

# Bilaga 1 - Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen

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.

# 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 och transportparametrar för växter 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). 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 68,5 respektive 83,6 kg.

För ämnen som påverkar arvsmassan (genotoxiska ämnen) beräknas ett livs-tidsmedelvärde 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 100 procent 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 m<sup>2</sup>.

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

Den antagna jordexponeringen (mängd jord per m<sup>2</sup> exponerad hudyta, 2000 mg/m<sup>2</sup>) 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 (andningsvolymen) som används i riktvärdesmodellen är 20 m<sup>3</sup>/dag för vuxna och 7,6 m<sup>3</sup>/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.

I justeringen av Henrys konstant, se Elert, 2016, används en integrationstid ( $T_{int,H}$ ) och en mäktighet på det förorenade jordlagret ( $Z_{thick}$ ). Värdet på dessa är 1 år respektive 2 meter.

#### 1.1.5 Inandning av damm

Mätningar av partikelhalt i luft har genomförts i relativt stor omfattning i Sverige. Ofta mäts partikelfraktionerna 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, PM2.5, som i stort sett motsvarar fina partiklar som kan nå lungblåsorna. Andelen PM2.5 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/m<sup>3</sup> (Socialstyrelsen, 2005). I stadsmiljö är bakgrunden cirka 14-20 µg/m<sup>3</sup>, men kan i trafikerade gatumiljöer vara betydligt högre och är på många platser över den miljö kvalitetsnorm som finns, maximalt 40 µg/m<sup>3</sup> i årsmedelvärde.

Halten damm från ett förorenat område i utomhusluft beräknas utifrån bakgrundshalten av damm i stadsmiljö på 20 µg/m<sup>3</sup> och antaganden att upp till hälften av PM10-halten kan ha mineralogent ursprung, varav 50 procent härrör från det förorenade området. Detta ger ett årsmedelvärde av 5 µg/m<sup>3</sup> som bedöms vara rimligt konservativt. 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 de undersökningarna 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 till 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.

Skrymdensitet för jordar med lerig till sandig textur varierar mellan 1,28 till 1,61 kg/dm<sup>3</sup> (Marshall m.fl., 1996). Valt värde för de fördefinierade jordarterna är 1,5 kg/dm<sup>3</sup>.

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 lermineraller, vilket gör att man får en viss fastläggning även i jordar med mycket lågt 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 <sup>3</sup> por /dm <sup>3</sup> jord
Vattenhalt i jorden	0,32	beräknat från data för olika jordarter	0,11	0,31	0,39	dm <sup>3</sup> vatten /dm <sup>3</sup> jord
Lufthalt i jorden	0,08	uträknat från vattenhalt och porositet	0,24	0,09	0,06	dm <sup>3</sup> luft /dm <sup>3</sup> 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 <sup>3</sup>

### 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 m<sup>2</sup>, 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-horisinten har uppmätts till mellan 2 och 7 mg/l (Fröberg m.fl., 2006). 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 zonens tjocklek, akviferens mäktighet, antas vara 10 m.

För scenarier där föroreningen ligger under grundvattenytan ges som standardvärde ett djup 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 Inträngning av ångor i hus och föroreningstransport till utomhusluft

För 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 under-



sökningar 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 m<sup>3</sup>/d. Som standardvärde har valts ett värde på den lägre nivån 2,4 m<sup>3</sup>/d, eftersom en stor andel markluft från tilluft kan förväntas i hus med lägre luftomsättning.

Djupet från dränerande lager under huset till förorening antas vara 0,35 m. Diffusivitet av föroreningar i luft antas vara 0,7 m<sup>2</sup>/dag och i vatten 0,000086 m<sup>2</sup>/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 ämnen i växter

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

- bulkdensitet på blad (800 kg våtvikt/m<sup>3</sup>) och rotsaker (1000 kg våtvikt/m<sup>3</sup>)
- konduktans i blad (80 m/dag)
- despositionskonstant för resuspendrad jord (0,01 dimensionslös)
- undre respektive övre gräns vid beräkning av  $K_{ow}$  (0,3 respektive 200 000 l/kg)
- volymfraktion av fett i rotsaker (0,005 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)
- korrektionsfaktor för skillnad mellan fett i rotgrönsaker och oktanol (0,77 dimensionslös)

Från ECB har parametervärden hämtats för:

- bladvolym (0,002 m<sup>3</sup>)
- bladarea (5 m<sup>2</sup>)
- transpirationsflöde i blad- och rotgrönsaker (0,001 m<sup>3</sup>/d)
- volymfraktion av fett i bladgrönsaker (0,01 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)
- hastighetskonstant för utspädning på grund av tillväxt i blad (0,035 d<sup>-1</sup>)
- korrektionsfaktor för skillnad mellan fett i bladgrönsaker och oktanol (0,95 dimensionslös)

Rotvolym (0,001 m<sup>3</sup>) 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 rot delen (0,001 d<sup>-1</sup>). I Trapp användes värden mellan 0,1 och 0,01 d<sup>-1</sup>.

### **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 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		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		Antaget 100% vistelse inomhus	
Konsumtion av grönsaker, barn	$CV_{child}$	kg/dag	0,25	0	Baserat på Livsmedelsverket, 2006	se avsnitt 1.1
Konsumtion av grönsaker, 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	$\rho_b$	kg/dm <sup>3</sup>	1,5		Baserat på van den Berg R. et al, 1995	
Viktfraktionen organiskt kol i jorden	$f_{oc}$	-	0,02		Baserat på Lundin m.fl., 2005	
Jordens vattenhalt	$\theta_w$	dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>	0,32		Baserat på van Genuchten. 1980	
Jordens lufthalt	$\theta_a$	dm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup>	0,08		Beräknat	
Längd av det förorenade området i flödesriktningen	L	m	50		Antaget	
Bredd av det förorenade området tvärs grundvattnets flödesriktning	W	m	50		Antaget	
Föroreningens djup under grundvattnytan	$Z_f$	m	1		Antaget	
Luftvolym inne i huset	$V_{house}$	m <sup>3</sup>	240		Beräknat	
Luftomsättning i huset	$l_{house}$	dag <sup>-1</sup>	12		Baserat på Boverket, 2006 och Clavensjö och Åkerblom, 1992	
Yta under huset	$A_{house}$	m <sup>2</sup>	100		Antaget	
Djup till förorening från dränerande lager	Z	m	0,35		Antaget	
Grundvattenbildning	$I_r$	mm/år	100		Baserat på Grip och Rodhe, 1994, SMHI, 2002 och Rodhe m.fl., 2006	
Hydraulisk konduktivitet	K	m/s	0,00001		Modifierat efter NV, 1999a	
Hydraulisk gradient	i	m/m	0,03		Antaget	
Akviferens mäktighet	$d_{aq}$	m	10		Antaget	
Avstånd från det förorenade området till brunnen, KM resp. MKM	$X_{well}$	m	0	200	Antaget KM	Antaget MKM
Sjövolym	$V_{lake}$	m <sup>3</sup>	1000000		Antaget	

NATURVÅRDSVERKET  
2016-06-20

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Riktvärden för förorenad mark - Rapport 5976

Scenarioparameter	Beteckning	Enhet	KM	MKM	Referens KM	Referens MKM
Sjöns omsättningstid	$t_{lake}$	år	1		Antaget	
Vattenföring i ytvatten	$Q_{sw}$	$m^3/s$	0,032		Antaget	
Halt mobilt organiskt kol	DOC	kg/l	0,000001		Motsvarar halt i 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 rotgrönsaker	$r_{root}$	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 rotgrönsaker	$f_{root}$	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 damm inomhus från förorenat område	$f_{d-in}$	0,5	-	Baserat på Putaud, 2003 och Hedberg 2001
Andel damm utomhus från förorenat område	$f_{d-out}$	0,5	-	Baserat på Putaud, 2003 och Hedberg, 2001
Anriktningsfaktor för föroreningar i finfraktion	$f_{dust}$	5	-	Young m.fl., 2001
Andningsvolym, barn	$BR_{child}$	7,6	$m^3/dag$	Baserat på van den Berg, 1995
Andningsvolym, 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

NATURVÅRDSVERKET  
2016-06-20

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Riktvärden för förorenad mark - Rapport 5976

Parameter	Bet.	Värden	Enhet	Referens
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 <sup>3</sup> /dag	Baserat på WHO, 2004a och Livsmedelsverket, 2006
Vattenkonsumtion, vuxen	$WC_{adult}$	2	dm <sup>3</sup> /dag	Baserat på WHO, 2004a och Livsmedelsverket, 2002
Viktsfraktion 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 <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	ECB, 2003c
Bulkdensitet, blad (våtvikt)	$\rho_{leaf}$	800	kg/m <sup>3</sup>	Baserat på RIVM, 2001f
Hastighetskonstant för utspädning p.g.a. tillväxt, bladgrönsaker	$k_{G\_leaf}$	0,035	d <sup>-1</sup>	ECB, 2003c
Bladvolum	$V_{leaf}$	0,002	m <sup>3</sup>	ECB, 2003c
Bladarea	$A_{leaf}$	5	m <sup>2</sup>	ECB, 2003c
Transpirationsflöde, bladgrönsaker	$Q_{leaf}$	0,001	m <sup>3</sup> /d	ECB, 2003c
Konduktans	$g_{leaf}$	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 (resuspension av 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 <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	Baserat på RIVM, 2001f
Bulkdensitet, rot (våtvikt)	$\rho_{root}$	1000	kg/m <sup>3</sup>	Baserat på RIVM, 2001f
Hastighetskonstant för utspädning p.g.a. tillväxt, rotgrönsaker	$k_{G+E\_root}$	0,001	d <sup>-1</sup>	Trapp, 2002
Rotvolum	$V_{root}$	0,001	m <sup>3</sup>	Trapp, 2002
Korrektionsfaktor fett i rotgrönsaker oktanol	$b_{root}$	0,77	-	Baserat på RIVM, 2001f
Transpirationsflöde, rotgrönsaker	$Q_{root}$	0,001	m <sup>3</sup> /d	ECB, 2003c
Integrationstid för justering av Henrys konstant	$T_{int\_H}$	1	år	Antaget
Mäktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	$Z_{thick}$	2	m	Antaget

## 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 ( $K_d$ -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 relevanta 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, 2006). 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 motsvarar 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, DDT-föreningar och organiska tennföreningar) 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 Henrys konstant

Värdena för Henrys konstant är i första hand hämtade från RIVM (2001a) och USEPA (2012). För ämnen som förekommer i olika isomerer (kresol, xylen) har ett medelvärde beräknats av de angivna värdena för de enskilda isomererna. För dioxin, DDT-föreningar, organiska tennföreningar 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 enligt:

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

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 Sammanvägning av andra parametrar

För organiska tennföreningar görs även en sammanvägning av toxdata, riktvärden för markmiljö samt haltkriterier för skydd av grundvatten och ytvatten. Sammanvägningen av TDI görs enligt följande ekvation:

$$TDI_{eff} = \frac{1}{\sum f_i / TDI_i}$$

där:

$TDI_{eff}$	är det effektiva värdet för TDI för blandningen
$TDI_i$	är TDI-värdet för den enskilda komponenten
$f_i$	är andelen av den enskilda komponenten i blandningen

Sammanvägningen av riktvärden för skydd av markmiljön ( $E_{KM}$  och  $E_{MKM}$ ) görs på ett analogt sätt.

Sammanvägningen av haltkriteriet för grundvatten tar även hänsyn till lakbarheten av komponenten och beräknas enligt:

$$C_{crit\_gw\_eff} = \frac{1}{\sum f_i C_{crit\_gw\_i} / Koc_i}$$

där:

$C_{crit\_gw\_eff}$	är det effektiva värdet för haltkriteriet för blandningen
$C_{crit\_gw\_i}$	är haltkriteriet för den enskilda komponenten
$f_i$	är andelen av den enskilda komponenten i blandningen
$Koc$	är Fördelningsfaktor mellan organiskt kol och vatten

### 2.1.5 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 löslighet i vatten, vilka företrädesvis har hämtats från RIVM (2001a),  $K_{oc}$  och Henrys konstant. För ämnen som inte finns i RIVM:s sammanställning används lösligheten som rapporteras i modellen JAGG (Miljöstyrelsen, 2006a), respektive EPI Suite (USEPA, 2012).

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, PCB, aldrin-dieldrin, DDT, diuron, irgarol, kvintozen och organiska tennföreningar 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 bioupptagsfaktorer ( $BCF_{root}$ ,  $BCF_{stem}$ ) för metaller i växtdelar har gjorts. Datasammanställningar som ingick i genomgången inkluderar IAEA, 1994 och 2001, RIVM, 2001b och 2007a, Coughtrey m.fl., 1983. Upptagsfaktorer varierar mycket, ofta över flera tiopotenser, mellan växtarter, växtdelar och markförhållanden. Upptagsfaktorerna för metaller i rotdeklar respektive ovanjordensdelar av olika växter har tagits från RIVM, 2001b och 2007a 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.

Bioupptagsfaktorer 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 bioupptagsfaktorer. Använda data redovisas i tabell A3.3. För arsenik har en lägre bioupptagsfaktor 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 intag,  $RISK_{or}$ , (genotoxiska carcinogena ämnen).
- Referenskoncentration i luft, RfC, (icke genotoxiska ämnen) eller riskbaserat 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 presenterade i ett antal publikationer från WHO, EFSA, ATSDR och USEPA (inklusive databasen IRIS). 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 gjorda baserat 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 benzo(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-värdena 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 utvärderade proverna. Undersökningar av de genotoxiska och carcinogena egenskaperna av tyngre PAH visar att den sammanlagda effekten av flera PAH-föreningar kan överstiga 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 benso(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 därav 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 och 2004).

För benzo(a)pyren finns det många experimentella studier för hudupptag från jord. USEPA, 2001 och 2004 utgår ifrån dessa för att rekommendera 13 procent absorptionsfaktor för benzo(a)pyren. En hudupptagsfaktor på 13 procent rekommenderas även som standardvärde för hela gruppen PAH.

För dioxinkongen 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 och 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).

För bekämpningsmedel används generellt en hudupptagsfaktor på 10% (USEPA, 2015) med undantag för DDT-föreningar, diuron och Irgarol.

### 2.3.3 Akut toxicitet

Koncentrationen i jord där påtagliga akuttoxiska effekter inte kan uteslutas 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 Miljöriskbaserade riktvärden för mark

Använda miljöriskbaserade riktvärden för mark 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, 1998a, 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) eko-mark screenings nivåer (eco-SSL), US Departement 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, evertebrater, 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 enartstester 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 medelvärdet 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. Förutom att skydda markmiljön och markens funktion så är ambitionen med riktvärdena även att skydda djur som vistas och söker föda på det förorenade området. Detta kallas i den internationella litteraturen för ”secondary poisoning” eftersom det inte är en direkt effekt av föroreningen i jorden utan utgår från att föroreningar

överförs till ett sekundärt medium som utgör föda. De generella riktvärdena för markmiljön tar i viss mån hänsyn till skydd av fåglar och däggdjur, men detta gäller inte för alla ämnen och kanske inte alltid till nivåer som ger ett säkert skydd. Det finns flera orsaker till att de generella riktvärdena inte i full utsträckning tar hänsyn till skydd av djurlivet. Dels finns det problem med att beräkna vid vilka haltnivåer i mark som negativa effekter uppkommer. Ett komplicerat exponerings-scenario ska beskrivas på ett rimligt enkelt sätt med en tillräckligt bra precision och dessutom ska de data som behövs för beräkningen finnas tillgängliga. Vid framtagningen av riktvärdena har en jämförelse gjorts med data som organisationer såsom RIVM, USEPA och CCME har tagit fram värden för effekter på djur. Detta gäller främst metaller och organiska ämnen med potential för bioackumulat-ion (t.ex. dioxiner, DDT, aldrin, dieldrin och PAH).

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 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 avvikelse 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 avvikelse 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 lantbruksuniversitets (SLU, 2007). 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 Vänerns 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) dataanalys ”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, Vänern och Vätterns tillflöden, cirka 7000 prov från SRK och cirka 2000 från ITM. För kvicksilver var antalet analyser i tidigare sammanställning litet och en komplettering har gjorts med senare data från SLU:s databas för sjöar och vattendrag, (SLU, 2016). 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	0,0005	0,01	0,01	0,0004	0,10			
10-perc	0,07	0,003	0,017	0,13	0,20	0,0009	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	0,0015	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	0,0025	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	0,0033	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	0,0042	1,5	0,68	0,75	6,1	20,0	0,26	0,063
Max	4,5	0,42	4,1	5,9	27	0,026	25	7	3,2	213			
Antal stationer	1340	1387	1344	1350	1389	111	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 Sverige har publicerats av FOREGS, 2008. Intervallet mellan medianvärdet och 75-percentilen respektive mellan medianvärde och 90-percentil i FOREGS sammanställning är ungefär som 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 erhölls 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 valdakriteriet 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 miljökvalitetsnormer (MKN) för ytvatten (EU, 2013, HaV, 2015) som en del av EU:s ramdirektiv om vatten. MKN har varit en utgångspunkt för de aktuella ämnena. För övriga ämnen har datasammanställningar från andra organisationer använts som underlag för förslag till haltkriterier för ytvatten, bland annat RIVM 1995, 1998a, 2001e, 2011, 2012b, CCME:s ”Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life (fact sheets)”, Environment Canada 2009, 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 grundvatten

För att beräkna riktvärden för mark som ger ett skydd mot förorening av grundvattnen använder riktvärdesmodellen för förorenad mark haltkriterier för grundvatten. Dessa haltkriterier är framtagna för att använda. 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. Dricksvattennormen kommer i första hand från Livsmedelsverket (2015) 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<sub>or</sub>*), ett dricksvattenintag på 2 l/dag samt en kroppsvikt på 60 kg<sup>1</sup> 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 acceptabla värden 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.

<sup>1</sup> WHO:s dricksvattennormer utgår ifrån en kroppsvikt på 60 kg.

För PCB, dioxin och PAH-L har RIVM:s interventionsvärden för grundvatten använts som underlag till haltkriterie i grundvatten i riktvärdesmodellen, eftersom det är inte möjligt att basera dricksvattennormer direkt på det toxikologiska data-underlaget. 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 (SPI, 2012).

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). Antalet prover som behandlats är cirka 8300 för morän och cirka 540 för sedimentära jordarter i SGU:s studie från 2006 (SGU, 2006). Vidare har ingått 25 prover för matjord i Naturvårdsverkets studie från 2001 (Eriksson, 2001), cirka 15840 prover för morän i landsbygd och 60-100 prover för morän och sedimentära jordarter i tätort i Naturvårdsverkets studie från 1997 (Naturvårdsverket, 1997b). SLU:s databas över jordbruksmark innehåller resultat från cirka 4000 prover (SLU, 2007).

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 4000 provpunkter). Data är framtagna med analysmetod utförda genom uppslutning med salpetersyralakning (7 M HNO<sub>3</sub>) och analyserad med ICP-MS med undantag av antimon där uppslutning utförts med kungsvatten.

**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 HNO<sub>3</sub>) för samtliga ämnen, utom antimon (kungsvatten).**

ÄMNE	SGU 2007		SLU, 2007	VÄRDE I RIKTVÄRDES MODELLEN
	MORÄN (<0,063 MM ) p90	SEDIMENT (<2 MM) p90	JORDBRUKS MARK p90	
Arsenik	12,1	7,4	6,8	10
Bly	15,6	19,9	26	20
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

Data i tabell A2.3 visar att de flesta 90-percentiler för sedimentära jordarter ligger högre än 90-percentilerna för morän. De värden som används i riktvärdesmodellen utgår från 90-percentilen av uppmätta bakgrundshalter analyserade med ICP-MS (extraherat med 7M HNO<sub>3</sub>) 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 karkänvändning. Moräner i områden med naturligt höga arsenikhalter medför att den nationella 90-percentilen ligger över den regionala 90-percentilen för många områden i Sverige. Detta beror på att den geografiska variationen inom bergarternas arsenikhalt är avsevärd. Höga arsenikhalter är generellt utmärkande för moränerna i Norrland som tillhör de sulfidmalmsförande gruvdistrikten. 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 bakgrundshalten 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).

Även för bly är bakgrundshalten styrande för riktvärde för känslig markanvändning och en genomgång har gjorts av hur halterna varierar i olika delar av landet samt mellan olika jordtyper och jorddjup. Parametervärdet i riktvärdesmodellen för bly har satts till 20 mg/kg TS, vilket täcker in flertalet regioner i Sverige. I yttjord i tätorter samt även morän och sedimentjordar i vissa delar av Sverige kan bakgrundshalten, definierad som 90-percentil, vara högre.

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 HNO<sub>3</sub>) 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 ämnesspecifika 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 motsvarar:

Tabell A3.1	$K_d$ -värden och bakgrundshalter, oorganiska ämnen
Tabell A3.2	Fysikalisk-kemiska parametrar, organiska ämne, $K_{oc}$ , $K_{ow}$ , Henrys konstant och frifasgränser
Tabell A3.3	Upptagsfaktorer för metaller i växter (blad- och rötter) och fisk
Tabell A3.4	Toxikologiska data oralt intag och inhalation
Tabell A3.5	Toxikologiska data, kriterier för skydd av grundvatten och hudupptag
Tabell A3.6	Toxikologiska värden för akuttoxiska effekter
Tabell A3.7	Skydd av markmiljö och ytvatten

Tabell A3.1 Kd-värden och bakgrundshalter - oorganiska ämnen

Ämne	CAS-nummer	K <sub>d</sub> l/kg	Ref K <sub>d</sub>	C <sub>bc-nat</sub> mg/kg	Ref C <sub>bc-nat</sub>
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, SLU, 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)	20	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 K <sub>d</sub> 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 och några oorganiska ämnen**

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				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	1000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1000 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	1000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Monoklorfenol	95-57-8	93	141	1,4E-03	RIVM, 2001a	1000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Diklorfenoler	120-83-2	347	1 148	1,5E-04	RIVM, 2001a	1000	Samma som monoklorfenol
Triklorfenoler	88-06-2	2 951	4 898	3,4E-04	RIVM, 2001a	1000	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	1000	Samma som diklorbensen
Diklorbensener	106-47-7	661	2 754	9,4E-02	RIVM, 2001a	1000	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Triklorbensener	120-82-1	1 905	11 220	1,1E-01	RIVM, 2001a	1000	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	50B	Beräknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Hexaklorbensen	118-74-1	11 482	5,37E+05	6,4E-03	RIVM, 2001a	2	Bberäknat utifrån vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Diklormetan	75-09-2	17	18	8,6E-02	RIVM, 2001a	500	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Dibromklormetan	124-48-1	63	148	3,2E-02	USEPA, 1996	1000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Bromdiklormetan	75-27-4	55	126	6,6E-02	USEPA, 1996	1000	Beräknat utifrån maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Triklormetan	67-66-3	46	93	1,1E-01	RIVM, 2001a	1000	Beräknat från maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
Koltetraklorid	56-23-5	174	537	1,3	USEPA, 1996	1000	Samma som triklormetan
1,2-diklorethan	107-06-2	31	30	3,1E-02	RIVM, 2001a	500	Beräknat från maxhalt i lösning på 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	CAS-nummer	K <sub>oc</sub> l/kg	K <sub>ow</sub> l/kg	H dimensionslös	Referenser, K <sub>oc</sub> , K <sub>ow</sub> , och H	C <sub>freephase</sub> mg/kg	Referens C <sub>freephase</sub>
1,2-dibrometan	106-93-4	44	91	2,8E-02	K <sub>oc</sub> : USEPA, 2007 K <sub>ow</sub> och H: HSDB	1000	Samma som 1,2-dikloreten
1,1,1-trikloreten	71-55-6	110	302	7,1E-01	USEPA, 1996	1000	Samma som triklorometan
Triklloreten	79-01-6	115	407	2,8E-01	RIVM, 2001a	1000	beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM,2001a
Tetrakloreten	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 <sub>oc</sub> och K <sub>ow</sub> :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
Acenaftalen	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
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



NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	CAS-nummer	K <sub>oc</sub> l/kg	K <sub>ow</sub> l/kg	H dimensionslös	Referenser, K <sub>oc</sub> , K <sub>ow</sub> , och H	C <sub>freephase</sub> mg/kg	Referens C <sub>freephase</sub>
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	1000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Toluen	108-88-3	123	537	1,9E-01	RIVM, 2001a	1000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Etylbensen	100-41-4	339	1 413	2,7E-01	RIVM, 2001a	1000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Xylen	1330-20-7	263	1 445	1,7E-01	RIVM, 2001a	1000	Beräknat från vattenlöslighet angivet i RIVM, 2001a
Alifat C6-C8		1 500	5700	6,0E+01	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3). Viktat medel för fraktion C5-C6 och C6-C8	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)	1000	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)	1000	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)	2500	CCME, 2007)
Aromat C8-C10		1 800	6 500	4,3E-01	Baserat på TPHCWG, 1997a (se Bilaga 1, avsnitt 2.1.3)	1000	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 1000 mg/l (se avsnitt 4.2.1 i huvudrapport)
DDT, DDD, DDE	107917-42-0	1,80E+05	2,00E+06	7,0E-04	Viktat medel av 6 DDT-föreningar basert på data från US EPA, 2012	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Aldrin-Dieldrin	60-57-1/309-00-2	12 000	2,50E+05	4,0E-04	Koc från PPDB, 2014; Kow och H från US EPA, 2012	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
 Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	CAS-nummer	K <sub>oc</sub> l/kg	K <sub>ow</sub> l/kg	H dimensionslös	Referenser, K <sub>oc</sub> , K <sub>ow</sub> , och H	C <sub>freephase</sub> mg/kg	Referens C <sub>freephase</sub>
Kvintozen-pentakloranilin	82-68-8	4 500	43 700	1,8E-03	Koc från PPDB, 2014; Kow och H från US EPA, 2012	1 000	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Organiska tennföreningar		1 500	20	3,0E-02	Viktat medel för TBT, DBT, MBT	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Tributyltenn (TBT)	36643-28-4	8 090	12 600	2,3E-01	Kow och Koc från USEPA, 2012; H från RIVM, 2012a	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Dibutyltenn (DBT)	1002-53-5	5 000	363	7,4E-02	Koc från RIVM, 2012a; Kow och H från USEPA, 2012	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Monobutyltenn (MBT)		285	2,6	2,6E-04	USEPA, 2012	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Irgarol	28159-98-0	1 400	8 900	6,7E-06	Koc från EU, 2011a; Kow och H från USEPA, 2012	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)
Diuron	330-54-1	800	740	2,0E-08	Koc och Kow från PPDB, 2014; H från USEPA, 2012	50	Gräns för farligt avfall (Avfall Sverige, 2007)

Tabell A3.3 Upptagsfaktorer för metaller, PCB och dioxiner i växter (blad- och rotgrönsaker) och fisk

Ämne	BCF <sub>stem-d</sub> (mg/kg)/ (mg/kg)	Ref BCF <sub>stem-d</sub>	BCF <sub>root-d</sub> (mg/kg)/ (mg/kg)	Ref BCF <sub>root-d</sub>	BCF <sub>fish</sub> (mg/kg)/ (mg/l)	Ref BCF <sub>fish</sub>
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	0,05	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker. Korrigerat värde.	0,003	Baserat på RIVM, 2001b. Medianvärde för potatis	50	Baserat på IAEA, 2001
Barium	0,1	Baserat på RIVM, 2001b, Geometrisk 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, 2007a, Viktat medelvärde för bladgrönsaker	0,16	RIVM, 2007a. 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	0,11	Baserat på RIVM, 2001b. Median för potatis. Korrigerat värde.	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
Vanadin	0,0048	Baserat på RIVM, 2001b, Geometrisk medelvärde - alla växtdata	0,0048	Baserat på RIVM, 2001b. Geometriskt medelvärde - alla växtdata	200	Baserat på NCRP, 1996
Zink	0,28	Baserat på RIVM, 2001b, Median för bladgrönsaker	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 <sub>oc</sub>
Dioxin (TCDD-ekv)	0,019	Baserat på Rideout & Teschke, 2004	0,0027	Baserat på Rideout & Teschke, 2004	-	Beräknas från K <sub>oc</sub>

Tabell A3.4 Toxikologiska data, oralt intag och inhalation

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK <sub>or</sub> mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK <sub>or</sub>	RfC mg/m <sup>3</sup>	RISK <sub>inh</sub> mg/m <sup>3</sup>	Ref RfC eller RISK <sub>inh</sub>
Antimon	6,0E-03		WHO, 2006a	0,0002		USEPA, 1995
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, 2000
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, 2000
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			

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
 Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK <sub>or</sub> mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK <sub>or</sub>	RfC mg/m <sup>3</sup>	RISK <sub>inh</sub> mg/m <sup>3</sup>	Ref RfC eller RISK <sub>inh</sub>
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
1,2-dikloreten		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-trikloreten	6,0E-01		WHO, 2004a	8,0E-01		UBA, 1993
Triklöreten	1,5E-03		WHO, 2006a		2,3E-02	WHO, 2000
Tetraklöreten	5,0E-02		WHO, 2006a	2,0E-01		CICADS, 2006
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	3,0E-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 1E-6.		2,4E-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 1E-6
Fluoren		1,7E-03	Se antracen ovan		2,4E-05	Se antracen ovan
Fenantren		1,7E-03	Se antracen ovan		2,4E-05	Se antracen ovan
Fluoranten		1,7E-05	Se antracen ovan		2,4E-07	Se antracen ovan
Pyren		8,3E-04	Se antracen ovan		1,2E-05	Se antracen ovan
Benso(ghi)perylen		4,2E-05	Se antracen ovan		6,0E-07	Se antracen ovan
Benso(a)antracen		1,7E-04	Se antracen ovan		2,4E-06	Se antracen ovan
Krysen		2,8E-05	Se antracen ovan		4,0E-07	Se antracen ovan
Benso(b)fluoranten		8,3E-06	Se antracen ovan		1,2E-07	Se antracen ovan

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK <sub>or</sub> mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK <sub>or</sub>	RfC mg/m <sup>3</sup>	RISK <sub>inh</sub> mg/m <sup>3</sup>	Ref RfC eller RISK <sub>inh</sub>
Benso(k)fluoranten		1,7E-05	Se antracen ovan		2,4E-07	Se antracen ovan
Indeno(1,2,3-cd)pyren		8,3E-06	Se antracen ovan		1,2E-07	Se antracen ovan
Dibenso(a,h)antracen		7,5E-07	Se antracen ovan		1,1E-08	Se antracen ovan
Benso(a)pyren		8,3E-07	IMM, 2006. Beräkning för enskilda PAH baseras på risken 1E-6		1,2E-08	WHO, 2000. Beräkning för enskilda PAH baseras på risken 1E-6
PAH-L	0,03		Medelvärde för TDI för de ämnen som ingår i gruppen	3,0E-03		Baserat på RfC för naftalen
PAH-M		4,2E-04	Beräknad från RISK <sub>or</sub> för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 <sup>-5</sup>		6,0E-06	Beräknad från RISK <sub>inh</sub> för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 <sup>-5</sup>
PAH-H		8,3E-06	Beräknad från RISK <sub>or</sub> för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen, (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 <sup>-5</sup>		6,0E-07	Beräknad från RISK <sub>inh</sub> för bens(a)pyren och en viktad TEF för gruppen, (se Bilaga 1, avsnitt 2.3.1), Baserat på en risk på 10 <sup>-5</sup>
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-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	3,0E-01		RIVM, 2004	3		IRIS, 1991
DDT, DDD, DDE	0,0005		Baserat på USEPA, 1987a			
Aldrin-Dieldrin	0,0001		Baserat på WHO, 2011 och EFSA, 2005a			
Kvintozen-pentakloranilin	0,01		Baserat på WHO, 1995			

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
 Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	TDI mg/ (kg,dag)	RISK <sub>or</sub> mg/ (kg,dag)	Ref TDI eller RISK <sub>or</sub>	RfC mg/m <sup>3</sup>	RISK <sub>inh</sub> mg/m <sup>3</sup>	Ref RfC eller RISK <sub>inh</sub>
Organiska tennföreningar	0,00028		Viktat medelvärde på TDI för TBT, DBT och MBT			
Tributyltenn (TBT)	0,00025		EFSA, 2004			
Dibutyltenn (DBT)	0,00025		EFSA, 2004			
Monobutyltenn (MBT)	0,00075		Miljöstyrelsen, 2006b			
Irgarol	0,08		Baserat på ECHA, 2015	0,13		Beräknat från TDI
Diuron	0,002		Baserat på USEPA, 1987b			

Tabell A3.5 Toxikologiska data, kriterier för skydd av grundvatten och hudupptag

Ämne	C <sub>crit-gw</sub> mg/l	Ref C <sub>crit-gw</sub> *	f <sub>du</sub> -	Ref f <sub>du</sub>
Antimon	0,01	Beräknat från dricksvattennormer WHO, 2006a	0,03	Antaget samma värde som arsenik
Arsenik	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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, 2015	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Kadmium	2,5E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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, 2015	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Krom (VI)	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	0,01	Antaget för övriga metaller (se bilaga 1, avsnitt 2.3)
Kvicksilver	5,0E-04	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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, 2015	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, 2015	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 fenoler USEPA 2001; 2004
Monoklorfenol	0,015	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,25	Antaget för fenoler USEPA 2001; 2004
Diklorfenoler	0,009	Beräknat från TDI (se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,25	Antaget för fenoler USEPA 2001; 2004
Triklorfenoler	0,02	Beräknat från RISK <sub>or</sub> se bilaga 1, avsnitt 2.6)	0,25	Antaget för fenoler USEPA 2001; 2004
Tetraklorfenoler	0,02	Antaget samma värde som triklorfenoler	0,25	Antaget för fenoler USEPA 2001; 2004
Pentaklorfenol	4,5E-03	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,25	USEPA 2001; 2004
Klorbensen	0,15	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
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
Pentaklorbensen	0,002	Beräknat från TDI ( se bilaga 1 avsnitt 2.6)	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004



NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	C <sub>crit-gw</sub> mg/l	Ref C <sub>crit-gw</sub> *	f <sub>du</sub> -	Ref f <sub>du</sub>
Hexaklorbensen	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, 2015	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Bromdiklormetan	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Triklormetan	0,025	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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-diklorethan	1,5E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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-triklorethan	1	Beräknat från dricksvattennormer, WHO, 2004a	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Trikloreten	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	0,1	Antaget för flyktiga ämnen Environment Agency 2004
Tetrakloreten	5,0E-03	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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. Motsvarar även smak- och lukttröskeln	0,13	USEPA 2001; 2004
Acenaftalen	0,01		0,13	USEPA 2001; 2004
Acenaften	0,01		0,13	USEPA 2001; 2004
Antracen	0,002		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
Benso(ghi)perylene	5,0E-05	Beräknat från dricksvattennormen för PAH-föreningar, Livsmedelsverket 2015	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(a)antracen	5,0E-05	Se benso(ghi)perylene ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Krysen	5,0E-05	Se benso(ghi)perylene ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(b)fluoranten	5,0E-05	Se benso(ghi)perylene ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Benso(k)fluoranten	5,0E-05	Se benso(ghi)perylene ovan	0,13	USEPA 2001; 2004
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,0E-05	Se benso(ghi)perylene ovan	0,13	USEPA 2001; 2004

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	C <sub>crit-gw</sub> mg/l	Ref C <sub>crit-gw</sub> *	f <sub>du</sub> -	Ref f <sub>du</sub>
Dibenso(a,h)antracenen	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. Motsvarar även smak- och lukttröskeln, Florida DEP, 1994	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, 2015	0,13	USEPA 20012004
Bensen	5,0E-04	Beräknat från dricksvattennormer Livsmedelsverket, 2015	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-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
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.
DDT, DDD, DDE	5,0E-05	WHO, 2011	0,03	USEPA, 2004
Aldrin-Dieldrin	1,5E-05	WHO, 2011	0,1	USEPA, 2015

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
 Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	C <sub>crit-gw</sub> mg/l	Ref C <sub>crit-gw</sub> *	f <sub>du</sub> -	Ref f <sub>du</sub>
Kvintozen-pentakloranilin	1,0E-04	Livsmedelsverket, 2015	0,1	USEPA, 2015
Organiska tennföreningar	2,0E-03	Viktat medelvärde på C <sub>crit-gw</sub> för TBT, DBT och MBT	0,1	Antaget samma värde som för TBT
Tributyltenn (TBT)	1,0E-03	Baserat på TBTO, WHO, 2003c	0,1	Baserat på TBTO. WHO, 1990 och 1999c
Dibutyltenn (DBT)	1,0E-03	Antaget samma värde som för TBT	0,1	Antaget samma värde som för TBT
Monobutyltenn (MBT)	3,0E-03	Baserat på TBT och viktat mot skillnaden i TDI-värde	0,1	Antaget samma värde som för TBT
Irgarol	1,0E-04	Livsmedelsverket, 2015	0,01	Baseras på EU, 2011a
Diuron	1,0E-04	Livsmedelsverket, 2015	0,05	Baseras på EFSA, 2005b

\* Baserat på dricksvattennormer, se bilaga 1, avsnitt 2.6.

**Tabell A3.6 Toxikologiska värden för akuttoxiska effekter**

Ämne	TDAE	Ref TDAE
	mg/kg kroppsvikt	
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 <sub>KM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>MKM</sub>	C <sub>crit-sw</sub> µg/l	Ref C <sub>crit-sw</sub>
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, 2006a	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	0,002	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

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
 Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	E <sub>KM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>MKM</sub>	C <sub>crit-sw</sub> µg/l	Ref C <sub>crit-sw</sub>
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
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 miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	E <sub>KM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>MKM</sub>	C <sub>crit-sw</sub> µg/l	Ref C <sub>crit-sw</sub>
Klorbensen	1	Baserat på RIVM, 2010e	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
Diklorbensener	1	Baserat på RIVM, 2010	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-diklorbensen 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 miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Tetraklorbensener	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	2	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	0,2	Med hänsyn till förslag till miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013 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 miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Hexaklorbensen	0,5	Baserat på RIVM, 2001e	2	Baserat på RIVM, 2001e och USDoE, 1997a	0,0001	Miljö kvalitetsnorm för årsmedelvärde borttaget, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013. Baserat på värde för sekundära effekter, RIVM, 2011
Diklormetan	5	Baserat på RIVM, 2001e	30	Baserat på RIVM, 2001e	10	Beräknat från miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Dibromklormetan	5	Baserat på triklormetan	30	Baserat på triklormetan	1,25	Antaget samma värde som för triklormetan
Bromdiklormetan	5	Baserat på triklormetan	30	Baserat på triklormetan	1,25	Antaget samma värde som för triklormetan
Triklormetan	5	Baserat på RIVM, 2001e och INERIS, 2005	30	Baserat på RIVM, 2001e och INERIS, 2005	1,25	Beräknat från miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Koltetraklorid	5	Baserat på RIVM, 2001e	30	Baserat på RIVM, 2001e	6	Beräknat från miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
1,2-diklorethan	5	Baserat på RIVM, 2001e	30	Baserat på RIVM, 2001e	5	Beräknat från miljö kvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
1,2-dibrometan	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

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	E <sub>KM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>MKM</sub>	C <sub>crit-sw</sub> µg/l	Ref C <sub>crit-sw</sub>
Trikloreteten	1	Baserat på RIVM, 2007b	10	Baserat på RIVM, 2007b	5	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Tetrakloreteten	1	Baserat på RIVM, 2007b	10	Baserat på RIVM, 2007b	5	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
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 Lelängen 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	Beräknat från miljökvalitetsnorm för naftalen, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
PAH-M	10	Baserat Jensen and Svedrup, 2003	40	Baserat på Jensen and Svedrup,2003	0,05	Miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU 2013 för fluor-anten sänkt till 0,0063 µg/l baserat på humanrisk vid konsumtion av vatten och fisk som ej ingår i NV:s modell på detta sätt. Istället används MPC från RIVM. Viktat för fördelning i vattenprover RIVM, 2012b
PAH-H	2,5	Baserat på RIVM, 2001e	10	Baserat på RIVM, 2001e	0,005	Miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU 2013. för 4 PAH-H föreningar sänkt till 0,000 17 µg/l baserat på humanrisk vid konsumtion av vatten och fisk som ej ingår i NV:s modell på detta sätt. Istället används MPC från RIVM, 2012b. Viktat för typisk fördelning i vattenprover.
Bensen	10	Baserat på RIVM. 2001e, CCME, 2005a och ECB, 2002b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005a	5	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Toluen	10	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	50	Baserat på RIVM, 2001e och CCME, 2005b	5	Baserat på bensen



NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	E <sub>KM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>KM</sub>	E <sub>MKM</sub> mg/ kg	Ref E <sub>MKM</sub>	C <sub>crit-sw</sub> µg/l	Ref C <sub>crit-sw</sub>
Etylbensen	10	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	5	Baserat på bensen
Alifat C5-C8	50	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	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	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	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	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	5	Baserat på BTEX
Aromat C10-C16	3	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	0,05	Samma som PAH-M
MTBE	1	Baserat på ECB, 2002a och RIVM, 1994	8	Baserat på ECB, 2002a och RIVM, 1994	50	Beräknat från lägsta toxicitetsdata och säkerhetsfaktor 1000. Baserat på data i RIVM, 2001e, ECB, 2002a och CCME, 2003. Toxicitetsdata indikerar att MTBE har relativt lågtoxicitet. Däremot har inte påverkan på djurbeteende undersökts, det är troligt att detta är en kritisk effekt och sker vid lägre koncentrationer. Säkerhetsfaktorn 1000 för att ta hänsyn till osäkerheterna i effekter av MTBE
DDT, DDD, DDE	0,1	Baserat på RIVM, 2001e	1	Baserat på RIVM, 2001e	0,012	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Aldrin-Dieldrin	0,02	Baserat på RIVM, 2015	0,2	Baserat på RIVM, 2001e	0,005	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Kvintozen-pentakloranilin	0,5	Baserat på RIVM, 1998b	5	Baserat på RIVM, 1998b	0,13	Baserat på USEPA, 2006b

NATURVÅRDSVERKET

2008-07-07

Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen  
 Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

Ämne	$E_{KM}$ mg/ kg	Ref $E_{KM}$	$E_{MKM}$ mg/ kg	Ref $E_{MKM}$	$C_{crit-sw}$ µg/l	Ref $C_{crit-sw}$
Organiska tennföreningar	0,25	Viktat medelvärde av $E_{KM}$ för TBT, DBT och MBT	2	Viktat medelvärde av $E_{MKM}$ för TBT, DBT och MBT	0,004	Viktat medelvärde av $C_{crit-sw}$ för TBT, DBT och MBT
Tributyltenn (TBT)	0,15	Baseras på RIVM, 2012a	1,3	Baseras på RIVM, 2012a	0,0005	Baserat på 50% av medianvärdet i svenska ytvattenprover, IVL, 2012
Dibutyltenn (DBT)	3	Baseras på RIVM, 2012a	30	Baseras på RIVM, 2012a	0,07	ICBR, 2009, Environment Canada; 2009
Monobutyltenn (MBT)	3	Samma som DBT	30	Samma som DBT	0,8	Environment Canada, 2009
Irgarol	0,004	Baseras på EU, 2011b	0,015	Baseras på EU, 2011b	0,00125	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013
Diuron	0,1	Baseras på RIVM, 1997	0,6	Baseras på RIVM, 1997	0,1	Beräknat från miljökvalitetsnorm, Ramdirektiv för vatten, EU, 2013

## 4 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*.

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.

Boverket (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, Environmental Canada Ottawa.

CCME (1999b). *Canadian Soil Quality Guidelines, Lead (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environmental Canada Ottawa.

CCME (1999c). *Canadian Soil Quality Guidelines, Cadmium (Environmental Effects)*. Scientific Supporting Document, prepared by the National Guidelines and Standards Office, Environmental Canada Ottawa.

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, Environmental Canada Ottawa.

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 Canada.

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 Canada.

CCME (2007). *Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale*. Supporting Technical Document, Draft, January 2007.

CICADS (2006). *Tetrachloroethene, Concise International Chemical Assessment Document 68*. International Programme on Chemical Safety, World Health Organisation.

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 och Åkerblom (1992). *Åtgärder mot radon, Radonboken*. Byggnadsforskningsrådet T5:1992.

CONCAVE (2001) *Environmental classification of petroleum substances - summary data and rationale*. Report 01/54, CONCAWE, Brussels.

Coughtrey P, Thorne M och Jackson, D (1983). *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems*. A A, Balkema, Rotterdam.

- Cussler (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.
- ECHA (2015). Biocidal Products Committee, Yttrande om ansökan om godkännande av Ir-garol. En ansökan från Ciba Speciality Chemicals Inc. 2006, ansökan utvärderades av Nederländska myndigheter.  
[http://echa.europa.eu/documents/10162/21680461/bpc\\_opinion\\_cybutryne\\_pt21\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/21680461/bpc_opinion_cybutryne_pt21_en.pdf)
- EFSA (2004). *Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission to assess the health risks to consumers associated with exposure to organotins in foodstuffs*. The EFSA Journal (2004), vol 102, 1-119

EFSA (2005a). *Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to aldrin and dieldrin as undesirable substance in animal feed.* Question N° EFSA-Q-2005-180. The EFSA Journal (2005) 285, 1 – 43.

EFSA (2005b). *Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance diuron.* European Food Safety Authority EFSA Scientific Report (2005) 25, 1-58

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). *Lakter för riskbedömning av förorenade områden – huvudrapport och underlagsrapport 1a.* Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Rapport 5535..

Elert M (2016). *PM – Metod för justering av riktvärden för flyktiga ämnen,* 2016-04-12, Kemakta Konsult AB

Environment Agency (2004). *Update on the dermal exposure pathway.* CLEA Briefing Note 1. Environment Agency of England and Wales.

Environment Canada (2009). *Follow-up to the 1993 Ecological risk assessment of organotin substances on Canada's Domestic Substance List.*  
<https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=B3B78BAF-1>

Eriksson J (2001). *Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda.* Rapport 5148, Naturvårdsverket.

EU (2011a). *Competent Authority Report. Cybutryne Product type PT 21 (Antifouling),* Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. Inclusion of active substance in Annexe I to Directive 98/8/EC, januari 2011, Nederländerna

EU (2011b). *Cybutryne EQS dossier 2011 prepared by the Sub-Group on Review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).* <https://circabc.europa.eu/sd/d/1eb5aa3b-bf6c-48ca-8ce0-00488a0c2905/Cybutryne%20EQS%20%20dossier%202011.pdf>

EU (2013). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EC and 2008/105/EC vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.*

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-dinitroloouene, 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 salong a climatic gradient in Sweden*. Biogeochemistry 77, p 1-23.

Grip och Rodhe (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.

HaV (2015). *Havs-och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering and miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. HVMFS 2013:19. Uppdaterad 2015-05-01.

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.

ICBR (2009). *Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. Rapport 164.



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, Ahlborg 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.

INERIS(2005). *INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. CHLOROFORME, INERIS –DRC-00-25590-00DF254, INERIS.

IRIS Integrated Risk Information System: <http://www.epa.gov/iris/>

IVL (2002). *Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan*. John Sternbeck Anna Palm Lennart Kaj, IVL rapport B1473, Stockholm, Juni 2002.

IVL (2012). *Miljöövervakningsdata. Screening av miljögifter*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Hämtat september 2012.

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 laboratorieanvisningar, 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 (2006). *Riksmaten - barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige*. Ed: Enghardt Barbieri H, Becker W och Pearson M, Livsmedelsverket, Uppsala.

Livsmedelsverket (2015). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. SLVFS 2001:30, Innehåller ändringar tom LIVSFS 2015:3.

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.

Miljöstyrelsen (2006a). *JAGG - program til risikovurdering af forurenede grunde, version 1,5,(2006-03-01)*. Miljöstyrelsen, Danmark.

Miljöstyrelsen (2006b). *Survey, migration and health evaluation of chemical substances in toys and childcare products produced from foam plastics*. Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No 70 2006. Miljöministeriet, Danmark

*MKN (Vattendirektivet) - Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG (KOM(2006)397 slutlig)*.

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, Naturvårdsverket rapport nr 4418.

Naturvårdsverket (1997a). *Development of generic guideline values, Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*. Rapport 4639, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (1997b). *Bakgrundshalter i mark, Halter av vissa metaller och organiska*

*ämnen i jord i tätort och på landsbygd, Efterbehandling och sanering.* Rapport 4640 Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (1997c). *Tillståndet i svensk åkermark.* Rapport 4778, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (1999a). *Metodik för inventering av förorenade områden, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Vägledning för insamling av underlagsdata.* Rapport 4918.

Naturvårdsverket (1999b). *Sjöar och vattendrag Bakgrundsrapport 1, kemiska och fysikaliska parametrar.* Ingår i projektet Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Naturvårdsverket rapportnr 4920.

NCRP (1996). *Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground.* National Council on Radiation Protection and Measurements, NCRP report No, 123.

PPDB (2014). *Pesticide Properties DataBase.* University of Hertfordshire.  
<http://www.herts.ac.uk/aeru> (sökning december 2014)

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 and 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, Rapport 711701039, National Institute of Public Health and the Environment.

RIVM (1995). *Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration, Substances evaluated in 1993 and 1994.* Crommentuijn GJ, Posthumus R and Kalf, DF, Report 715810008, National Institute of Public Health and the Environment.

RIVM (1997). *Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides.* RIVM Report 601 501 002. National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

RIVM (1998a). *Ecological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds.* RIVM report 711 701 002.

RIVM (1998b): *Ecotoxicological Serious Soil Contamination Concentrations: Fourth series of compounds.* Report no. 711701 003. R. Posthumus, T. Crommentuijn and E.J. van de Plassche. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, 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 re-

port no, 601501005, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands.

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*. RIVM report nr 711701021.

RIVM (2001b). *Accumulatie van metalen in planten, Een bijdrage aan de technische evaluatie van de internentiewaarden en de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem*, C,W, Versluijs en P,F, Otte, RIVM rapport 711701 024 / 2001.

RIVM (2001c). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. Report 711701 025.

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 Rapport 711701023.

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, Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report no, 711701020.

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.

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.

RIVM (2004). *Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons)*. Vebruggen EMJ, Report 601501021, National Institute of Public Health and the Environment, Netherlands.

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 Environment, Netherlands.

RIVM (2007a). *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 711701040, National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.

RIVM (2007b). *Ecotoxicologically based environmental risk limits for several volatile aliphatic hydrocarbons*. de Jong FMW, Posthuma-Doodeman CJAM and Verbruggen EMJ. RIVM report 601782002, National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.

RIVM (2010). *Environmental risk limits for various chlorobenzenes*. van Leeuwen LC, Moermond CTA, van der Veen M, van Herwijnen R. RIVM report 601782020, National Institute for Public Health and Environment, Netherlands.

RIVM (2011). *Environmental risk limits for hexachlorobenzene and hexachlorobutadiene in water. Using bioaccumulation data to convert biota standards into water risk limits*, RIVM report 601714015. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

RIVM (2012a). *Environmental risk limits for organotin compounds*. RIVM report 607711009. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

RIVM (2012b). *Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity*, RIVM report 607711007. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.

RIVM (2015). *Evaluation of ecological risk limits for DDT and drins in soil. Assessment of direct toxicity and food chain transfer*. RIVM Letter report 2015-0139. CE Smit och EMJ Verbruggen. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.

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, Lefebre 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](http://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.

SLU (2007). *Mark- och grödoinventeringen, Data insamlat 1988-2003*. Sveriges Lantbruksuniversitet ([www.slu.se](http://www.slu.se)).

SLU (2008). *SLU:s databas för sjöar och vattendrag. Databank för sjöar och vattendrag, data framtagna inom ramen för Samrodnad Svensk Miljöövervakning*. Sveriges Lantbruksuniversitet ([www.slu.se](http://www.slu.se)). Sökning 2008.

SLU (2016). *SLU:s databank för sjöar och vattendrag. Databas för sjöar och vattendrag, data framtagna inom ramen för Samrodnad Svensk Miljöövervakning*. Sveriges Lantbruksuniversitet (www.slu.se). Sökning maj 2016.

SMHI (2002). *Avrinningen i Sverige*. Faktablad nr 12, December 2002. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska institut.

Socialstyrelsen (2005). *Miljöhälsorapport 2005*. Socialstyrelsen, Institutet för Miljömedicin, Stockholms läns landsting, ISBN 91-7201-931-X.

SNA (1995). *Klimat, sjöar och vattendrag*. Sveriges National Atlas, Bra Böcker.

SPI (2012). *Efterbehandling av förorenade bensistationer och dieselanläggningar. SPI Rekommendation. Reviderad 2012-01-29*.

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*. Efroymsen, 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.

US EPA (1987a). *IRIS databas DDT*.

[http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0147\\_summary.pdf](http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0147_summary.pdf)

US EPA (1987b). *IRIS databas Diuron*

[http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0233\\_summary.pdf](http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0233_summary.pdf)

US EPA (1995). *IRIS databas Antimony trioxide*

[https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance\\_nmbr=676](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=676)

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, Volyme 1, Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* EPA/540/R/99/005, Washington DC: US EPA.

USEPA (2002). *Exposure Factors Handbook for children*, EPA-600-P-00-002B, National Center for Environmental Assessment, US EPA, Washington.

US EPA (2004). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*.

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 (2006a). *Ecological soil screening levels for copper, Interim final*. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, OSWER Directive 9285,7-68.

USEPA (2006b). *Reregistration Eligibility Decision for Pentachloronitrobenzene*. List A. Case No. 0128.

USEPA (2007). *Estimation Program Interface (EPI) Suite*, version 3,20, US EPA Office of Pollution Prevention and Toxics.

US EPA (2012). *Estimation Program Interface, (EPI Suite)*, version 4.11. US EPA Office of Pollution Prevention.

US EPA (2015). *Assessing Dermal Exposure from Soil. Region 3 Technical Guidance Manual, Risk Assessment*, United States Environmental Protection Agency, Region 3, Hazardous Waste Management Division, .Office of Superfund Programs. <https://www.epa.gov/risk/assessing-dermal-exposure-soil>

van den Berg R (1995). *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging, Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden*. Rapportnr 725201006, Modified version of original report from 1991, RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Netherlands.

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 (1990). *IPCS, Environmental Health Criteria 166, Tributyl Compounds*  
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc116.htm#SubSectionNumber:1.12.1>

WHO (1993). *Guidelines for Drinking-Water Quality - Second Edition - Volume 1 – Recommendations*.



WHO (1995). *Pesticide residues in food, report of the 1995 joint FAO/WHO meeting of experts*.  
[http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests\\_Pesticides/JMPR/Reports\\_1991-2006/Report1995.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Reports_1991-2006/Report1995.pdf)

WHO (1999a). *Guidelines for Air Quality*, WHO, Geneve (www.who.int).

WHO (1999b). *WHO Global Database on Body Mass Index (BMI)*, World Health Organisation.

WHO (1999c). *Tributyltin oxide. Concise International Chemical Assessment 14*. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety, Geneva.  
<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad14.htm>

WHO (2000). *Air quality guidelines for Europe*. Second Edition, WHO regional publications, European series, No. 91, WHO regional office for Europe, Copenhagen.

WHO (2001). *Barium and Barium Compounds, Concise International Chemical Assessment*. Document 33.

WHO (2003a). *Polychlorinated Biphenyls, Concise International Chemical Assessment*. Document 55.

WHO (2003b). *Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds*. Concise International Chemical Assessment Document 50.

WHO (2003c). *Guidelines for drinking water quality, third edition*. World Health Organisation. Geneva.

WHO (2004a). *WHO Guidelines for drinking-water quality*, third edition, WHO, Geneve.

WHO (2004b). *Chloroform, Concise International Chemical Assessment* Document 58.

WHO (2006a). *Guidelines for Drinking-water Quality*. Third edition, incorporating first addendum, Volume 1, Recommendations, 2006. WHO, Geneve.

WHO (2006b). *Cobalt and inorganic cobalt compounds, Concise International Chemical Assessment*. Document 69.

WHO (2007). *Evaluation of certain food additives and contaminants: Methyl mercury (Chapter 4,3)*. 67<sup>th</sup> report of the Joint FAO/WHO Expert committee on food additives, WHO Technical Reports Series 940, World Health Organization, Geneva.

WHO (2011). *Guidelines for drinking water quality*. 4<sup>th</sup> edition. World Health Organisation, 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.