligt i ekosystemet, dvs. har skapats av människan, eller vars förekomst i naturen till största del beror på mänsklig inverkan.	Unnatural substance
Naturlig halt	Den halt av ett ämne som skulle föreligga utan antropogen påverkan, ofta uttryckt som förindustriell halt.	Natural concentration
Nollalternativet	Ingen åtgärd genomförs.	Baseline alternative
Objekt	Ett efterbehandlingsobjekt.	Site
Orsakskedja	Beskriver orsakssambanden mellan förekomst av förorening och negativa miljö- och hälsoeffekter som länkar i en kedja, till exempel förekomst av förorening som genom spridning ger upptag och negativ effekt i ett skyddsobjekt.	Causality
Platsspecifikt riktvärde	Ett riktvärde framtaget för ett specifikt objekt och dess speciella förutsättningar.	Site-specific guideline value
Probabilistisk riskbedömning	En riskbedömning där probabilistiskt angreppssätt används med sannolikhetsfördelningar för att beskriva variabilitet och osäkerhet i en eller flera av ingångsvariablerna. Resultatet redovisas som en sannolikhetsfördelning för den risk som undersöks. Även kallad sannolikhetsbaserad riskbedömning.	Probabilistic risk assessment
Problembeskrivning	Inledande moment i riskbedömningen. Kända eller misstänkta föroreningar, spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt redovisas i en konceptuell modell. Eventuella kunskapsluckor och behov av kompletterande undersökningar och utredningar identifieras.	Problem formulation
Problemägare	Efterbehandlingsansvarig eller ansvarig för att avhjälpa en föroreningsskada. Kan exempelvis vara verksamhetsutövare, fastighetsägare eller exploatör.	Problem owner
Projektering	Planering och specifikation i detalj för hur en efterbehandlingsåtgärd ska genomföras samt vilka krav som ska ställas på den entreprenör som genomför åtgärden.	Remedial design
Projektör	Den person eller det företag som projekterar en åtgärd.	Remedial designer
Punktkälla	En källa till förorening där källan kan definieras relativt väl.	Point source
Punktutsläpp	Utsläpp från en källa som sker vid en väldefinierad plats. Utsläppet kan bidra antingen till ett förorenat område eller leda till ett diffust tillskott.	Point discharge
Påverkansområde	Det område som påverkats eller på sikt kan komma att påverkas av föroreningarna från ett förorenat område.	Affected area
Recipient	Ett ytvattenområde eller grundvattenmagasin som tar emot föroreningar från ett förorenat område.	Recipient
Representativ halt	Den halt som bäst representerar risksituationen i kontakt- och spridningsmedier utan att risken underskattas. Valet av representativ halt är objektspecifikt och ett statistiskt mått bör väljas.	Representative value
Restaurering	Efterbehandlingsåtgärder vars huvudsyfte är att återställa ett efterbehandlingsobjekt (oftast ett vattenområde) till en god ekologisk status, så nära områdets ursprungliga (naturliga) skick som möjligt med rimliga insatser. Se också återställning.	Restoration
Resthalter	De halter av olika ämnen som förekommer på ett efterbehandlingsobjekt när åtgärderna är avslutade.	Residual concentrations

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Riktvärde	I efterbehandlings-sammanhang den föroreningshalt i ett medium under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel. Är inte juridiskt bindande. Se även gränsvärde.	Guideline value
Riktvärdesmodell	Ordet riktvärdesmodell används för att beteckna hela metodiken för att beräkna riktvärden, både den teoretiska beskrivningen och beräkningsprogrammet. Riktvärdesmodellen byggs upp av ett antal mindre modeller, se delmodeller.	Model for guideline values
Risk	Sannolikheten för och konsekvenserna av de negativa effekterna på hälsa, miljö eller naturresurser som ett förorenat område kan ge upphov till.	Risk
Riskbedömning	Den process som används för att identifiera och kvantitativt eller kvalitativt ta ställning till de risker med avseende på människors hälsa, miljön eller naturresurser som ett förorenat område kan ge upphov till. Utgör underlag till åtgärdsutredning och riskvärdering.	Risk assessment
Risikarakterisering	Del av riskbedömningen. Resultat från exponeringsanalysen utvärderas mot riskbaserade kriterier som tagits fram i effektanalysen.	Risk characterization
Risiklassning	En översiktlig form av riskbedömning som görs i samband med inventering enligt MIFO. Vid inventeringen riskklassas ett potentiellt förorenat område utifrån en fyrgradig skala. Risiklassningen är ett hjälpmedel som är tänkt att ligga till grund för prioriteringar och beslut om eventuella vidare undersökningar.	Risk classification
Riskreduktion	Den minskning av spridning eller exponering som erfordras för att riskerna ska ligga på en acceptabel nivå med hänsyn till hälsa, miljö och naturresurser.	Risk reduction
Risikvärdering	En jämförelse av lämpliga åtgärdsalternativ för ett enskilt efterbehandlingsobjekt där önskvärd riskreduktion ställs mot tekniska och ekonomiska möjligheter samt allmänna och enskilda intressen. Utgör underlag för slutligt val av åtgärder.	Remedial alternative selection process
Sanering	Efterbehandlingsåtgärder som helt eller delvis avlägsnar eller förstör föroreningar inom ett efterbehandlingsobjekt.	Cleanup
Sannolikhetsbaserad riskbedömning	Se probabilistisk riskbedömning.	Probabilistic risk assessment
Scenario	Ett scenario är en komplett uppsättning av indata (förorenat område, markanvändning, geologi, exponeringsförhållanden och dylikt) till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för att beräkna riktvärden för ett specifikt eller generellt fall.	Scenario
Separationsmetoder	Se koncentrationsmetoder.	Separation methods
Skyddsobjekt	Människor, djur, växter, naturresurser, områden eller ekosystem som man önskar skydda mot skadliga effekter.	Risk objects
Skyddsvärde	En bedömning av hur angeläget det är att skydda arter eller ekosystem som exponeras för föroreningar. Skyddsvärdet baseras huvudsakligen på förekomsten av värdefull natur.	Intrinsic value
Solidifieringsmetoder	Behandlingsmetoder som omvandlar jord- eller sedimentmassor till en enda kropp som begränsar vattenomströmningen så att utlakning av föroreningar minskas.	Solidification methods
Spridningsförutsättningar	Se utbredning och spridningsförutsättningar.	Transport conditions

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Stabiliseringsmetoder	Behandlingsmetoder som omvandlar föroreningar i jord- eller sedimentmassor till en svårslakbar form, vilket gör dem mindre rörliga.	Stabilization methods
Störningar	Påverkan under genomförande av en efterbehandlingsåtgärd, oftast tillfällig, som normalt inte innebär ökade risker för hälsa, miljö eller naturresurser om tillräckliga skyddsåtgärder vidtas. Typiska störningar är olika emissioner, ökad trafik, buller, damning och lukter samt inskränkningar av pågående verksamheter, avspärningar, omflyttningar, m.m.	Disturbances
Tillsyn	Tillsyn enligt miljöbalken delas upp i operativ tillsyn och vägledning. Operativ tillsyn innebär att en tillsynsmyndighet kontrollerar att lagen följs och ger information och råd direkt gentemot den som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd (verksamhetsutövare). Tillsynsvägledning innebär att en tillsynsmyndighet ger stöd och råd till de operativa tillsynsmyndigheterna samt samordnar, följer upp och utvärderar den operativa tillsynen.	Enforcement
Tillsynsmyndighet	Ett samhällsorgan som har befogenhet att utöva tillsyn avseende ett reglerat ämnesområde. Exempel på operativa tillsynsmyndigheter enligt miljöbalken är kommuner (kommunala nämnder), länsstyrelser och vissa centrala myndigheter. Naturvårdsverket är en av de centrala myndigheterna som har vägledningsansvar för tillsyn enligt miljöbalken.	Enforcement agency
UCLM	Övre konfidensgränsen för medelhalten. Anger en övre gräns för hur hög "den sanna" medelhalten rimligen kan vara, givet en viss säkerhet. Önskad säkerhet anges som en konfidensgrad.	Upper confidence limit of the mean
Urvalskriterier	Kriterier som används i riskvärderingen för att välja åtgärdsalternativ. Kan avse måluppfyllelse, teknik och ekonomi samt allmänna och enskilda intressen m.fl.	Remedial alternative selection criteria
Utbredning och spridningsförutsättningar	Nuvarande utbredning av föroreningar och förutsättningar för vidare spridning i miljön.	Fate and transport conditions
Utvärderingskriterier	Kriterier som används i åtgärdsutredningen för att sälla fram lämpliga åtgärdsalternativ. Kan avse uppfyllelse av övergripande åtgärds mål och intressenternas förutsättningar, teknisk genomförbarhet, uppnådda resultat, kostnader, risker under och efter genomförandet, störningar, m.m.	Remedial alternative evaluation criteria
Vattenområde	Ett avgränsat område som helt täcks av vatten och som i varierande omfattning innehåller ytvatten, sediment, växt- och djurplankton, bottenlevande organismer, frimmande (pelagiska) organismer eller bottenlevande växter.	Water area
Verksamhetsutövare	Den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningskada eller allvarlig miljöskada och som därmed är juridiskt ansvarig för att avhjälpa skadan.	Operator
Återställning	Åtgärder som syftar till att återupprätta ett tidigare tillstånd. Se också restaurering.	Rehabilitation
Åtgärdsalternativ	En eller flera åtgärds metoder som tillsammans kan användas för att uppfylla övergripande åtgärds mål. Exempel på sådana metoder kan vara urschaktning, harpning och siktning, termisk behandling och återfyllning. Ofta utvärderas flera likartade åtgärdsalternativ med varierande omfattning eller förväntansnivåer.	Remedial alternative

Svenskt begrepp	Förklaring	Motsvarande begrepp på engelska
Åtgärdsbehov	Det behov av efterbehandlingsåtgärder som finns på ett efterbehandlingsobjekt. Åtgärdsbehovet kan men behöver inte vara motiverat av risker för hälsa, miljö eller naturresurser.	Need for remediation
Åtgärdskrav	En precisering i mätbara och kalkylerbara termer som ställs på efterbehandlingsåtgärder för att säkerställa att åtgärdsmålen blir uppfyllda.	Specific remediation requirements
Åtgärdsmetod	Tillämpning av en eller flera åtgärdstekniker för att lösa ett specifikt tekniskt problem, till exempel en termisk behandlingsanläggning. En sådan anläggning nyttjar ofta en rad åtgärdstekniker för masshantering, torkning, förbränning, hantering av rökgaser, osv.	Remediation method
Åtgärds mål	Se övergripande respektive mätbara åtgärds mål.	Remediation objectives
Åtgärdsteknik	Ett specifikt sätt att lösa ett generellt tekniskt problem, till exempel destruktion av en organisk förorening genom förbränning. Det finns oftast flera konkurrerande tekniker som kan lösa samma problem.	Remediation technology
Åtgärdsutredning	En utredning som belyser lämpliga åtgärdsalternativ för ett efterbehandlingsobjekt och alternativens respektive konsekvenser i form av riskreduktion, kostnader och andra relevanta aspekter. Utgör underlag för riskvärdering.	Remedial alternative evaluation process, feasibility study
Övergripande åtgärds mål	Det övergripande syftet eller syftena med en efterbehandlingsåtgärd. Utgör underlag för riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering.	Remediation goals

Riktvärden för förorenad mark

RAPPORT 5976

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5976-7
ISSN 0282-7298

Modellbeskrivning och vägledning

Det finns ett stort antal förorenade områden i landet. Utredning av vilka risker ett förorenat område kan innebära för människors hälsa eller miljön och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet i Sverige.

Den här rapporten ingår i en serie om tre vägledande rapporter. ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” är en övergripande rapport som beskriver utredningsprocessen för ett förorenat område. I rapporten ”Riskbedömning av förorenade områden” ger vi vägledning i att bedöma miljö- och hälsorisker. Ett av flera verktyg i riskbedömningen är riktvärden. Modellbeskrivning och vägledning till vår riktvärdesmodell för mark ger vi i rapporten ”Riktvärden för förorenad mark”.

Vår målsättning med rapporterna är att tillhandahålla en metodik för ett effektivt och kvalitetssäkrat arbete med efterbehandling av förorenade områden, i ett långsiktigt och hållbart perspektiv. Vägledningen vänder sig till aktörer inom efterbehandlingsområdet; i första hand tillsynsmyndigheter men också konsulter, verksamhetsutövare, fastighetsägare och övriga aktörer.

