

Probabilistisk riskbedömning fas 1

RAPPORT 5532 • NOVEMBER 2006



Kunskapsprogrammet



Probabilistisk riskbedömning fas 1

Sannolikhetsbaserad uppskattning av miljö- och hälsorisker i
förorenade markområden – en litteraturöversikt

Tomas Öberg, Högskolan i Kalmar

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620- 5532-1.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2006

Elektronisk publikation

Omslagsbild: Christina Eberhardson. Sanering av Sjösa utanför Nyköping 2005.

Förord

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

Den här rapporten redovisar projektet ”Probabilistisk riskbedömning fas 1” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Rapporten är en litteraturöversikt som redovisar hur kvantitativa riskbedömningar av förorenad mark kan genomföras med en sannolikhetsbaserad – probabilistisk – metod.

Projektet har bedrivits vid Höskolan i Kalmar med Bo Bergbäck som projektledare och med Tomas Öberg som författare till rapporten. Projektet har samordnats av en arbetsgrupp som har bestått av Tommy Hammar på Länsstyrelsen i Kalmar län, Mark Elert på Kemakta AB, samt Bo Bergbäck och Tomas Öberg. Tommy Hammar har också fungerat som Hållbar Sanerings kontaktperson i projektet. Arbetsgruppen har hela tiden medverkat i utredningen och kommit med värdefulla synpunkter på hur arbetet skulle drivas vidare. De har dessutom tagit del av rapporten och gett förslag på förbättringar av innehållet. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i den här rapporten. Författaren svarar själv för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Författaren och Naturvårdsverket vill rikta ett varmt tack till de personer som har medverkat i arbetet, förutom de redan nämnda även doktorander och studenter vid Höskolan i Kalmar. Deras medverkan har haft stor betydelse för arbetets slutförande.

Naturvårdsverket januari 2006

Innehåll

Förord	3
Innehåll	5
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Inledning	9
2 Begrepp och definitioner	11
3 Probabilistiska metoder	14
4 Litteraturöversikt	17
4.1 Modeller och osäkerhet	17
4.2 Variabilitet	18
4.3 Simuleringsmetodik	20
4.3.1 Val av sannolikhetsfördelningar	20
4.3.2 Samplingsalgoritmer	21
4.3.3 Tvådimensionell simulering	21
4.3.4 Känslighetsanalys	22
4.4 Tillämpning	23
4.4.1 Fallstudier	23
4.4.2 Ekotoxikologi	23
4.4.3 Saneringsmål och riktvärden	24
4.4.4 Beslutsfattande	24
4.5 Riktlinjer och kvalitetssäkring	25
5 Tillämpbarhet för svenska förhållanden	28
5.1 Nuvarande metodik	28
5.2 Vad probabilistiska metoder kan tillföra	29
5.3 Ett räkneexempel	29
5.3.1 Exponeringsmodellen	29
5.3.2 Ingångsvariablerna	30
5.3.3 Simuleringsresultat	32
5.3.4 Känslighetsanalys	33
5.3.5 Beräkningsjämförelse	35
5.4 Kvalitetssäkring och utbildning	36
6 Slutsatser och rekommendationer	37
7 Referenser	38

Sammanfattning

Förorenad mark medför risker för hälsa och miljö. Litteraturöversikten redovisar hur nuvarande metodik för kvantitativa riskbedömningar kan kompletteras med en sannolikhetsbaserad – probabilistisk – ansats. Den probabilistiska metoden innebär att variabilitet (naturlig variation) och osäkerhet (okunskap) kan karakteriseras och därmed erhålls både ett bättre beslutsunderlag och kunskap om hur bedömningen ytterligare kan förfinas. Den probabilistiska metodiken har fått stor användning i USA och nu börjar den även tillämpas i flera europeiska länder.

Probabilistiska riskbedömningar baseras i allmänhet på simuleringar av utfall från ett stort antal möjliga val av värden för ingångsvariabler och modellparametrar. Beräkningarna kan numer utföras med en vanlig persondator, men kräver en grundläggande kunskap om både teknikens möjligheter och begränsningar.

Förorenad mark är vid sidan av kärnkraftsindustrin den viktigaste miljötillämpningen av probabilistisk riskbedömning och ett stort antal studier har publicerats för specifika objekt i Nordamerika, Europa och Asien. De avser exempelvis förorening med bly, arsenik, krom, uran, PCB, PAH, hexaklorbensen, pentaklorfenol, dioxiner och klorerade lösningsmedel. Dessa probabilistiska riskbedömningar täcker in olika exponeringssituationer inom vitt skilda verksamheter, däribland tidigare metallurgisk industri (smältverk och gruvor), tillverkningsindustri, gasverkstomter, träimpregnering, infrastruktur och deponier.

En övergång till probabilistisk riskbedömning ställer krav på kvalitetssäkring, både avseende arbetsgången och redovisningsrutinerna. Det amerikanska naturvårdsverket (U. S. EPA) har gett ut relativt detaljerade anvisningar som i stort överensstämmer med vad som idag utgör vetenskapligt konsensus. Liknande behov av riktlinjer finns även i Europa.

Behovet av att karakterisera variabilitet, osäkerhet och känslighet i riskbedömningsmodeller är inte annorlunda i Sverige än i Nordamerika. Dessutom behöver säkerhetsmarginalernas storlek klart kunna anges. Probabilistisk metodik kan enkelt integreras med nuvarande svenska riskbedömningsmodeller och rapporten redovisar ett beräkningsexempel för benso[a]pyren.

Probabilistisk riskbedömning har ofta använts för att etablera platsspecifika riktvärden och det är här som en framtida användning i Sverige främst kan förutses. Rapporten pekar på behovet av ramar för att underlätta tolkning och jämförbarhet och rekommenderar att ett vägledningsdokument utarbetas. Likaså krävs utbildningsinsatser. Kurser i probabilistiska metoder finns i det ordinarie utbildningsprogrammet vid ett par högskolor, men ett behov finns även av kurser för fortbildning av redan yrkesverksamma, både som distansutbildning och kortare problembaserade kurser.

Summary

Contaminated sites and land result in adverse health effects and environmental risks. This literature review shows how the present methodology for quantitative risk assessment can be supported by a probabilistic approach. The probabilistic method involves a characterisation of variability (natural variation) and uncertainty (lack of knowledge). This information can be used to support better decisions and also provide better insight on how to refine the assessment. The probabilistic methodology has become widely used in the United States and is gaining popularity in several European countries.

Probabilistic risk assessments are generally based on simulations of possible outcomes from a large number of possible settings for input variables and model parameters. The calculations can now be performed on an ordinary PC, but some basic skills are required to fully comprehend both the possibilities and the limitations of the methodology.

Contaminated land is together with the nuclear industry the most important environmental application for probabilistic risk assessment, and a substantial number of studies have been published for sites in North America, Europe and Asia. These studies include pollution by lead, arsenic, chromium, uranium, PCB, PAH, hexachlorobenzene, pentachlorophenol, dioxins and chlorinated solvents. The probabilistic risk assessments cover different types of exposure in a diverse set of operations, including metallurgical industry (melting and mining operations), manufacturing industry, gas plants, wood impregnation, infrastructure, and waste landfills.

An increase in use of probabilistic risk assessment will require quality assurance procedures and the U. S. EPA has issued a rather detailed guideline document, which also reflects the current scientific consensus. Similar guidelines are needed in Europe.

The need to characterise variability, uncertainty and sensitivity in risk assessment models in Sweden is not different than the need in North America. In addition, the margins of safety must be clearly defined. Probabilistic methods can easily be incorporated into the present Swedish risk assessment models and the report presents an example calculation for benzo[a]pyrene.

Probabilistic risk assessments have often been used to establish site-specific remediation goals and this is projected to an important future application in Sweden. The report suggests that there is a need to establish a framework to simplify the evaluation and interpretation, and recommends that a guidance document be compiled. Training and education is also needed. Courses are already part of the curricula at some universities, but there is also a need for further training and education of working professionals, both by distance education and shorter problem based courses.

1 Inledning

Markföroreningar innebär risker för hälsa och miljö. Risk kan i detta sammanhang definieras som sannolikheten för att en skada uppstår. Riskbegreppet är därmed intimt sammanbundet med kalkyler och skattningar av sannolikhet. Beslutsfattare och allmänhet vill inte bara veta om något är farligt, utan även hur farligt. Syftet med denna litteraturöversikt är att visa hur nuvarande metodik för kvantitativa riskbedömningar av förorenad mark kan kompletteras med en sannolikhetsbaserad s.k. probabilistisk metod (*probabilistic risk assessment*).

Värdet av en probabilistisk ansats kan enklast motiveras med ett exempel, där intag av ett främmande ämne via dricksvatten beräknas med följande formel [1]:

$$Intag = V \cdot C \cdot B$$

där V = volym vatten, C = koncentrationen av det främmande ämnet i vatten och B = biotillgängligheten.

Intaget av dricksvatten varierar kraftigt mellan olika individer och är även åldersberoende [1]. Mätosäkerheten i bestämningen av det främmande ämnets koncentration kan dessutom vara betydande. Biotillgängligheten, den sista faktorn, innehåller även den både variabilitet (naturlig variation) och osäkerhet.

I en traditionell deterministisk punktskattning hanteras variabilitet och osäkerhet ofta genom att anta att vattenkonsumtionen är hög (t.ex. 2 L/dag), för koncentrationen används det övre konfidensintervall för tillgängliga mätdata och biotillgängligheten antas vara fullständig (=1). Givetvis leder detta till en överskattning av exponeringen, men det är helt medvetet eftersom det anses bättre att överskatta intaget än att underskatta densamma.

Ibland kommer det beräknade intaget att överskrida det toxikologiska referensvärdet eller vad som anges som acceptabelt/tolerabelt dagligt intag (ADI/TDI). Frågan om det "är farligt" inställer sig då omedelbart, men den är svår att besvara. Utifrån en punktskattning går det inte att svara på hur många som kommer att exponeras över referensvärdet, hur mycket över som exponeringen blir, om det behövs fler mätningar, o.s.v.. Syftet med en probabilistisk riskbedömning är att besvara dessa frågor och i rapporten beskrivs hur detta kan genomföras.

Den probabilistiska ansatsen kan betraktas som "state-of-the-art" och den vetenskapliga dokumentationen är numer omfattande. I Sverige används probabilistisk risk- och säkerhetsanalys inom kärnkraftssektorn [2]. Internationellt är förorenad mark ett annat viktigt tillämpningsområde. Erfarenheterna från framför allt USA är mycket goda och probabilistisk riskbedömning är numer en självklar del av Superfund-programmet ¹.

¹ Superfund National Program är ett omfattande program för att efterbehandla förorenade områden i hela USA. Superfund har som uppgift att skapa nya processer, policies, praxis och att se till att ny teknik utvecklas för efterbehandling av förorenade områden. Superfund sysselsätter 3 500 personer och en stor del av EPA:s totala budget går till programmet (20%). [Henrysson, T., Kunskapsförsörjning inom efterbehandling av förorenade områden, Naturvårdsverket, Rapport 5252, 2003].

En förutsättning för att probabilistisk metodik ska kunna tillämpas även i Sverige är att metoderna blir tillgängliga för en bred grupp av användare. Föreliggande rapport avser att presentera metoderna för svenska aktörer verksamma inom förorenad mark. Ytterligare förslag för den fortsatta kunskapsförsörjningen kommer även att redovisas.

När det gäller själva metodiken så finns det inte någon anledning att “uppfinna hjulet på nytt”, men däremot behöver vi i Sverige givetvis utvärdera erfarenheterna, klarlägga hur de kan bli tillämpbara i våra projekt och säkerställa en effektiv kunskapsöverföring. Litteraturstudien är ett första steg, som syftar till att klarlägga nuvarande kunskapsnivå. Den vetenskapliga litteraturen och nordamerikansk rapportlitteratur har i första hand lokaliserats genom sökning i olika databaser för teknisk och vetenskaplig litteratur: Science Citation Index, INSPEC, BIOSIS, COMPENDEX, MEDLINE, TOXLINE, NTIS och Digital Dissertations. Kompletterande information har även införskaffats via dokumentsamlingar hos U. S. EPA (det amerikanska naturvårdsverket) och personliga kontakter med nordamerikanska forskare.

2 Begrepp och definitioner

Ordet **risk** brukar användas för att beteckna möjligheten att något oönskat ska inträffa. En mer precis teknisk definition är sannolikheten för att en specificerad omständighet (riskkälla) leder till en specificerad oönskad händelse eller effekt under en angiven tidsperiod [3]. Risk är med denna definition alltså en kombination av sannolikhet och konsekvens [4].

Riskanalys är mångfacetterat begrepp som används i många olika situationer och med delvis olikartad betydelse. I mitten av 1980-talet utarbetade Kemikommisionen i samarbete med Svenska språknämnden och Tekniska Nomenklaturcentralen ett förslag till terminologi. Riskanalys definierades då som en *bedömning av sannolikheten för att skada skall uppkomma och av skadans möjliga omfattning* [5]. I tekniska sammanhang har riskanalys beskrivits som *att på ett systematiskt sätt använda tillgänglig information för att beskriva och beräkna risker med ett givet system* [6] eller som *en systematisk identifiering av olycksrisker samt bedömning av risknivåer* [7].

I den internationella litteraturen finns givetvis ännu fler definitioner, men ofta används riskanalys som ett samlingsbegrepp. Society for Risk Analysis definierar riskanalys som:

“Risk analysis is broadly defined to include risk assessment, risk characterization, risk communication, risk management, and policy relating to risk, in the context of risks of concern to individuals, to public and private sector organizations, and to society at a local, regional, national, or global level.” [8]

Riskbedömning, **riskkommunikation** och **riskhantering** ingår alltså som olika steg i denna mer övergripande definition av riskanalys. Det kan noteras att samma beskrivning av riskanalysen – som en process från riskidentifiering till riskhantering – även återfinns i svenska utredningar, se exempelvis betänkandet “Miljö för en hållbar hälsoutveckling” [9]. National Research Council i USA beskrev det första steget – riskbedömningen – som bestående av fyra delar [10]:

- Faroidentifiering (hazard identification)
- Dos-responsanalys (dose-response assessment)
- Exponeringsanalys (exposure assessment)
- Riskkaraktärisering (risk characterization)

Denna indelning av den vetenskapliga delen av en riskanalys har vunnit betydande acceptans och vi har den följaktligen som utgångspunkt för rapportens beskrivning av det internationella kunskapsläget. Samma indelning används för övrigt inom den Europeiska Unionen, se direktivet 93/67/EEG och förslaget till ny kemikaliepolitik (REACH) [11, 12]. De svenska översättningarna av riskbedömningsbegreppen är hämtade från Kemikalieinspektionens rapport ”Riskbedömning och riskhantering inom kemikaliekontrollen” [13]. Samma terminologi användes även i redovisningarna från Naturvårdsverkets forskningsprojekt “Riskbedömning – Hälsa – Miljö” [14, 15].

Principiellt är arbetsgången likartad vid analys av exempelvis brandrisker, men eftersom nomenklaturen skiljer så har vi valt att enbart diskutera riskanalysbegrepp-

pen med avseende på de kemiska miljö- och hälsorisker som har relevans för förorenad mark.

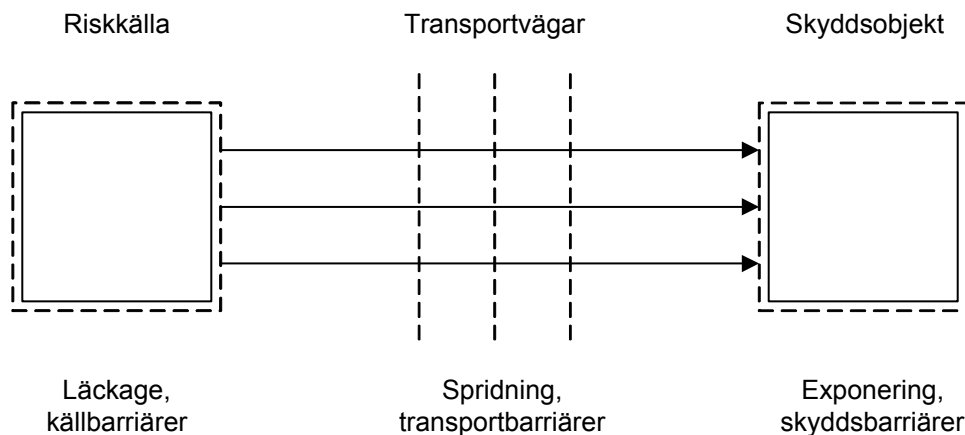
Faroidentifieringen – riskidentifieringen – är bestämningen av ett ämnes inneboende skadliga egenskaper. När det gäller förorenad mark så är det i allmänhet de toxiska egenskaperna (giftigheten) som hamnar i fokus.

Dos-responsanalysen syftar till att skatta vilken mängd, eller halt, som krävs för att ge en skadlig effekt och hur olika doser påverkar skadeutfallet.

Exponeringsanalysen utgörs till stor del av kvantitativa skattningar avseende storleken och omfattningen på exponeringen. Det innebär att fastställa vilka som exponeras, vilka spridningsvägar som förekommer och hur exponeringen varierar över tiden.

Riskkaraktiseringen är den sista delen av riskbedömningen och en syntes av informationen från de föregående stegen. Resultatet beskrivs ofta i form av skattningar av förekomsten av hälso- och miljöeffekter som en följd av förväntad exponering. Inverkan av olika osäkerheter i tidigare steg bör också beskrivas.

Hammar [16] har föreslagit ett flödesschema för att beskriva några väsentliga riskbegrepp när det gäller förorenad mark, figur 2.1. Riskkällan är förstas markföroeningen och skyddsobjektet kan vara människor som vistas i området, en djur- eller växtart eller ett helt ekosystem.



Figur 2.1 Modell för spridning av föroreningar i mark

Modeller är förenklade beskrivningar av verkligheten. De modeller som används i riskbedömningar uttrycks ofta med matematiska ekvationer, men de kan även visas grafiskt som i figur 2.1. Beskrivningen enligt flödesschemat är en s.k. *“stock-flow”-modell* och den visar kopplingen mellan de olika barriärernas egenskaper och sannolikheten för skada. Exponeringsanalysen innebär bl.a. att uppskatta hur de olika barriärerna inverkar på transporten via de spridningsvägar som kan identifieras. Det är en viktig del i underlaget för en riskkaraktisering och ger även en tydlig bild av var åtgärder kan sättas in. Riskbedömningen kan därmed byggas ut med flera olika riskscenarier och blir enklare att kommunicera till både beslutsfattare och allmänhet.

Spridningen innefattar i många sammanhang fasövergångar – mediet i riskkällan är ett annat än transportmediet – mellan mineraljord, organiskt material, vatten och luft. För att uttryckas matematiskt så förenklas därför “stock-flow”-modellen enligt ovan med antaganden om jämvikt, som exempelvis var fallet när man tog fram de svenska riktvärdena för förorenad mark [17]. Fördelningen mellan olika media kan därefter beräknas utifrån respektive ämnes *fugacitet* (ett mått på ämnets strävan att undfly den aktuella omgivningen) och anges med jämviktskonstanter [18]. Även vattenlöslighet och ångtryck kan beskrivas med jämviktskonstanter, i detta fall mellan det rena ämnet och vatten respektive luft. Utöver jämviktskonstanterna innehåller de ekvationer som beskriver transporten av föroreningar från riskkälla till skyddsobjekt en rad andra parametrar, som ämneskoncentrationer, flöden, volymer och sammansättningar av olika media. Alla dessa parametrar måste bestämmas innan den aktuella exponeringen kan beräknas.

Den skadliga effekten av en förorening är relaterad till dosen (intaget) och beskrivs med en s.k. dos-responsmodell. När föroreningen har nått fram till skyddsobjektet så kan dos-responsmodellen användas för att skatta den biologiska effekten. Ett förfarande som har tillämpats under lång tid är att utgå från den högsta dos som inte ger någon effekt (*NOEL=no-observed-effect-level*) – nolleffektdosen – och sedan dividera denna med en lämplig osäkerhetsfaktor (säkerhetsfaktor). Osäkerhetsfaktorn är tänkt att kompensera för variationen inom arten, mellan arter (vid extrapolation från försöksdjur till människa) och eventuella brister i dataunderlaget.

Benchmark-metoden är ett nytt förfarande där hela dataunderlaget används för att skatta en låg responsnivå, t.ex. att 5 eller 10 % av de exponerade individerna påverkas. Benchmark-dosen (BMD) beräknas utifrån den lägre 95 % konfidensgränsen för denna responsnivå och motsvarar ungefär nuvarande nolleffektdos [19]. En fördel med BMD är att samma förfarande dels kan användas för att fastställa referensdosen (RfD) för icke-cancerframkallande ämnen, dels kan bilda utgångspunkt för en linjär lågdosextrapolering för cancerframkallande ämnen. Upptag, fördelning i organismen och utsöndring kan likaså beskrivas matematiskt, med klassiska kompartmentmodeller eller med s.k. fysiologiskt baserade farmakokinetiska (PBPK-) modeller. Dos-responsmodellerna och de toxikokinetiska modellerna har, precis som spridningsmodellerna, parametrar som måste bestämmas för att kunna uppskatta effekten vid en given exponeringsnivå.

3 Probabilistiska metoder

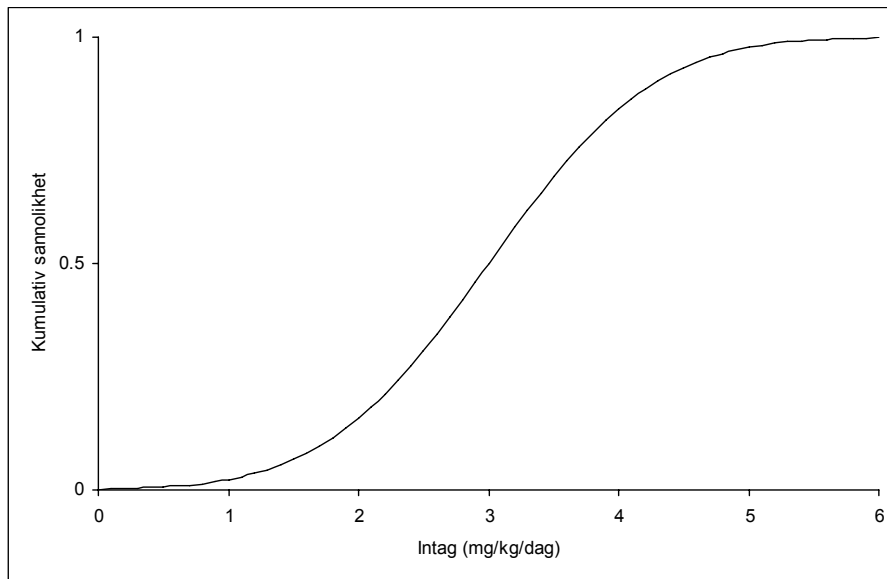
I en riskbedömning måste man ta hänsyn till både *variabilitet* mellan olika individer och *osäkerhet* i skattad exponering. Den naturliga variabiliteten mellan individer kan karakteriseras bättre, men aldrig tas bort. Samma sak gäller variabiliteten mellan olika platser och över tiden. Osäkerheten kan å andra sidan minskas genom mer och bättre data. Det gäller exempelvis osäkerhet i modellstrukturen, parameterskattningarna och exponeringsscenerierna.

I den traditionella ansatsen för riskbedömning så tar man hänsyn till variabilitet och osäkerhet genom att infoga olika osäkerhetsfaktorer och genom att välja parameterskattningar som nästan säkert leder till en överskattning av eventuella risker. Ett sådan *deterministisk riskbedömning* leder visserligen fram till ett distinkt värde för exempelvis maximal exponering, som sen kan jämföras med ett referensvärde för miljö- eller hälsorisker, men det går inte att uttala sig om osäkerheten i detta värde eller att ange den faktiska säkerhetsmarginalen. Det kan, som en kommitté inom National Research Council påpekade, också ge en falsk bild av säkerhet [20]:

“In direct contrast, the committee believes that uncertainty analysis is the only way to combat the ‘false sense of certainty,’ which is caused by a refusal to acknowledge and (attempt to) quantify the uncertainty in risk predictions.”

I början av 1990-talet var det alltså uppenbart för många att riskbedömningsmetodiken behövde vidareutvecklas och förfinas [21]. Det hade redan tidigare uppmärksammats att den traditionella deterministiska metoden kan leda fram till helt orealistiska riskuppskattningar [22]. Beslutsfattaren får inte heller någon vägledning om ytterligare undersökningar kan tillföra mer information av betydelse [23].

I en *probabilistisk riskbedömning* används sannolikhetsfördelningar för att beskriva variabilitet och osäkerhet i en eller flera av ingångsvariablerna och resultatet redovisas som en sannolikhetsfördelning för den risk som undersöks [24]. I en exponeringsanalys går det naturligtvis lika bra att istället skatta sannolikheten för olika dosnivåer (intag) och hur troligt det är att ett riktvärde överskrids. I figur 3.1 visas ett exempel där intaget av en förorening beskrivs av en normalfördelning med medelvärdet 3 och standardavvikelsen 1. Det innebär att 95 % av de exponerade har ett intag mellan 0-4.65 mg/kg/dag.



Figur 3.1 Exempel på en kumulativ sannolikhetsfördelning.

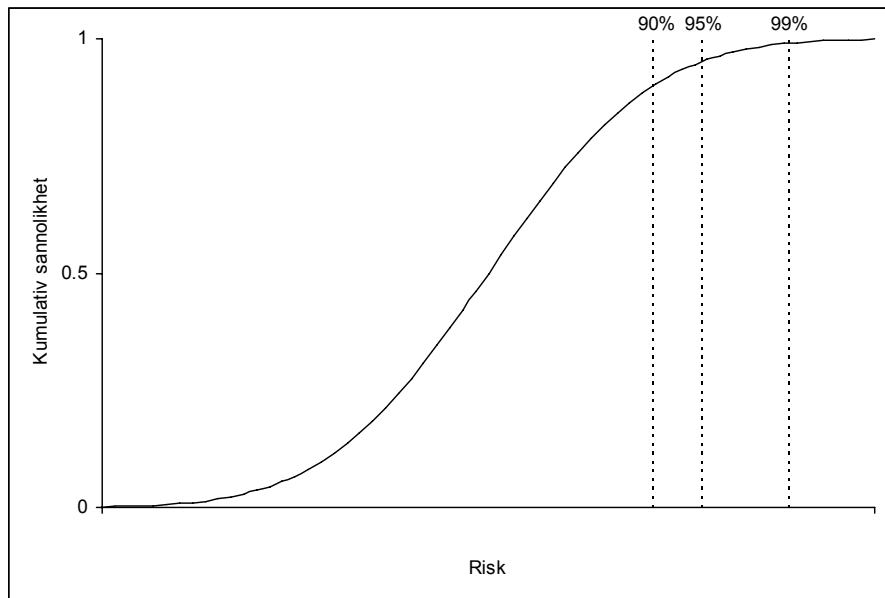
Granskningen av säkerheten vid kärnkraftverken i den s.k. Rasmussen-rapporten var ett av de första exemplen på en probabilistisk riskbedömning [25]. Inom kärnkraftindustrin är den probabilistiska ansatsen numer väletablerad och Statens kärnkraftinspektion ställer krav på att probabilistiska säkerhetsanalyser ska redovisas för de svenska kärnkraftsanläggningarna [26]. Probabilistiska modeller är också av grundläggande betydelse för säkerhetsbedömningen av det framtida djupförvaret för använt kärnbränsle [27].

Tillämpningarna av probabilistiska bedömningar inom miljöområdet kom igång på allvar först i början av 1990-talet, men metodiken blev snabbt väletablerad. 1996 organiserade U. S. EPA en workshop kring *Monte Carlo-analys*, den viktigaste simuleringsmetoden, och året efter gav de ut en vägledning [28]. I Europa har det dröjt längre, men de senaste åren har EU:s vetenskapliga kommitté för toxicitet, ekotoxicitet och miljö uttalat sig för en utökad användning av probabilistisk riskbedömning [29, 30]. Styrgruppen för harmonisering av riskbedömningsmetoder har rekommenderat en ökad användning och nyligen genomfördes ett symposium om probabilistisk riskbedömning av pesticider [31, 32]. En metodrapport från Kemikalieinspektionen och ett flertal rapporter från det holländska institutet för folkhälsa och miljö (RIVM) har likaså belyst fördelarna med en probabilistisk ansats [19, 33-36].

Probabilistisk riskbedömning kan enklast beskrivas som en karakterisering av de modeller som har valts för att beskriva den aktuella problemställningen. Valet av sannolikhetsfördelningar är då av stor betydelse och bör ägnas nödvändig omsorg. Det bästa är om man känner den bakomliggande mekanismen och kan basera valet av fördelning på den kunskapen. Finns ett stort dataunderlag så kan detta användas för att göra valet, men med ett begränsat antal mätvärden så blir det svårare. Ibland går det att jämföra med andra likartade frågeställningar eller också får man utgå från en ren expertbedömning. Ett alternativ till att använda en teoretisk

fördelning är att istället direkt använda insamlade data i det fortsatta arbetet. Med *återsampling* kan man generera en empirisk fördelning utan några specifika antaganden om data [23, 37].

Fortplantningen av osäkerheter i en modell går ibland även att beskriva analytiskt, men i allmänhet används en numerisk simuleringsmetodik och Monte Carlo-metoden är då vanligast. Vid en Monte Carlo-simulering ändras alla parametrar i modellen slumpmässigt enligt de valda fördelningarna och dessa simuleringar görs om tusentals gånger. Utfallet kommer att variera mellan varje simuleringsrunda och tillsammans beskriver de den variabilitet och osäkerhet som riskbedömningsmodellen innefattar. Utifrån denna beskrivning kan sedan beslutsfattaren välja vilken percentil som ska användas för en riskjämförelse (vanligtvis i intervallet 90-99 %) [24], figur 3.2. Förutom slumpmässigt urval vid simuleringen, enligt Monte Carlo-metoden, så förekommer även metoder med ett systematiskt stratifierat urval s.k. "*Latin Hyper Cube*"-sampling (LHS).



Figur 3.2 Exempel på kumulativ sannolikhetsfördelning med olika percentiler markerade.

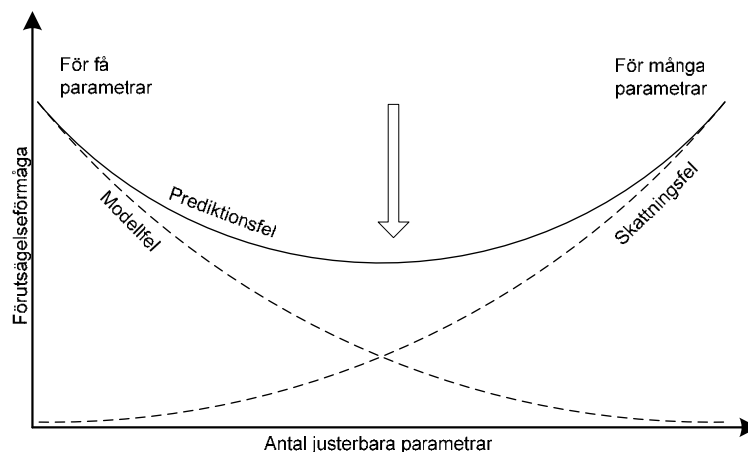
Det kan i många sammanhang vara fördelaktigt att skilja variabilitet och osäkerhet åt i en Monte Carlo-simulering. Resultaten från Monte Carlo-simuleringen kan slutligen användas för att undersöka känsligheten och bidraget till variation i slutresultatet från de olika ingångsvariablerna. En sådan känslighetsanalys ger då en tydlig bild var ytterligare undersökningar eller riskreducerande åtgärder är mest motiverade (se vidare avsnittet 4.3.4 "Känslighetsanalys").

4 Litteraturoversikt

Probabilistisk riskbedömningsmetodik har ett brett tillämpningsområde. När det gäller förorenad mark har tillämpningen framför allt varit inriktad på exponeringsanalysen, trots att de största osäkerheterna utan tvekan återfinns i riskidentifieringen och dos-responsanalysen [1, 38]. Denna avgränsning – till att endast omfatta exponeringsanalysen – återspeglas även i den vetenskapliga litteraturen och i myndighetsrekommendationer avseende tillämpning av probabilistisk riskbedömning [24, 39, 40]. Däremot accepteras användningen av probabilistisk metodik när det gäller dos-responsanalysen för ekotoxikologiska effekter. Framgent kan vi förvänta oss en bredare ansats, där hela det toxikologiska underlaget utvärderas med probabilistisk metodik [41-44]. I den här rapporten kommer vi dock att i första hand att belysa hur exponeringsanalysen kan fördjupas och förbättras med den nya metodiken.

4.1 Modeller och osäkerhet

Syftet med en probabilistisk riskbedömning är att på ett rationellt och vetenskapligt försvarbart sätt hantera osäkerhet och variabilitet. När det gäller exponeringsrisker kopplade till förorenad mark så är valet av modell och dess struktur en grundläggande osäkerhetsfaktor som benämns *modellosäkerhet* [24]. Validering och verifiering av exponeringsmodellen liksom definition av tillämpningsdomänen är då av stor betydelse och även här är statistiska metoder användbara. Ett exempel på detta är de strukturaktivitetssamband (QSAR)² som används för att skatta olika fördelningskoefficienter, upptag och effekter i biota [45-47]. En QSAR-modells komplexitet kan beskrivas som en funktion av antalet justerbara parametrar och den optimala komplexiteten är då den som ger bäst förutsäggelseförmåga, figur 4.1.



Figur 4.1 Förutsäggelseförmåga som en funktion modellkomplexitet

² Ett strukturaktivitetssamband är en matematisk modell som beskriver hur en biologisk, kemisk eller fysikalisk egenskap varierar som en funktion av ett ämnes kemiska uppbyggnad (struktur). Ibland avser begreppet även sambandet mellan olika biologiska, fysikaliska och kemiska egenskaper.

Parametersäkerhet används som beteckning på osäkerheten i skattningen av de variabler som används i den slutliga exponeringsmodellen, vilket alltså är synonymt med prediktionsfelet i den primära QSAR-modellen. Fördelningskoefficienter, biokonzentrations- och biomagnifikationsfaktorer är några exempel på modellparametrar som ofta ger ett stort bidrag till osäkerheten i hälso- och miljöriskbedömningar [48-50]. Parametersäkerheter kan minimeras genom ytterligare informationsinsamling och genom kritisk utvärdering av redan tillgänglig information. Parametersäkerhet finns även i de fördelningar som beskriver variabilitet i olika ingångsvariabler, t.ex. koncentrationen av en markförorening [51].

Probabilistisk riskbedömning kan användas för att beskriva de parametersäkerheter som finns i en given exponeringsmodell och hur dessa inverkar på slutresultatet. Modellstrukturen i sig är svårt att beskriva i probabilistiska termer. En systematisk jämförelse av alternativa modellstrukturer och modellantaganden kan däremot ingå som en del av den probabilistiska riskbedömningen [24, 52].

Den amerikanska "CalTox" och den brittiska "CLEA" (Contaminated Land Exposure Assessment) är två exempel på exponeringsmodeller som använder probabilistisk metodik [52-55]. Dessa båda modeller och några andra har nyligen utvärderats i jämförande studier. I den senaste av dessa, som genomfördes på Taiwan, så jämfördes CalTox med RBCA-metodiken (Risk-Based Corrective Action) [56, 57]. Slutsatsen av den jämförelsen var dock endast att metoderna gav olika resultat och inte var helt jämförbara eftersom de bygger på delvis olika modellantaganden. Liknande problem uppstod även i den franska SOLEX-studien av gamla gastomter, men här fanns mätresultat på exponeringen i form av en biomarkör för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) [58]. Fyra olika modeller utvärderades, däribland CalTox och CLEA, och det är intressant att konstatera att det var CalTox-modellen som gav bäst överensstämmelse med de olika exponeringsscenarierna. Liknande utvärderingar av probabilistisk metodik, med data från biomonitorering, har även rapporterats från studier av arsenik och bly [59, 60]. SoilRisk är ytterligare ett exempel på en modell för probabilistisk riskbedömning [61, 62].

Scenariosaäkerhet, slutligen, betecknar osäkerheten i valet av exponeringsförutsättningar och avsaknad av väsentlig information. Osäkerheten kan bli påtaglig när en modell från ett tillämpningsområde används inom ett helt annat för vilken den inte är avsedd, men scenariosaäkerheten kan även avse oklarheter i den framtida användningen av ett markområde och därav följande exponering [63]. Scenariosaäkerhet hanteras ofta som modellosäkerhet, d.v.s. flera olika alternativ utvärderas och jämförs.

4.2 Variabilitet

Interindividuell variabilitet (naturlig variation mellan individer) är av stor betydelse i alla riskbedömningar. Skillnaden mellan barn och vuxna är den kanske mest uppenbara faktorn att ta hänsyn till. Olika livsstil, matvanor, kroppsbyggnad, kön, sjukdomar och yrke är bara några av de övriga faktorer som inverkar på de flesta miljö- och hälsorisker [23]. Vid en punktskattning behandlas alla lika genom att konstruera en slags "medelsvensson" eller en extremt exponerad och känslig indi-

vid. Beroende på hur olika faktorer väljs så kan det leda till både över- och underskattning av risker, för såväl enskilda individer som hela populationer. En probabilistisk ansats gör det däremot möjligt att särskilja olika grupper (populationer) med särskilt hög exponering beroende på denna interindividuella variabilitet [64].

En metod för att förbättra punktskattningarna är att analysera exponeringen för flera olika grupper av individer och det är då vanligt att skilja på barn och vuxna. Ett exempel på detta är skattningar av det direkta intaget av jord. Första gången det kom i centrum av en riskbedömning var för markförorening med polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner [65]. Det visade sig snart att det antagna intaget av jord hos små barn var helt orealistiskt och därmed gav felaktiga riskuppskattningar [66, 67]. Dessutom är det inte så enkelt att alla barn äter lika mycket jord, utan det varierar i intervallet från något tiotal upp till över etthundra milligram per dag. Intaget är inte heller konstant över tiden utan varierar kraftigt med barnets ålder. Mycket forskning har lagts ner på att karakterisera denna variabilitet eftersom det är en kritisk faktor i många riskbedömningar av förorenad mark [1, 68-71]. Numer finns därför underlag för att beskriva intaget av jord även med sannolikhetsfördelningar.

Skillnader mellan individer med avseende på ålder och kön tar sig även många andra uttryck, exempelvis vad avser kroppsvikt, kroppsytta, vattenintag, andningsvolym och intag av olika livsmedel. Genom att ta hänsyn till denna variabilitet kan riskbedömningar av förorenad mark förbättras [72]. I USA har den här typen av faktauppgifter samlats i "Exposure Factors Handbook" [73] och arbete pågår nu med en liknande sammanställning inom EU-projektet "European Exposure Assessment Toolbox" [74, 75].

Spatial variabilitet (variationer i rummet) är likaså av stor betydelse när det gäller riskbedömningar av förorenad mark. Utbredningen av en markförorening är en uppenbar faktor att beakta, men även markförhållandena kan variera [76]. Labieniec och medarbetare visade hur risken varierar över ett geografiskt område om samma riktvärde för sanering tillämpas [61]. Den spatiala variabiliteten i risk beror främst på hydrogeologiska förhållanden och är särskilt påtaglig för de föroreningar som dels är stabila, dels lätt transporteras. Variabiliteten i risk är alltså av något mindre betydelse för ämnen som är svårörliga, men den kan öka i vissa speciella situationer [77].

Det är av värde att bibehålla den spatiala kopplingen i probabilistiska riskbedömningar [78]. Flera forskare har också visat på möjligheterna att integrera probabilistisk riskbedömning med geografiska informationssystem (GIS) och skapa "riskkartor" [79, 80]. Konsekvenser av olika behandlingsalternativ kan utvärderas både med geostatistiska metoder och genom att skatta den spatiala variabiliteten med probabilistisk metodik [51, 81].

Temporal variabilitet (variationer över tiden) tillmäts inte alltid lika stor vikt som den interindividuella och spatiala variabiliteten. Det kan delvis bero på avsaknad av data, men även att dynamiska modeller är mer komplexa och svårare att parametersätta. De flesta multimediamodeller är därför statiska till sin natur och bygger på antaganden om jämvikt. Vid större avvikelser från dessa jämvikt-antaganden så kan modellen behöva kompletteras med en dynamisk komponent. Temporal variabilitet i sorption på grund av biologisk nedbrytning eller bort-

transport är ett exempel från litteraturen, där en probabilistisk ansats kan användas för att avgöra kompletteringsbehovet och skatta precisionen i de kinetiska parametrarna [82, 83].

Utlakningen av markföroreningar genom desorption har också ett tidsmässigt beroende. De meteorologiska förhållandena (temperatur, nederbörd och avdunstning) varierar kraftigt från år till år och påverkar både vattenflödena i marken och borttransporten av föroreningar. Det kan i vissa fall vara viktigt att karakterisera den temporala variabiliteten i väderleken och inkludera denna information i spridningsmodellerna [76]. Långsiktiga förändringar i klimatet erbjuder förstås en speciell utmaning i detta sammanhang.

Kopplingen mellan de olika typerna av variabilitet är ibland tydlig. Tiden det tar att sanera ett markområde genom markventilering ("soil vapor extraction") beror framför allt på den spatiala variabiliteten i markförhållandena och föroreningshalter [84]. Betydelsen av dessa och andra faktorer för efterbehandlingsprojektet kan studeras med probabilistisk metodik.

4.3 Simuleringsmetodik

En probabilistisk riskbedömning baseras normalt på simuleringar av utfall från ett stort antal möjliga val av värden för ingångsvariablerna och modellparametrarna. Beräkningsarbetet kan för det mesta utföras med en vanlig persondator. Ett antal metodrelaterade ställningstaganden har dock stor betydelse för utfallet och hur det kan nyttiggöras i praktiska beslutssituationer. Några av dessa frågeställningar behöver belysas.

4.3.1 Val av sannolikhetsfördelningar

Valet och utvecklingen av ingångsfördelningar är den enskilt viktigaste faktorn som bestämmer utfallet i en probabilistisk riskbedömning och just därför har det fått stor uppmärksamhet, både i den vetenskapliga litteraturen och i myndighetsanvisningar [24, 28, 39, 70, 85-89]. En systematisk studie av hudexponering för benso[a]pyren-förorenad jord visade att valet av sannolikhetsfördelningar hade störst betydelse för riskuppskattningar i de övre percentilerna, däremot påverkades inte den inbördes rangordningen i känslighet [87].

I många fall har olika ingångsfördelningar valts trots samma ingångsdata, vilket naturligtvis ställer krav på redovisning av de överväganden och antaganden som ligger bakom [24, 28, 85]. "Standardfördelningar" har föreslagits för faktorer som inte varierar mellan olika platser [88, 90]. Myndigheter har även gått ut med specifika rekommendationer om vilka fördelningar som ska väljas [73, 86].

Det är inte ovanligt att uppmätta föroreningshalter visar sig härröra från mer än en underliggande fördelning och det finns metoder att separera dessa [89]. Ett alternativ till de teoretiska sannolikhetsfördelningarna kan istället vara att, som nämndes tidigare, använda data direkt i simuleringen genom s.k. återsampling [23, 91, 92].

Valet av sannolikhetsfördelning kan göras utifrån dataunderlaget med hjälp av statistiska test, men det är ofta säkrare och mer tillförlitligt att använda olika grafiska metoder. Bäst är naturligtvis om det finns en fysikalisk-kemisk för-

klaringsmodell som leder fram till en specifik teoretisk fördelning. Fördelningen kan därefter parametersättas med olika statistiska metoder, t.ex. maximum likelihood-metodik [23].

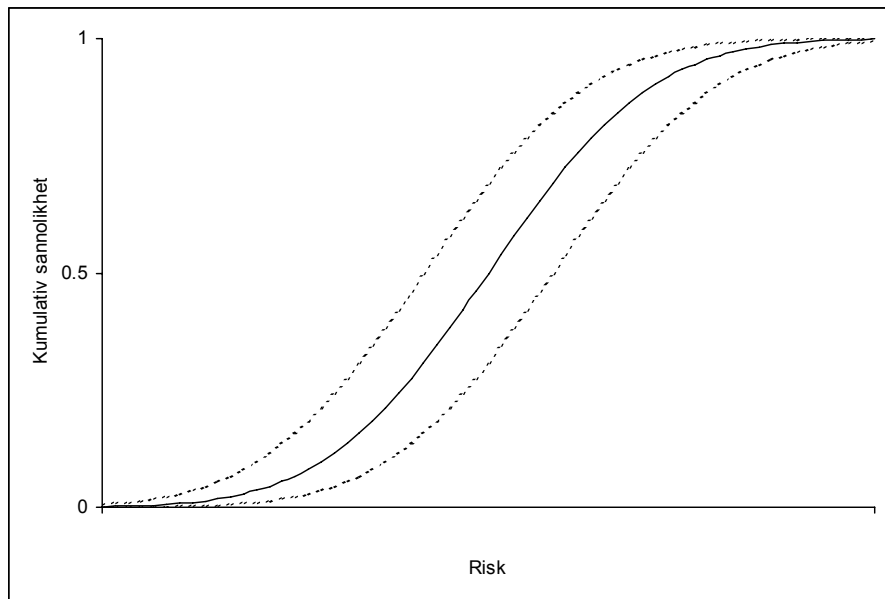
4.3.2 Samplingsalgoritmer

Den vanligaste simuleringstekniken – *Monte Carlo-metoden* – går ut på att slumpmässigt dra värden (sampla) från de valda sannolikhetsfördelningarna och sedan fortplanta dessa igenom den valda modellen [23]. Upprepas proceduren tillräckligt många gånger så erhålls en stabil resultatfördelning som kan användas i riskbedömningen [93]. För att uppnå stabilitet även i de högsta percentilerna för resultatfördelningen så krävs i allmänhet många tusen eller t.o.m. 10 000-tals iterationer (upprepningar).

I en komplex modell med många ingångsvariabler och icke-linjära komponenter så kan simuleringstiden, även med dagens datorer, vara en resursbegränsande faktor. I en slumpmässig simulering med Monte Carlo-metoden så konvergerar i allmänhet resultatfördelningens centrala delar relativt snabbt, men som påpekats tar det längre tid att uppnå stabilitet i ytterkanten. En metod att snabbare uppnå konvergens över hela området är då att systematiskt sampla ingångsfördelningarna över hela deras variationsområde. *Latin Hypercube Sampling* (LHS) är en sådan stratifierad metod, där ingångsfördelningen först delas upp i områden med likformiga sannolikheter och därefter dras värden slumpmässigt inom dessa områden [23]. LHS-metoden ger därmed en garanterad täckning av hela variationsintervallet. Ett praktiskt exempel på när LHS-metoden visade sig lämpad är vid studier av grundvattenföroreningar där antalet modellparametrar är betydande [94].

4.3.3 Tvådimensionell simulering

I syfte att karakterisera variabilitet och osäkerhet i en riskbedömning så bör begreppen hållas åtskilda [20, 28]. I simuleringsarbetet kan detta uppnås genom separata simuleringar, men analysen kan också ske genom en s.k. tvådimensionell (2D) simulering. I en 2D-simulering separeras variabilitet och osäkerhet genom att simuleringen körs i två beräkningsloopar, en inre och en yttre. I den inre beräkningsloopen undersöks variabiliteten genom att dra värden från de valda sannolikhetsfördelningarna i ett lämpligt antal iterationer. I den yttre beräkningsloopen simuleras osäkerheten på ett likartat sätt och för varje nytt parameterintervall så återupprepas den inre beräkningsloopen. Det innebär alltså att lika många sannolikhetsfördelningar beräknas som antalet "varv" i den yttre loopen. Består den inre loopen av 5 000 iterationer och den yttre av 1 000 iterationer så blir alltså det totala antalet 5 000 000 iterationer. Beräkningsarbetet ökar alltså påtagligt vid en 2D-simulering. Resultatet från en 2D-simulering kan redovisas som en kumulativ fördelningsfunktion med konfidensgränser, figur 4.2. Den heldragna linjen beskriver den skattade variabilitetsfördelningen och osäkerheten i skattningen visas som streckade konfidensgränser.



Figur 4.2 Exempel på en kumulativ sannolikhetsfördelning med övre och undre konfidensgränser (ofta motsvarande 5 % respektive 95 %)

Användbarheten av 2D-simulering i riskbedömning av förorenad mark har visats i flera olika arbeten [95-98].

4.3.4 Känslighetsanalys

En viktig del i den probabilistiska riskbedömningen är att identifiera de ingångsvariabler som har störst inflytande på beräkningsresultatet. En känslighetsanalys kan också möjliggöra att arbetet förenklas genom att en del variabler med mindre inflytande ersätts av punktskattningar. Arbetet kan då fokuseras till att konstruera tillförlitliga sannolikhetsfördelningar för de väsentligaste ingångsvariablerna [99].

Ett enkelt sätt att undersöka känsligheten för variationer i en enskild ingångsvariabel är att variera denna och studera utfallet för modellen [23, 100]. Om den sammanvägda effekten på utfallet från flera olika variabler ska utvärderas så är det tillförlitligare att göra en Monte Carlo- eller LHS-simulering; för att därefter granska variansbidraget eller korrelationen mellan respektive ingångsvariabel och resultatet [23, 77, 90, 101]. Ofta används då Spearmans rangkorrelation som är mindre känslig för avvikelser från normalfördelningen. Sambanden kan även analyseras grafiskt.

Funktionssambandet mellan en ingångsvariabel och resultatet är inte alltid monotont (växande eller avtagande). En enkel grafisk analys (X-Y-plott) kan visa om så är fallet och ge vägledning för hur känsligheten bör utvärderas. Variansanalys (ANOVA) och regression är exempel på alternativ till korrelationskoefficienter som mått på känsligheten [23, 102].

Probabilistiska metoder som inte bygger på Monte Carlo-simulering kan också användas för utvärdering av risker från markföroreningar [103, 104]. En fördel som ibland brukar framhållas är att exekveringen i en dator kan gå snabbare, men det saknar numer praktisk betydelse.

4.4 Tillämpning

Förorenad mark är vid sidan av kärnkraftssäkerhet den viktigaste miljötillämpningen av probabilistisk säkerhets- och riskbedömning. Hittills har probabilistiska metoder fått störst användning för att förbättra exponeringsanalysen, men tillämpningar finns även inom dos-responsanalys av ekotoxikologiska effekter. De flesta probabilistiska riskbedömningar syftar till att ge beslutsunderlag för att fastställa platsspecifika riktvärden. Den ökade tillämpningen har lett fram till ett behov av riktlinjer och sådana har presenterats både av enskilda forskare och av myndigheter i USA.

4.4.1 Fallstudier

Ett stort antal studier har publicerats avseende probabilistisk riskbedömning av förorenad mark på specifika platser i Nordamerika, Europa och Asien. De avser exempelvis förorening med bly [51, 60, 80, 98], arsenik [59, 105, 106], krom [107], uran [108, 109], PCB [23, 95, 96, 105, 110, 111], PAH [58, 105, 112], hexaklorbensen [95], pentaklorfenol [105, 113], dioxiner [90, 105, 113, 114] och klorerade lösningsmedel [90, 101, 115]. Dessa probabilistiska riskbedömningar täcker in olika exponeringssituationer inom vitt skilda verksamheter, däribland tidigare metallurgisk industri (smältverk och gruvor), tillverkningsindustri, gasverkstomter, träimpregnering, infrastruktur (fyllnadsmaterial och rangerbangård), skjutfält samt deponier.

Probabilistisk riskbedömning har alltså använts inom i stort sett hela skalan av tillämpningar som förekommer när det gäller sanering av förorenad mark. Erfarenheterna har genomgående varit goda. Det har ansetts att den probabilistiska metodiken har ökat kunskapen om osäkerhet och variabilitet och därmed förbättrat beslutsunderlaget [98, 108-110]. Det har visats att det förekommer överskattningar av risker med traditionell metodik, men även motsatsen kan förekomma och den probabilistiska riskbedömningen leder då till striktare saneringsmål [90, 98, 105, 112, 116]. Ofta har den probabilistiska riskbedömningen kunnat ge distinkta svar på frågor om förekomst av en hälso- eller miljörisk (av betydelse), vilka saneringsmål som är rimliga och hur olika markområden bör klassificeras [60, 98, 107].

Riskkommunikation, både med beslutsfattare och med de närmast berörda, har identifierats som ett område som behöver utvecklas när probabilistisk riskbedömning ska tillämpas [98]. I några av de tidigaste studierna efterlystes myndighetsriktlinjer, men sådana finns numer utgivna av bl.a. U. S. EPA [24].

4.4.2 Ekotoxikologi

Inom dos-responsanalysen för miljötoxikologiska effekter accepteras probabilistisk metodik [24]. Fördelningar av testresultat för enskilda arter kan då kombineras med exponeringsfördelningar för att skatta de sammanvägda sannolikheterna [117-120]. Ett antal studier har visat på de probabilistiska metodernas förmåga att karakterisera variabilitet i djurpopulationer och ekosystem. Erfarenheterna är i stort sett likartade de som tidigare har redovisats för exponeringsanalyser. Probabilistisk miljöriskbedömning – PERA (“probabilistic ecologic risk assessment”) – har vid

flera tillfällen använts för att beskriva biotillgänglighet, bioackumulation, effektgränser och påverkan av markföroreningar [48, 117, 121-124]. Exempel på miljöföroreningar vars ekologiska risker har utvärderats med PERA är: Linjära alkylsulfonater (LAS) [123], PCB [48], DDT [118, 121], bly [118] och kadmium [121, 122]. Det har dock konstaterats att grundkunskapen ofta saknas för att ge svar med den säkerhet som efterfrågas av beslutsfattare och allmänhet [117].

Tillämpningen av probabilistisk metodik för miljöriskbedömning behandlas relativt utförligt med ett eget kapitel i standardverket på området "Ecological risk assessment for contaminated sites" [125]. Karakterisering av osäkerhet beskrivs och valet av ingångsfördelningar diskuteras ingående. Praktiska råd i utförandet ges även av Burmaster och Andersson [126].

4.4.3 Saneringsmål och riktvärden

Probabilistisk riskbedömning möjliggör bättre karakterisering av variabilitet och osäkerhet [115], men den probabilistiska metodiken leder inte sällan till helt andra slutsatser om saneringsmål och den maximala exponering som kan uppstå. I många fall har det kunnat konstateras att punktskattningar – enligt av U. S. EPA rekommenderad metod – ger resultat som kraftigt överskrider den övre 90 eller 95 % konfidensgränsen i en probabilistisk exponeringsanalys [1, 90, 113, 116, 127]. I en studie var överensstämmelsen med data från biomonitorering bättre för en probabilistisk exponeringsbedömning än för motsvarande punktskattning [106].

Det finns även studier som visar på en god överensstämmelse mellan deterministisk och probabilistisk metodik [128], liksom att riskerna ibland kan underskattas med en punktskattning [112]. Ibland kan punktskattningsmetoderna kompletteras med en probabilistisk bedömning, t.ex. så kan Monte Carlo-simuleringar och rimliga exponeringsparametrar användas för att definiera den maximalt exponerade individen [129].

Platsspecifika riktvärden, "*site-specific preliminary remediation goals*" (i am. litt.), kan beräknas med probabilistisk metodik [24]. Praktiska exempel på beräkning av riktvärden med probabilistisk metodik finns från en mängd olika verksamheter och olika typer av föroreningar [112, 114, 130-135]. Inbördes beroende mellan exponeringsfaktorerna medför dock att vanlig "bakåträkning" från en given risk eller referensdos blir missvisande [24, 136]. Skattningen bör istället göras iterativt genom att beräkna exponeringen vid flera olika markkoncentrationer.

4.4.4 Beslutsfattande

Probabilistisk riskbedömning ger bättre beslutsunderlag, men kräver också en ökad arbetsinsats jämfört med en deterministisk punktskattning [24]. Den probabilistiska ansatsen är därför bäst motiverad där beslutsituationen är oklar, framför allt när en punktskattning inte kan friskriva från risker och kostnaderna för efterbehandling är betydande [137].

Probabilistisk metodik öppnar även möjligheter att direkt använda sannolikhetsfördelningar för risker i den fortsatta beslutsanalysen, att utvärdera olika beslutsalternativ och inte minst att ta med de ekonomiska aspekterna på risk och nytta [137]. Den probabilistiska riskbedömningen kan byggas ut med en rent kvantitativ

beslutsanalys [138-140]. Beslutsinformation – i form av handlingsalternativ, sannolikheter och kostnader – kan även struktureras med s.k. beslutsträd [141, 142].

Beslutsanalys grundad på en probabilistisk riskbedömning har tillämpats för några Superfundprojekt [105, 138, 142]. Det visade sig då möjligt att genomföra en samlad utvärdering av flera olika handlingsalternativ och för flera olika besluts-situationer [142]. Möjligheter finns därmed att selektivt bedöma kostnadseffektiviteten för olika behandlingsalternativ [105].

Beslutsproblem i ett tidigt skede står i centrum för den nyligen utvecklade metodiken för prioritering av förorenade områden (PRIOR) [143]. PRIOR syftar till att fördjupa nuvarande metodik för inventering av förorenade områden (MIFO) genom att även ta in kostnader för efterbehandling i prioriteringen mellan olika objekt. Den kvalitativa riskklassificeringen i MIFO har ersatts med antagna sannolikhetsfördelningar som får representera olika risknivåer. Bayesiansk analys är en annan statistisk metodik för att hantera beslutsproblem. Expertbedömningar hanteras som subjektiva sannolikheter som justeras allteftersom mer information blir tillgänglig. Beslut om marksanering är ett tillämpningsområde och nyligen presenterades en svensk avhandling i ämnet [144]. Dessa båda ansatser skiljer sig väsentligt från de tidigare beskrivna probabilistiska riskbedömningarna, som till övervägande del utgår från ett rent empiriskt underlag, men överensstämmer till viss del i hanteringen och redovisningen av osäkerheter.

4.5 Riktlinjer och kvalitetssäkring

Den probabilistiska riskbedömningsmetodikerna har många fördelar och ger ett väsentligt bättre beslutsunderlag än punktskattningar. En övergång till probabilistisk riskbedömning ställer dock krav på kvalitetssäkring och medvetenhet om metodens begränsningar [136, 145]. Ett sätt att få likformiga och jämförbara resultat är att definiera och standardisera arbetsgången och numer finns en betydande grad av konsensus kring vilka kvalitetsmått som är relevanta. U. S. EPA tog 1996 initiativ till ett forskarmöte för att diskutera dessa frågor och ett år senare publicerades "*Guiding Principles for Monte Carlo Analysis*" [28]. I detta dokument redovisas åtta punkter som definierar god vetenskaplig sed avseende probabilistisk riskbedömning. I förkortad form kan dessa punkter återges enligt följande:

- 1) Syftet och omfattningen av den probabilistiska riskbedömningen ska tydligt redovisas.
- 2) Metoderna (inklusive modeller och antaganden) ska dokumenteras och vara lätt tillgängliga i utvärderingsrapporten.
- 3) Resultat från känslighetsanalyser ska presenteras och diskuteras.
- 4) Närvaro eller frånvaro av samband och beroenden mellan olika ingångsvariabler ska diskuteras och beaktas i riskbedömningen.
- 5) Information ska ges i rapporten om varje ingångs- och utgångsfördelning (i tabellform och grafiskt). Valet av fördelningar ska förklaras och motiveras.
- 6) Den numeriska stabiliteten, både för centralmått och övre precentiler, i utgångsfördelningarna ska redovisas och diskuteras.

- 7) Beräkningar av exponering och risker med deterministiska metoder bör även redovisas.
- 8) Hänsyn ska tas till de exponeringsantaganden som ligger till grund för toxikologiska jämförelsevärden.

Innehållsmässigt så motsvarar EPA:s åtta punkter ovan de fjorton ”principles of good practice” som tidigare har föreslagits av Burmaster och Andersson [126].

Probabilistisk riskbedömning har använts under minst 15 år i olika mark-saneringsprojekt i USA. Behovet av specifika riktlinjer inom det här området har därför uppmärksammats och vägledningsdokument har tagits fram av både federala och delstatliga myndigheter [24, 39, 146]. Arbetet med riktlinjer har särskilt fokuserat på projekt inom Superfund-programmet och numer finns mycket detaljerade anvisningar om hur probabilistisk metodik bör tillämpas [24, 40].

Vilka frågeställningar har då ansetts viktiga att belysa i de amerikanska vägledningarna för probabilistisk riskbedömning? *“Risk Assessment Guidance for Superfund; Volume III – Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment”* är ett dokument på 385 sidor, inklusive bilagor, som ingående beskriver både vetenskapliga överväganden och policyfrågor rörande probabilistisk riskbedömning av Superfund-projekt. Det praktiska genomförandet rekommenderas ske i tre steg, där en inledande steget baseras på punktskattningar. Visar det sig motiverat så byggs riskbedömningen sedan ut med en enkel probabilistisk riskbedömning (endimensionell Monte Carlo-simulering) eller som sista steg en avancerad dito (tvådimensionell Monte Carlo-simulering).

Det amerikanska vägledningsdokumentet redogör ingående för vilka redovisningskrav som kan ställas, för exempelvis val av ingångsfördelningar och känslighetsanalysen (se de åtta punkterna ovan). En probabilistisk riskbedömning som avser hälsorisker bör redovisas separat från miljörisker, främst därför att även dos-responssambanden behandlas annorlunda i den sistnämnda. Beräkningsgången för platsspecifika riktvärden diskuteras och rekommendationer ges för de beräkningsmetoder som bör användas. Slutligen tar vägledningsdokumentet upp riskkommunikation av probabilistiska riskbedömningar och dess roll i beslutsprocessen, även här med rekommendationer och olika exempel. I den omfattande bilagedelen diskuteras mer ingående det tekniska utförandet av känslighetsanalyser, val och anpassning av sannolikhetsfördelningar samt hur variabilitet och osäkerhet ska karakteriseras och separeras. Därutöver ingår även begreppsdefinitioner och checklistor.

Vägledningsdokument avseende specifika delar av den probabilistiska riskbedömningen håller även på att utarbetas. Ett projekt vid North Carolina State University, som inte direkt berör förorenad mark, har resulterat i ett dokument som anger “rekommenderad praxis” för känslighetsanalyser [102]. Det avviker inte från redovisningen här, men behandlar olika metodfrågor mer i detalj.

Ytterligare en åtgärd som kan öka förtroendet för riskbedömningar är en mer konsekvent tillämpning av vetenskaplig förhandsgranskning (“peer review”). I USA är detta vanligt förekommande och det finns en särskild handbok även för detta [147].

Liknande behov av riktlinjer finns även i Europa och skulle kunna bidra till att undanröja en del av den tveksamhet som finns [148-150]. De flesta bedömare tycks ju ändå anse att den probabilistiska riskbedömningsmetoden inte längre kan ignoreras [149]. Kraven på kvalitetssäkring gäller givetvis även för riskbedömningar med traditionell metodik.

5 Tillämpbarhet för svenska förhållanden

De allmänna slutsatserna om tillämpbarheten av probabilistisk metodik för att karakterisera osäkerhet, variabilitet och känslighet i riskbedömningsmodeller har naturligtvis samma giltighet i Sverige som i Nordamerika. Bred acceptans internationellt och tillgången till användarvänliga beräkningsverktyg gör att en ökad tillämpning kan förutses under de närmaste åren. För att uppnå ett fullgott resultat av probabilistisk riskbedömning krävs emellertid även en betydande kunskap och färdigheter i tillämpningen av metodiken, liksom att beslutssystemet utvecklar enhetliga rutiner för tolkning och kvalitetssäkring. Begränsningarna i tillämpbarhet är därför för närvarande främst av institutionell art och att det saknas nödvändig kunskap.

5.1 Nuvarande metodik

Den metodik som har använts för att utveckla de generella riktvärdena för förorenad mark finns beskrivna i Naturvårdsverkets rapport *“Development of generic guideline values”* [17]. Platsspecifika riktvärden har utvecklats med likartade modeller och det nya beräkningsverktyg som väntas inom kort bygger på samma förfarande.

I den nuvarande metodiken beaktas, för effekter på människa, sju olika exponeringsvägar som leder till direkt och indirekt intag, inandning och hudkontakt. För de olika exponeringsvägarna tillämpas olika exponeringsmodeller av varierande komplexitet. Generellt gäller dock att alla ingångsparametrar är punktskattningar, men däremot görs åtskillnad mellan barn och vuxna liksom förväntad framtida markanvändning (känslig och mindre känslig med respektive utan grundvattenskydd). Exponeringsmodellernas uppbyggnad överensstämmer till stor del med liknande modeller i andra länder, framför allt den holländska CSOIL-modellen. Exponeringen via de olika exponeringsvägarna jämförs sedan med ett toxikologiskt referensvärde. Genom bakåträkning i exponeringsmodellen så kan en motsvarande referenskoncentration beräknas för den förorenade marken. Ytterligare justeringar görs till tolerabla dagliga intag (TDI) och bakgrundsnivåer, efter integrering av de olika exponeringsvägarna.

Bland de viktiga ingångsparametrarna i exponeringsmodellerna återfinns flera fördelningskonstanter (H , K_d , K_{oc} och K_{ow}), hydrogeologiska karakteristika (porvatten, porluft, densitet, vattenflöden, o.s.v.), biokoncentrationsfaktorer, utspädningsfaktorer, uppskattade intag, kroppsvikt, andningsvolym, exponeringstider, o.s.v.. Metoder och data har till viss del anpassats till svenska förhållanden, men för var och en av dessa parametrar finns osäkerhet och i många fall även variabilitet. Rapportförfattarna har hanterat problemet genom konservativa antaganden, men pekar också på att det kan leda till alltför stor försiktighet. En slutsats i rapporten är att analyser av osäkerhet och känslighet kan ge vägledning för fortsatta studier och datainsamling.

5.2 Vad probabilistiska metoder kan tillföra

Den stora fördelen med nuvarande metodik, konservativa punktskattningar, är enkelheten. Det går snabbt att utföra riskbedömningen och det behövs ett minimum av information. Problem uppstår när den skattade exponeringen visar sig överstiga det toxikologiska referensvärdet och när kostnaderna för åtgärder är betydande. Bristen på kunskap – om hur stor säkerhetsmarginalen egentligen är – utgör då ett hinder för rationellt beslutsfattande och prioriteringar [151].

Exponeringsmodellernas multiplikativa utformning leder till en kraftig förstärkning av de konservativa antaganden som införs. Det är därmed omöjligt att kvantitativt skatta riskerna. Svårigheten att kvantifiera och särskilja variabilitet och osäkerhet har diskuterats tidigare, liksom behovet av känslighetsanalyser. Probabilistisk riskbedömning erbjuder en rationell metod för att hantera alla dessa problemställningar. Dessutom innebär den probabilistiska metoden att olika saneringsalternativ kan jämföras, inklusive bidraget till riskreduktion. Den tidigare diskuterade PRIOR-metoden introducerar en semikvantitativ probabilistisk ansats som syftar till att ge bättre prioriteringsunderlag [143].

5.3 Ett räkneexempel

Den probabilistiska metodiken för exponeringsanalys kan illustreras med ett räkneexempel.

Benso[a]pyren är en carcinogen miljöförorening med ett generellt riktvärde för känslig markanvändning på 0.3 mg/kg TS. Den exponeringsväg som är begränsande för intaget är grönsaker odlade på platsen.

Av utrymmeskål redovisas inte alla överväganden och delresultat. En fullständig utvärdering av exponering för benso[a]pyren förutsätter också att övriga exponeringsvägar beaktas.

5.3.1 Exponeringsmodellen

Den exponeringsmodell som har använts finns beskriven i Naturvårdsverkets rapport 4639 [17]. Intaget via grönsaker beskrivs med ekvationen:

$$Intag = C_s \cdot R_{ig} \cdot f_h \cdot K_{pl}$$

C_s är koncentrationen i marken, R_{ig} är det genomsnittliga dagliga intaget av grönsaker (integrerat över livstid), f_h är andelen hemodlade grönsaker och K_{pl} är koncentrationskvoten mellan växter och mark.

R_{ig} beräknas i sin tur från genomsnittsintaget för barn respektive vuxna enligt:

$$R_{ig} = (Intag_{barn} \cdot Exptid_{barn} / Bw_{barn} + Intag_{vux} \cdot Exptid_{vux} / Bw_{vux}) / Exptid_{tot}$$

Bw är kroppsvikt och $Exptid$ är exponeringstiden.

K_{pl} beräknas från biokoncentrationsfaktorerna för det aktuella ämnet och fördelningen av ämnet mellan porvatten och jord enligt:

$$K_{pl} = (BCF_{stam} \cdot f_{blad} + BCF_{rot} \cdot f_{rot}) \cdot \rho_b / (\theta_w + K_d \cdot \rho_b + H \cdot \theta_a)$$

Fördelningen i födan mellan blad- och rotgrönsaker anges av f_{blad} och f_{rot} , ρ_b är densiteten hos torr jord, θ_w och θ_a anger andelarna porvatten respektive porluft, K_d är fördelningskoefficienten mellan jord och vatten, och H är Henrys konstant.

K_d skattas enligt:

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

K_{oc} är fördelningskoefficienten mellan organiskt bundet kol och vatten, och f_{oc} är jordens innehåll av organiskt kol.

Biokoncentrationsfaktorerna, BCF_{stam} och BCF_{rot} , skattas med empiriska samband enligt:

$$BCF_{stam} = (10^{(0.95 \cdot \log K_{ow} - 2.05)} + 0.82) \cdot 0.784 \cdot 10^{(-0.434 \cdot (\log K_{ow} - 1.78)^2 / 2.44)}$$

$$BCF_{rot} = 10^{(0.77 \cdot \log K_{ow} - 1.52)} + 0.82$$

K_{ow} är fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten.

Det finns naturligtvis en inte obetydlig modellosäkerhet att ta hänsyn till, exempelvis i antagandet om jämvikt och beräkningen av biokoncentrationsfaktorer. Den empiriska formeln för att skatta BCF är egentligen endast tillämpbar för ämnen med $\log K_{ow}$ upp till 3.7-4.6 [152-154]. Räkneexemplet kommer dock att fokusera på osäkerhet och variabilitet i ingångsvariablerna.

5.3.2 Ingångsvariablerna

I den ovan redovisade exponeringsmodellen finns sexton ingångsvariabler, som samtliga karakteriseras av både osäkerhet och variabilitet. I tabell 5.1 anges för var och en av dessa ingångsvariabler, dels det värde som har använts i rapporten 4639, dels alternativa värden hämtade från andra källor.

Tabell 5.1 Ingångsvariabler i modellberäkning

Ingångsvariabel	Värde	Alt. skattning	Referens
C_s (mg/kg TS)	0.41		
f_h (%)	30	13	[155]
Intag _{barn} (kg/d)	0.15	0.13	[156]
Exptid _{barn} (år, 0-6)	6		
Bw _{barn} (kg)	15		
Intag _{vux} (kg/d)	0.29	0.26 / 0.24	[157]
Exptid _{vux} (år, 7-64)	58		
Bw _{vux} (kg)	70	81 / 66	[158]
f_{blad} (%)	50	57	[157]
ρ_b (kg/dm ³)	1.5	1.2	[159]
θ_w (dm ³ /dm ³)	0.3		
θ_a (dm ³ /dm ³)	0.2		
H	4.6E-5	1.6E-5	[159]
K_{oc}	1 020 000	661 000	[159]
f_{oc} (%)	2	2.5	[159]
K_{ow} (l/kg)	1 290 000	1 350 000	[159]

Intaget av benso[a]pyren via grönsaker uppgår till 2.2E-5 mg/kg/d om beräkningen baseras på de värden som anges i rapporten 4639. Används de alternativa värdena i tabell 1 så resulterar punktskattningen i ett intag på 0.86E-5 mg/kg/d. Skillnaden i beräkningsresultat är alltså endast en faktor två.

I tabell 5.2 anges vald statistisk fördelning för respektive ingångsvariabel samt definierande parametrar. Referenserna avser värdena för parametersättning. För ett antal exponeringsvariabler har detaljeringsgraden ökat. Dessutom har exponeringstiden inom det förorenade området tillåtits variera och därför ingår bakgrundskoncentrationen av benso[a]pyren i modellberäkningen. Individer som har flyttat antas alltså ha en fortsatt exponering som motsvarar bakgrundskoncentrationen.

Tabell 5.2 Statistiska fördelningar för ingångsvariabler i modellberäkning

Ingångsvariabel	Fördelning	Parametrar	Referens
C_s (mg/kg TS)	Uniform	Max=min=0.41	
$C_{s, \text{bakgrund}}$ (mg/kg TS)	Lognormal	Median=0.03, 90-percentil=0.44	[160]
f_h (%)	Triangulär	Min=0, max=30, typvärde=13	[155]
Intag _{barn} (kg/d)	Normal	Medelv=0.13, stdav=0.04	[156]
Exptid _{barn} (år, 0-6)	Triangulär	Min=1, max=6, typvärde=3	
BW _{barn} (kg)	Normal	Medelv=15, stdav=3, min=0	
Grönsaker: Intag _{vux, kvinna} (g/d)	Lognormal	Medelv=113, stdav=72	[157]
Grönsaker: Intag _{vux, man} (g/d)	Lognormal	Medelv=84, stdav=58	[157]
Rotfrukter: Intag _{vux, kvinna} (g/d)	Lognormal	Medelv=14, stdav=20	[157]
Rotfrukter: Intag _{vux, man} (g/d)	Lognormal	Medelv=12, stdav=44	[157]
Potatis: Intag _{vux, kvinna} (g/d)	Normal	Medelv=116, stdav=63, min=0	[157]
Potatis: Intag _{vux, man} (g/d)	Normal	Medelv=168, stdav=94, min=0	[157]
Exptid _{vux} (år, 7-75)	Lognormal	50-percentil= 9, 90-percentil=33, max=69	[73, 161]
BW _{vux, kvinna} (kg)	Normal	Medelv=66.3, stdav=9.4	[158, 162]
BW _{vux, man} (kg)	Normal	Medelv=80.9, stdav=11	[158, 162]
f_{blad} (%)	Beräknat		
ρ_b (kg/dm ³)	Triangulär	Min=0.25, max=1.6, typvärde=1.2	[159]
θ_w (dm ³ /dm ³)	Triangulär	Min=0.05, max=0.5, typvärde=0.3	[159]
θ_a (dm ³ /dm ³)	Triangulär	Min=0.0, max=0.60, typvärde=0.2	Neg. korr. m. θ_w
H	Lognormal	Logmedel=-4.80 logstdav=0.5	[159]
K_{oc}	Lognormal	Logmedel=5.82 logstdav=0.5	[159]
f_{oc} (%) *	Triangulär	Min=0.5, max=12, typvärde =2.5	Se not.
K_{ow} (l/kg)	Lognormal	Logmedel=6.13, logstdav=0.5	[159]

* Övre gräns för f_{oc} motsvarar matjord med mycket hög kolhalt.

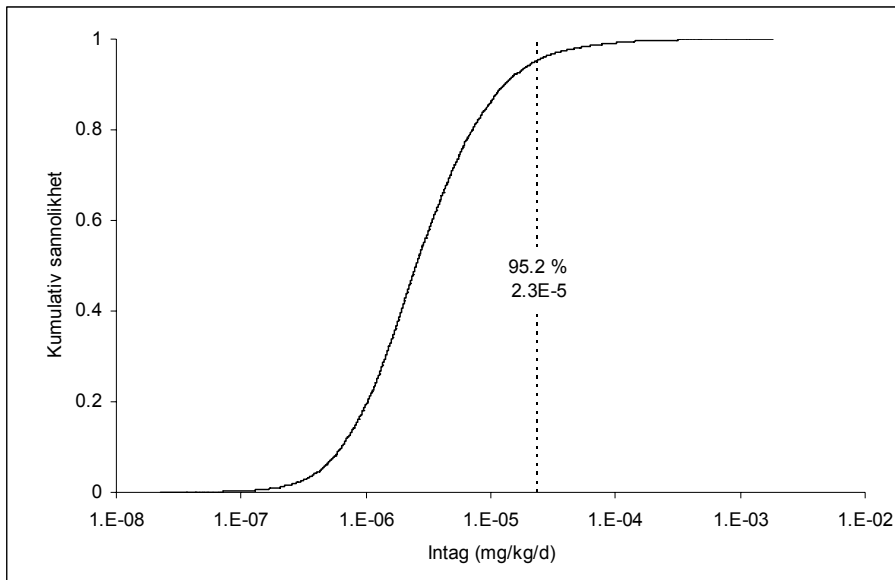
En punktskattning som även tar hänsyn till den mer detaljerade uppdelningen i fler ingångsvariabler, avseende kroppsvikt och grönsakskonsumtion samt reducerad exponeringstid resulterar i ett medelintag på 4.6E-6 mg/kg/d.

Fördelningen mellan män och kvinnor har antagits vara 50/50. Typ- och minvärdena för densitet är sannolikt alltför låga för svenska förhållanden, men i praktiken har det ingen påverkan i räkneexemplet. Spridningen i fördelningskoefficienterna har antagits uppgå till 0.5 log-enheter, vilket ungefär motsvarar spridningen i litteraturuppgifter och osäkerheten i många strukturaktivitetssamband. θ_w och θ_a , andelen porvatten respektive porluft, är korrelerade ingångsvariabler. I Monte Carlo-simuleringen har korrelationskoefficienten satts till 0.8.

5.3.3 Simuleringsresultat

De flesta ingångsvariablerna beskriver primärt variabilitet i markförhållanden, konsumtionsvanor och kroppsvikt. Tre ingångsvariabler avspeglar enbart osäkerhet och dessa är de tre fördelningskoefficienterna: K_{ow} , K_{oc} och H. I en första simuleringsomgång användes därför punktskattningar för dessa variabler (de värden som betecknas alternativ skattning i tabell 1 ovan).

I den första simuleringen genomfördes 10 000 iterationer. Det beräknade intaget fördelar sig enligt figur 5.1.



Figur 5.1 Kumulativ sannolikhetsfördelning för beräknat intag av benso[a]pyren (mg/kg/d).

Det toxikologiska referensvärdet motsvarar 95 percentilen. Det ska tolkas så att endast 5 % av de exponerade kommer att ha ett intag över det toxikologiska referensvärdet. U. S. EPA rekommenderar val av en percentil i intervallet 90-99.9 % för "reasonable maximum exposure range". Nuvarande generella riktvärde för benso[a]pyren och andra carcinogena PAH (0.3 mg/kg) förefaller därför att vara väl avvägt när man beaktar variabiliteten i de angivna ingångsvariablerna. Sammanvägningen av olika PAH kan göras annorlunda [163, 164], men det ligger utanför ramen för detta räkneexempel.

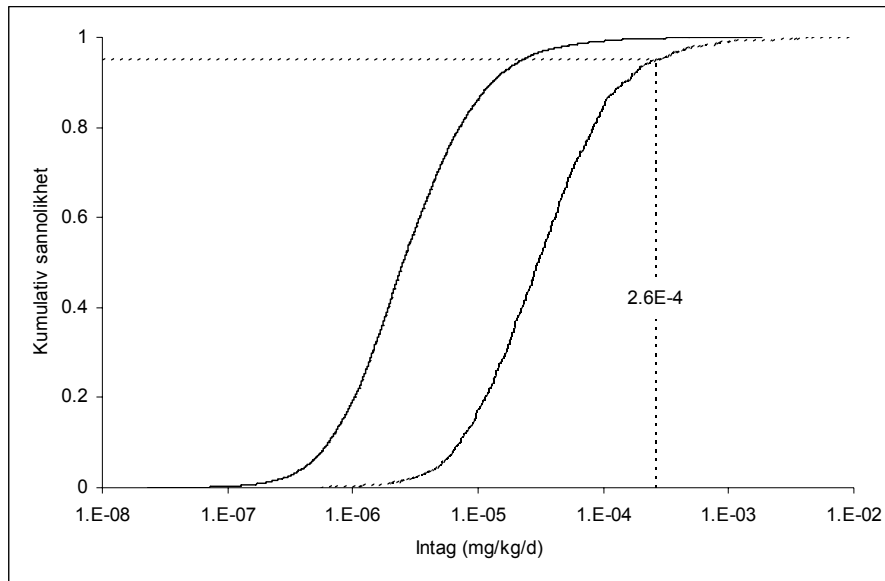
5.3.4 Känslighetsanalys

Spearmans rangkorrelation är en enkel och robust metod att jämföra känsligheten för ingångsvariablerna (se avsnitt 4.3.4 "Känslighetsanalys"). I tabell 5.3 redovisas dessa korrelationskoefficienter och det framgår tydligt att spridningen i beräknat intag främst beror på variabilitet i bakgrundskoncentrationen, jordens innehåll av organiskt kol (f_{oc}), andelen hemodlade grönsaker (f_h), exponeringstiden och intaget av potatis.

Tabell 5.3 Spearman's rangkorrelationskoefficienter för variabilitet i intag

Ingångsvariabel	Koefficient
C_s , bakgrund	0.51
f_{oc}	-0.48
f_h	0.44
$Exptid_{vux}$	0.26
Potatis: $Intag_{vux, man}$	0.18
Potatis: $Intag_{vux, kvinna}$	0.14
$Intag_{barn}$	0.10
$Exptid_{barn}$	0.09
BW_{barn}	-0.09
$BW_{vux, kvinna}$	-0.04
Grönsaker: $Intag_{vux, kvinna}$	-0.03
Rotfrukter: $Intag_{vux, man}$	0.03
$BW_{vux, man}$	-0.03
Rotfrukter: $Intag_{vux, kvinna}$	0.03
θ_a	0.02
θ_w	-0.02
ρ_b	-0.01
Grönsaker: $Intag_{vux, man}$	-0.01

Osäkerheterna i fördelningskoefficienterna kan inkluderas i en s.k. tvådimensionell simulering (se avsnitt 4.3.3 "Tvådimensionell simulering"). Simuleringen av osäkerheten i fördelningskoefficienterna sker då i den yttre loopen och för varje nytt parameterintervall så körs som tidigare en simulering av variabilitet i den inre beräkningsloopen. En sådan 2D-simulering har genomförts med 240 iterationer i den yttre och 1 000 i den inre beräkningsloopen, alltså 240 000 iterationer totalt. I figur 5.2 visas den kumulativa sannolikhetsfördelningen samt den beräknade övre 95 % konfidensgränsen som en funktion av beräknat intag.



Figur 5.2 Kumulativ sannolikhetsfördelning för beräknat intag av benso[a]pyren (mg/kg/d) samt övre 95 % konfidensgräns.

När man tar hänsyn till osäkerheterna i fördelningskoefficienterna – främst K_{oc} och K_{ow} – reduceras alltså säkerhetsmarginalen högst påtagligt. Resultatet kan uttryckas som att den bästa skattningen av exponering tyder på att endast 5 % av befolkningen kommer att ha ett intag över $2.3E-5$ mg/kg/d, men att osäkerheten i modellparametrarna är så stor att vi med säkerhet (95 %) endast kan ange att intaget inte kommer att överskrida $2.6E-4$ mg/kg/d.

5.3.5 Beräkningsjämförelse

I tabell 5.4 sammanfattas de olika beräkningsresultaten från de olika deterministiska punktskattningarna och de probabilistiska intagsberäkningarna.

Tabell 5.4 Beräknat intag med olika metoder

Metod	Intag (mg/kg/d)
Punktskattning (rapport 4639)	$2.2E-5$
Alternativ punktskattning 1	$0.86E-5$
Alternativ punktskattning 2	$0.46E-5$
Probabilistisk skattning av intag, endast variabilitet	$2.3E-5$
Probabilistisk skattning av intag, variabilitet och osäkerhet	$26E-5$
Toxikologiskt referensvärde	$2.3E-5$

Räkneexemplet tyder alltså inte på att riktvärdet är för lågt satt. Tvärtom illustrerar det att en probabilistisk riskbedömning ger möjlighet att påvisa osäkerheter som skulle kunna motivera ett ännu lägre riktvärde, eller aktiva åtgärder för att öka säkerheten i exponeringsanalysen. Det sistnämnda förefaller som det rimligaste alternativet.

Förutom osäkerheten i fördelningskoefficienterna så finns en betydande modellosäkerhet, främst avseende biokoncentrationsfaktorerna. Modellerna är, som tidigare angavs, inte tillämpbara för ämnen med $\log K_{ow}$ över 4.6 och litteraturuppgifter tyder på att växtupptaget av tyngre PAH-föreningar är väsentligt lägre än vad upptagsmodellerna anger [165, 166]. En fördjupad riskbedömning av benso[a]pyren bör självklart beakta detta, liksom andra exponeringsvägar.

5.4 Kvalitetssäkring och utbildning

Probabilistisk metodik ger ett fylligare underlag för riskbedömningar av förorenad mark, men ibland kan det vara svårt att tolka och jämföra resultat från olika studier. Väsentliga ingångsdata kan vara dåligt redovisade och metodvalen kanske avviker från den gängse normen. I USA, som har kommit längst på det här området, har därför tydliga riktlinjer utarbetats (se avsnitt 4.5 "Riktlinjer och kvalitetssäkring"). Det finns anledning att överväga om det är lämpligt att utarbeta liknande riktlinjer för kvalitetssäkring även här.

Litteraturöversikten har visat på en ökad tillämpning av probabilistisk metodik i Europa och metoderna har även mycket att tillföra i Sverige. En ökad användning kan därför förutses, i första hand vid fördjupade riskbedömningar för att ta fram platsspecifika riktvärden. Det finns ingen anledning att bromsa den utvecklingen och metodiken kräver ingen speciell anpassning för svenska förhållanden, men däremot är det rimligt att ange ramar som underlättar tolkning och jämförbarhet. U. S. EPA:s och delstaten Oregons riktlinjer kan då tjäna som exempel. Sannolikt kommer europeiska riktlinjer så småningom och Sverige skulle vara bättre förberett att delta i det arbetet om vi nu försöker vinna egna erfarenheter.

Ett vägledningsdokument skulle också kunna tjäna till att utbilda och upplysa både utförare, beslutsfattare och allmänhet om probabilistisk riskbedömning, dess möjligheter och begränsningar. För att uppnå en god och dokumenterad kvalitet krävs även ytterligare utbildningsinsatser. Kurser finns utomlands, men det finns all anledning att även överväga vad som kan göras på hemmaplan inom det svenska utbildningsväsendet. En allmänt inriktad utbildning i miljöriskanalys med inriktning på probabilistiska metoder genomfördes 2004, som ett tillval på 20 poäng inom det miljövetenskapliga programmet, vid högskolan i Kalmar. Probabilistiska metoder ingår även som en väsentlig del i den 10 poängskurs i riskanalysmetoder som ges inom ramen för civilingenjörprogrammet i riskhantering vid Lunds Tekniska Högskola. Behovet av kortare kurser för fortbildning av redan yrkesverksamma är sannolikt stort och här behövs både distansutbildning och kortare problembaserade kurser.

6 Slutsatser och rekommendationer

Variabilitet och osäkerhet i en kvantitativ riskbedömning bör karakteriseras med probabilistiska metoder. I alla populationer, vare sig det är grupper av individer eller grupper av prov, så finns det variabilitet. Likartat så finns det för alla mätstorheter ett visst mått av osäkerhet. Det är därför av fundamental betydelse att karakterisera hur detta påverkar riskuppskattningen och hur stor inverkan de olika variablerna har på slutresultatet. Därmed skapas även ett underlag som gör det möjligt att både skatta riskens storlek och bedöma säkerheten i denna skattning.

Hittills har metodiken fått störst användning inom exponeringsanalys, men framgent kan det förväntas att även dos-responssambanden behandlas likartat. Vid sidan av kärnkraftindustrin så är riskbedömning av förorenad mark sannolikt det största tillämpningsområdet. En mängd studier finns redan publicerade och metodiken är vetenskapligt väletablerad. Utvecklingen har kommit längst i USA, men alltfler tillämpningar kommer nu även i europeiska länder. I Storbritannien är probabilistisk riskbedömning en viktig del av den metodansats som rekommenderas av miljömyndigheterna. Probabilistisk riskbedömning har ofta använts för att etablera platsspecifika riktvärden och det är här som en framtida användning i Sverige främst kan förutses.

En effektiv användning av probabilistisk riskbedömning i Sverige, för hållbar sanering av förorenad mark, förutsätter ett antal byggstenar. Vi har pekat på behovet av ett vägledningsdokument och ökad utbildning. Därutöver behövs lämpliga beräkningsverktyg och det finns ett antal kommersiellt tillgängliga programvaror som kan användas. Dessa behöver utvärderas avseende dels möjligheten att integrera nuvarande svenska riskbedömningsmodeller, dels möjligheten att effektivt kommunicera resultaten till beslutsfattare och allmänhet. Ett antal fallstudier som visar på den praktiska tillämpbarheten skulle också vara värdefullt och kan antingen redovisas separat eller som en del av vägledningsdokumentet.

7 Referenser

1. Paustenbach, D.J., *The practice of exposure assessment: A state-of-the-art review*. Journal of Toxicology and Environmental Health Part B: Critical Reviews, 2000. **3**(3): sid. 179-291.
2. Wilmot, R.D., *Development of a quantitative framework for regulatory risk assessments: Probabilistic approaches*. Rapport nr: SKI 2003:41. 2003, Statens Kärnkraftsinspektion: Stockholm.
3. Nationalencyklopedin. 1994, Bokförlaget Bra Böcker AB, Höganäs.
4. Rowe, W.D., *Introduction to risk assessment*, i *Energy risk management*, sid. 7-19, G.T. Goodman och W.D. Rowe, red. 1979, Academic Press: London; New York, NY.
5. *Kemikaliekontroll: huvudbetänkande*. Statens offentliga utredningar 1984:77. 1984, Liber/Allmänna förl.: Stockholm.
6. Grimvall, G., P. Jacobsson och T. Thedéen, *Risker i tekniska system*. 2003, Studentlitteratur: Lund.
7. Davidsson, G., L. Haeflner, B. Ljungdman och H. Frantzich, *Handbok för riskanalys*. 2003, Räddningsverket: Karlstad.
8. *Vision statement*. SRA Annual Meeting 1993. Savannah, Georgia: Society for Risk Analysis.
9. *Miljö för en hållbar hälsoutveckling*. Statens offentliga utredningar 1996:124. 1996, Liber/Allmänna förl.: Stockholm.
10. National Research Council, *Risk assessment in the federal government: Managing the process*. 1983, National Academy Press: Washington, DC.
11. *Kommissionens direktiv 93/67/EEG av den 20 juli 1993 om principer för bedömning av risker för människor och miljön med ämnen som anmälts enligt rådets direktiv 67/548/EEG*. Europeiska gemenskapernas officiella tidning, 1993. **L 227**: sid. 9-18.
12. *Förslag till Europaparlamentets och rådets förordning om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach), inrättande av en europeisk kemikaliemyndighet samt ändring av direktiv 1999/45/EG och förordning (EG) {om långlivade organiska föreningar}*. Rapport nr: KOM/2003/0644. 2003, Europeiska Gemenskapernas kommission: Bryssel.
13. *Riskbedömning och riskhantering inom kemikaliekontrollen*. Rapport nr: 11/95. 1995, Kemikalieinspektionen: Stockholm.
14. Andersson, I. och T. Lindvall, *Riskbedömning - Hälsa - Miljö*. Rapport nr: 4409. 1995, Naturvårdsverket: Stockholm.

15. Ahlborg, U.G. och M. Haag Grönlund, *Some methods for risk assessment*. Rapport nr: 4442. 1995, Naturvårdsverket: Stockholm.
16. Hammar, T., *Riskbedömning vid spridning (Power Point-bild)*. 2004.
17. Elert, M., C. Jones och F. Norman, *Development of generic guideline values - Model and data used for generic guideline values for contaminated soil in Sweden*. Rapport nr. 4639. 1996, Naturvårdsverket: Stockholm.
18. Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend och D.M. Imboden, *Environmental organic chemistry*. 2:a uppl. 2002, Wiley: Hoboken, USA.
19. *Human health risk assessment - Proposals for the use of assessment (uncertainty) factors*. Rapport nr. 1/03. 2003, Kemikalieinspektionen: Stockholm.
20. National Research Council, *Science and judgment in risk assessment*. 1994, National Academy Press: Washington, DC.
21. Morgan, M.G., M. Henrion och M. Small, *Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis*. 1990, Cambridge University Press: Cambridge; New York.
22. Rowe, W.D., *Identification of risk*, i *Risk and reason: risk assessment in relation to environmental mutagens and carcinogens*, P. Oftedal och A. Brøgger, red. 1986, A.R. Liss: New York.
23. Cullen, A.C. och H.C. Frey, *Probabilistic techniques in exposure assessment: a handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs*. 1999, Plenum Press: New York.
24. *Risk assessment guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment*. Rapport nr: EPA 540-R-02-002. 2001, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
25. *Reactor safety study: an assessment of accident risks in U.S. commercial nuclear power plants*. Rapport nr: WASH-1400, NUREG-75/014. 1975, U.S. Nuclear Regulatory Commission: Washington, D.C.
26. *Statens kärnkraftinspektionens allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna om säkerhet i vissa kärntekniska anläggningar (SKIFS 1998:1)*. 1998, Statens kärnkraftinspektion: Stockholm.
27. Hedin, A., *Planning report for the safety assessment SR-Can*. Rapport nr: TR-03-08. 2003, Svensk Kärnbränslehantering AB: Stockholm.
28. *Guiding principles for Monte Carlo analysis*. Rapport nr: EPA/630/R-97/01. 1997, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
29. *Opinion on the available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial ecosystems*. Rapport nr:

- C2/JCD/csteep/Ter91100/D(0). 2000, Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Health & Consumer Protection Directorate, Europeiska Gemenskapernas kommission: Bryssel.
30. *Exposure data in risk assessments of organic chemicals*. Rapport nr: C2/JCD/csteep/ExpAssess20072001/D(01). 2001, Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, Health & Consumer Protection Directorate, Europeiska Gemenskapernas kommission: Bryssel.
31. *First report on the harmonisation of risk assessment procedures*. Rapport nr. 2000, European Commission, Health & Consumer Protection Directorate, Europeiska Gemenskapernas kommission: Bryssel.
32. Hart, A. *Probabilistic risk assessment for pesticides in Europe: Implementation and research needs*. I *European Workshop on Probabilistic Risk Assessment for the Environmental Impacts of Plant Protection Products*. 2001. Central Science Laboratory, Sand Hutton, York.
33. Jager, T., M.G.J. Rikken och P. van der Poel, *Uncertainty analysis of EUSES: Improving risk management through probabilistic risk assessment*. Rapport nr: 679102039. 1997, RIVM: Bilthoven.
34. Vermeire, T., M. Pieters, M. Rennen och P. Bos, *Probabilistic assessment factors for human health risk assessment - A practical guide*. Rapport nr: 601516005. 2001, RIVM: Bilthoven.
35. Jager, T., H.A. den Hollander, G.B. Janssen, P. van der Poel, M.G.J. Rikken och T.G. Vermeire, *Probabilistic risk assessment for new and existing chemicals: Example calculations*. Rapport nr: 679102049. 2000, RIVM: Bilthoven.
36. Vermeire, T.G., H. Stevenson, M.N. Pieters, M. Rennen, W. Slob och B.C. Hakker, *Assessment factors for human health risk assessment: a discussion paper*. Rapport nr: 620110007. 1998, RIVM: Bilthoven.
37. Efron, B. och R. Tibshirani, *An introduction to the bootstrap*. Monographs on statistics and applied probability; 57. 1993, Chapman & Hall/CRC: New York, USA.
38. Williams, P.R.D. och D.J. Paustenbach, *Risk characterization: Principles and practice*. Journal of Toxicology and Environmental Health Part B: Critical Reviews, 2002. 5(4): sid. 337-406.
39. Hope, B. och M. Stock, *Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments*. 1998, Oregon Department of Environmental Quality: Portland, OR.
40. Chang, S.S., *Implementing probabilistic risk assessment in USEPA Superfund program*. Human and Ecological Risk Assessment, 1999. 5(4): sid. 737-754.

41. Slob, W. och M.N. Pieters, *A probabilistic approach for deriving acceptable human intake limits and human health risks from toxicological studies: General framework*. Risk Analysis, 1998. **18**(6): sid. 787-798.
42. Torres, K.C. och M.L. Johnson, *Testing of metal bioaccumulation models with measured body burdens in mice*. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001. **20**(11): sid. 2627-2638.
43. Bogen, K.T., *Methods for addressing uncertainty and variability to characterize potential health risk from trichloroethylene contaminated ground water at Beale Air Force Base in California: Integration of uncertainty and variability in pharmacokinetics and dose-response*. Rapport nr: UCRL-ID-135978. 2004, Lawrence Livermore National Lab.: Livermore, CA.
44. Goodrum, P.E., G.L. Diamond, J.M. Hassett, och D.L. Johnson, *Monte Carlo modeling of childhood lead exposure: Development of a probabilistic methodology for use with the USEPA IEUBK model for lead in children*. Human and Ecological Risk Assessment, 1996. **2**(4): sid. 681-708.
45. Wei, D.B., C.D. Wu, L.S. Wang, och H.Y. Hu, *QSPR-based prediction of adsorption of halogenated aromatics on yellow-brown soil*. SAR and QSAR in Environmental Research, 2003. **14**(3): sid. 191-198.
46. Öberg, T., *A QSAR for baseline toxicity: Validation, domain of application, and prediction*. Chemical Research in Toxicology, 2004. **17**(12): sid. 1630-1637.
47. Öberg, T., *Prediction of physical properties for PCB congeners from molecular descriptors*. Internet Journal of Chemistry, 2001. **4**:11.
48. MacIntosh, D.L., G.W. Suter och F.O. Hoffman, *Uses of probabilistic exposure models in ecological risk assessment of contaminated sites*. Risk Analysis, 1994. **14**(4): sid. 405-419.
49. McKone, T.E., *Uncertainty and variability in human exposures to soil contaminants through home-grown food - a Monte-Carlo assessment*. Risk Analysis, 1994. **14**(4): sid. 449-463.
50. Kostka-Rick, R. och O. Mekel, *Selecting bioconcentration factors for minimizing uncertainty in probabilistic exposure assessment for cadmium*. Fresenius Environmental Bulletin, 2003. **12**(6): sid. 581-583.
51. McKenna, S.A., *Geostatistical approach for managing uncertainty in environmental remediation of contaminated soils: Case study*. Environmental & Engineering Geoscience, 1998. **4**(2): sid. 175-184.
52. Hertwich, E.G., T.E. McKone och W.S. Pease, *A systematic uncertainty analysis of an evaluative fate and exposure model*. Risk Analysis, 2000. **20**(4): sid. 439-454.

53. *Contaminated land exposure assessment model (CLEA): Technical basis and algorithms*. Rapport nr: CLR10. 2002, U.K. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
54. McKone, T.E., *Alternative modeling approaches for contaminant fate in soils: uncertainty, variability, and reliability*. Reliability Engineering and System Safety, 1996. **54**(2-3): sid. 165-181.
55. McKone, T.E. och K.G. Enoch, *CalTOX™, A multimedia total exposure model spreadsheet user's guide. Version 4.0 (Beta)*. Rapport nr: LBNL - 47399. 2002, Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory: Berkeley, CA.
56. *Standard guide for risk-based corrective action*. Rapport nr: E2081-00, 2000, American Society for Testing and Materials: West Conshohocken, PA.
57. Chang, S.H., C.Y. Kuo, J.W. Wang och K.S. Wang, *Comparison of RBCA and CalTOX for setting risk-based cleanup levels based on inhalation exposure*. Chemosphere, 2004. **56**(4): sid. 359-367.
58. Dor, F., P. Empeur-Bissonnet, D. Zmirou, V. Nedellec, J.-M. Haguenoer, F. Jongeneelen, A. Person, W. Dab och C. Ferguson, *Validation of Multimedia Models Assessing Exposure to PAHs - The SOLEX Study*. Risk Analysis, 2003. **23**(5): sid. 1047-1057.
59. Cohen, J.T., B.D. Beck, T.S. Bowers, R.L. Bornschein och E.J. Calabrese, *An arsenic exposure model: Probabilistic validation using empirical data*. Human and Ecological Risk Assessment, 1998. **4**(2): sid. 341-377.
60. Tristán, E., A. Demetriades, M.H. Ramsey, M.S. Rosenbaum, P. Stavakis, I. Thornton, E. Vassiliades och K. Vergou, *Spatially resolved hazard and exposure assessments: An example of lead in soil at Lavrion, Greece*. Environmental Research, 2000. **82**(1): sid. 33-45.
61. Labieniec, P.A., D.A. Dzombak och R.L. Siegrist, *Risk variability due to uniform soil remediation goals*. Journal of Environmental Engineering - ASCE, 1996. **122**(7): sid. 612-621.
62. Labieniec, P.A., D.A. Dzombak och R.L. Siegrist, *Evaluation of uncertainty in a site-specific risk assessment*. Journal of Environmental Engineering, 1997. **123**(3): sid. 234-243.
63. Katsumata, P.T. och W.E. Kastenbergh, *On the impact of future land use assumptions on risk analysis for Superfund sites*. Journal of the Air & Waste Management Association, 1997. **47**(8): sid. 881-889.
64. Moschandreas, D.J., H. Ari, S. Karuchit, Y. Kim, M.D. Lebowitz, M.K. O'Rourke, S. Gordon och G. Robertson, *Exposure to pesticides by medium*

- and route: The 90th percentile and related uncertainties.* Journal of Environmental Engineering - ASCE, 2001. **127**(9): sid. 857-864.
65. Kimbrough, R.D., H. Falk, P. Stehr och G. Fries, *Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) contamination of residential soil.* Journal of Toxicology and Environmental Health, 1984. **14**(1): sid. 47-93.
66. Paustenbach, D.J., H.P. Shu och F.J. Murray, *A critical examination of assumptions used in risk assessments of dioxin contaminated soil.* Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1986. **6**(3): sid. 284-307.
67. Paustenbach, D.J. och F.J. Murray, *A critical examination of assessments of the health risks associated with 2,3,7,8-TCDD in soil.* Chemosphere, 1986. **15**(9-12): sid. 1867-1874.
68. Stanek III, E.J. och E.J. Calabrese, *Daily soil ingestion estimates for children at a Superfund site.* Risk Analysis, 2000. **20**(5): sid. 627-635.
69. Stanek III, E.J., E.J. Calabrese och M. Zorn, *Biasing factors for simple soil ingestion estimates in mass balance studies of soil ingestion.* Human and Ecological Risk Assessment, 2001. **7**(2): sid. 329-355.
70. Stanek III, E.J., E.J. Calabrese och M. Zorn, *Soil ingestion distributions for Monte Carlo risk assessment in children.* Human and Ecological Risk Assessment, 2001. **7**(2): sid. 357-368.
71. Sheppard, S.C., *Parameters values to model the soil ingestion pathway.* Environmental Monitoring and Assessment, 1995. **34**(1): sid. 27-44.
72. Zhao, Q. och J.J. Kaluarachchi, *Risk assessment at hazardous waste-contaminated sites with variability of population characteristics.* Environment International, 2002. **28**(1-2): sid. 41-53.
73. *Exposure factors handbook.* Rapport nr: PB98-124217. 1997, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
74. *Status report about the development of the "European exposure assessment toolbox" at EIS-ChemRisks.* 2003, Europeiska gemenskapernas kommission, Joint Research Centre, Ispra.
75. Papametiou, D. och P.J. Hakkinen. *Presentation of the "European Exposure Assessment Toolbox".* i *Society For Risk Analysis Annual Meeting 2004.* 2004. Palm Springs, CA.
76. van Alphen, B.J. och J.J. Stoorvogel, *Effects of soil variability and weather conditions on pesticide leaching — A farm-level evaluation.* Journal of Environmental Quality, 2002. **31**(3): sid. 797-805.

77. Labieniec, P.A., D.A. Dzombak och R.L. Siegrist, *Risk variability from uniform soil remediation goals for PCBs*. Journal of Environmental Engineering - ASCE, 1994. **120**(3): sid. 495-512.
78. Burmaster, D.E. och K.M. Thompson, *Estimating exposure point concentrations for surface soils for use in deterministic and probabilistic risk assessments*. Human and Ecological Risk Assessment, 1997. **3**(3): sid. 363-384.
79. Kooistra, L., R.S.E.W. Leuven, P.H. Nienhuis, R. Wehrens och L.M.C. Buydens, *A procedure for incorporating spatial variability in ecological risk assessment of Dutch River floodplains*. Environmental Management, 2001. **28**(3): sid. 359-373.
80. Korre, A., S. Durucan och A. Koutroumani, *Quantitative-spatial assessment of the risks associated with high Pb loads in soils around Lavrio, Greece*. Applied Geochemistry, 2002. **17**(8): sid. 1029-1045.
81. Ryti, R.T., *Superfund soil cleanup - developing the Piazza Road remedial design*. Journal of the Air & Waste Management Association, 1993. **43**(2): sid. 197-202.
82. Opdyke, D.R. och R.C. Loehr, *Statistical analysis of chemical release rates from soils*. Journal of Soil Contamination, 1999. **8**(5): sid. 541-558.
83. Opdyke, D.R. och R.C. Loehr, *Importance of nonequilibrium sorption conditions: Contaminated soil*. Ground Water Monitoring and Remediation, 2002. **22**(3): sid. 136-143.
84. Massmann, J., S. Shock och L. Johannesen, *Uncertainties in cleanup times for soil vapor extraction*. Water Resources Research, 2000. **36**(3): sid. 679-692.
85. Binkowitz, B.S. och D. Wartenberg, *Disparity in quantitative risk assessment: A review of input distributions*. Risk Analysis, 2001. **21**(1): sid. 75-90.
86. Hope, B.K., *Distributions selected for use in probabilistic human health risk assessments in Oregon*. Human and Ecological Risk Assessment, 1999. **5**(4): sid. 785-808.
87. Hamed, M.M., *Impact of random variables probability distribution on public health risk assessment from contaminated soil*. Journal of Soil Contamination, 2000. **9**(2): sid. 99-117.
88. Finley, B.L., P.K. Scott och D.A. Mayhall, *Development of a standard soil-to-skin adherence probability density-function for use in Monte-Carlo analyses of dermal exposure*. Risk Analysis, 1994. **14**(4): sid. 555-569.

89. Singh, A., A.K. Singh och G. Flatman, *Estimation of background levels of contaminants*. *Mathematical Geology*, 1994. **26**(3): sid. 361-388.
90. Finley, B. och D. Paustenbach, *The benefits of probabilistic exposure assessment: Three case studies involving contaminated air, water, and soil*. *Risk Analysis*, 1994. **14**(1): sid. 53-73.
91. Singh, A.K., A. Singh och M. Engelhardt, *The lognormal distribution in environmental applications*. Rapport nr: EPA/600/R-97/006. 1997, U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC.
92. *Use of the bootstrap method in calculating the concentration term for estimating risks at contaminated sites*. Rapport nr: Technical Memorandum – 01-004. 2003, Alaska Department of Environmental Conservation: Juneau, AK.
93. Lahkim, M.B. och L.A. Garcia, *Stochastic modeling of exposure and risk in a contaminated heterogeneous aquifer. 1. Monte Carlo uncertainty analysis*. *Environmental Engineering Science*, 1999. **16**(5): sid. 315-328.
94. Lahkim, M.B., L.A. Garcia och J.R. Nuckols, *Stochastic modeling of exposure and risk in a contaminated heterogeneous aquifer. 2: Application of Latin Hypercube Sampling*. *Environmental Engineering Science*, 1999. **16**(5): sid. 329-343.
95. Cohen, J.T., M.A. Lampson och T.S. Bowers, *The use of two-stage Monte Carlo simulation techniques to characterize variability and uncertainty in risk analysis*. *Human and Ecological Risk Assessment*, 1996. **2**(4): sid. 939-971.
96. Simon, T.W., *Two-dimensional Monte Carlo simulation and beyond: A comparison of several probabilistic risk assessment methods applied to a Superfund site*. *Human and Ecological Risk Assessment*, 1999. **5**(4): sid. 823-843.
97. Buck, R.J., H. Ozkaynak, J.P. Xue, V.G. Zartarian och K. Hammerstrom, *Modeled estimates of chlorpyrifos exposure and dose for the Minnesota and Arizona NHEXAS populations*. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2001. **11**(3): sid. 253-268.

98. Griffin, S., P.E. Goodrum, G.L. Diamond, W.L. Meylan, W.J. Brattin och J.M. Hassett, *Application of a probabilistic risk assessment methodology to a lead smelter site*. Human and Ecological Risk Assessment, 1999. **5**(4): sid. 845-868.
99. Maddalena, R.L., T.E. McKone, D.P.H. Hsieh och S. Geng, *Influential input classification in probabilistic multimedia models*. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2001. **15**(1): sid. 1-17.
100. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Rapport nr: 4889. 1998, Naturvårdsverket: Stockholm.
101. Lee, L.J.H., C.C. Chan, C.W. Chung, Y.C. Ma, G.S. Wang och J.D. Wang, *Health risk assessment on residents exposed to chlorinated hydrocarbons contaminated in groundwater of a hazardous waste site*. Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A, 2002. **65**(3-4): sid. 219-235.
102. Frey, H.C., A. Mokhtari och J. Zheng, *Recommended practice regarding selection, application, and interpretation of sensitivity analysis methods applied to food safety process risk models*. Rapport nr. 2004, North Carolina State University.
103. Hamed, M.M., *Probabilistic sensitivity analysis of public health risk assessment from contaminated soil*. Journal of Soil Contamination, 1999. **8**(3): sid. 285-306.
104. Smith, V.J. och R.J. Charbeneau, *Probabilistic soil contamination exposure assessment procedures*. Journal of Environmental Engineering - ASCE, 1990. **116**(6): sid. 1143-1163.
105. Katsumata, P.T. och W.E. Kastenberg, *On using residual risk to assess the cost effectiveness and health protectiveness of remedy selection at superfund sites*. Reliability Engineering & System Safety, 1998. **62**(1-2): sid. 131-151.
106. Lee, R.C. och J.C. Kissel, *Probabilistic prediction of exposures to arsenic contaminated residential soil*. Environmental Geochemistry and Health, 1995. **17**(4): sid. 159-168.
107. Paustenbach, D.J., D.M. Meyer, P.J. Sheehan och V. Lau, *An assessment and quantitative uncertainty analysis of the health risks to workers exposed to chromium contaminated soils*. Toxicology and Industrial Health, 1991. **7**(3): sid. 159-196.
108. Goldammer, W. *Application of probabilistic risk based optimization approaches in environmental restoration*. i *The Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation. ICEM '95*. 1995. Berlin, Germany: ASME, New York, NY.

109. Takeda, S., M. Kanno, N. Minase och H. Kimura, *Estimates of parameter and scenario uncertainties in shallow-land disposal of uranium wastes using deterministic and probabilistic safety assessment models*. Journal of Nuclear Science and Technology, 2002. **39**(8): sid. 929-937.
110. Batchelor, B., J. Valdes och V. Araganth, *Stochastic risk assessment of sites contaminated by hazardous wastes*. Journal of Environmental Engineering - ASCE, 1998. **124**(4): sid. 380-388.
111. Norris G, A.-D.Z., Birnstingl J, Plant SJ, Cui S, Mayell P, *A case study of the management and remediation of soil contaminated with polychlorinated biphenyls*. Engineering Geology, 1999. **53**(2): sid. 177-185.
112. Bonomo, L., S. Caserini, C. Pozzi och D.A. Uguccioni, *Target cleanup levels at the site of a former manufactured gas plant in northern Italy: Deterministic versus probabilistic results*. Environmental Science & Technology, 2000. **34**(18): sid. 3843-3848.
113. Copeland, T.L., D.J. Paustenbach, M.A. Harris och J. Otani, *Comparing the results of a Monte Carlo analysis with EPA's reasonable maximum exposed individual (RMEI): A case study of a former wood treatment site*. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1993. **18**(2).
114. Paustenbach, D.J., R.J. Wenning, V. Lau, N.W. Harrington, D.K. Rennix och A.H. Parsons, *Recent developments on the hazards posed by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxin in soil - Implications for setting risk-based cleanup levels at residential and industrial sites*. Journal of Toxicology and Environmental Health, 1992. **36**(2): sid. 103-149.
115. Rong, Y., R.F. Wang och R. Chou, *Monte Carlo simulation for a groundwater mixing model in soil remediation of tetrachloroethylene*. Journal of Soil Contamination, 1998. **7**(1): sid. 87-102.
116. Washburn, S., D. Arsnow och R. Harris. *Quantifying uncertainty in human health risk assessment using probabilistic techniques*. I Risk Analysis. First International Conference on Computer Simulation in Risk Analysis and Hazard Mitigation. 1998. Valencia, Spain: Comput. Mech. Publications/WIT Press, Southampton.
117. Solomon, K.R. och P. Sibley, *New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here?* Marine Pollution Bulletin, 2002. **44**(4): sid. 279-285.
118. Regan, H.M., B.E. Sample och S. Ferson, *Comparison of deterministic and probabilistic calculation of ecological soil screening levels*. Environmental Toxicology and Chemistry, 2002. **21**(4): sid. 882-890.
119. Tarazona, J.V. och M.M. Vega, *Hazard and risk assessment of chemicals for terrestrial ecosystems*. Toxicology, 2002. **181-182**: sid. 187-191.

120. Racke, K.D., *Release of pesticides into the environment and initial concentrations in soil, water, and plants*. Pure and Applied Chemistry, 2003. **75**(11-12): sid. 1905-1916.
121. Jongbloed, R.H., T.P. Traas och R. Luttik, *A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators.2. Calculations for dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and cadmium*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1996. **34**(3): sid. 279-306.
122. Traas, T.P., R. Luttik och R.H. Jongbloed, *A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators.1. Model description and uncertainty analysis*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1996. **34**(3): sid. 264-278.
123. Jensen, J., H. Lokke, M. Holmstrup, P.H. Krogh och L. Elsgaard, *Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 5. Probabilistic risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in sludge-amended soils*. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001. **20**(8): sid. 1690-1697.
124. Doyle, P.J., D.W. Gutzman, M.I. Sheppard, S.C. Sheppard, G.A. Bird och D. Hrebnyk, *An ecological risk assessment of air emissions of trace metals from copper and zinc production facilities*. Human and Ecological Risk Assessment, 2003. **9**(2): sid. 607-636.
125. Suter II, G.W., R.A. Efraymson, B.E. Sample och D.S. Jones, *Ecological risk assessment for contaminated sites*. 2000, Lewis Publishers: Boca Raton, FL.
126. Burmaster, D.E. och P.D. Anderson, *Principles of good practice for the use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessments*. Risk Analysis, 1994. **14**: sid. 477-481.
127. Katsumata, P.T. and W.E. Kastenberg, *On the assessment of health risks at Superfund sites using Monte Carlo simulations*. Journal of Environmental Science and Health A, 1997. **32**(9-10): sid. 2697-2731.
128. Smith, R.L., *Use of a Monte-Carlo simulation for human exposure assessment at a Superfund site*. Risk Analysis, 1994. **14**(4): sid. 433-439.
129. Katsumata, P.T. och W.E. Kastenberg, *On the assessment of the maximally exposed individual (MEI) at Superfund sites using Monte Carlo simulations*. Journal of Environmental Science and Health - Part A, 1998. **33**(6): sid. 951-985.
130. Rong, Y. och R.F. Wang, *Monte Carlo vadose zone model for soil remedial criteria*. Soil & Sediment Contamination, 2000. **9**(6): sid. 593-610.

131. Proctor, D.M., E.C. Shay och P.K. Scott, *Health-based soil action levels for trivalent and hexavalent chromium: A comparison with state and federal standards*. Journal of Soil Contamination, 1997. **6**(6): sid. 595-648.
132. Bowers, T.S. och T.D. Gauthier, *Use of the output of a lead risk assessment model to establish soil lead cleanup levels*. Environmental Geochemistry and Health, 1994. **16**(3-4): sid. 191-196.
133. Bowers, T.S., *The concentration term and derivation of cleanup goals using probabilistic risk assessment*. Human and Ecological Risk Assessment, 1999. **5**(4): sid. 809-821.
134. Bowers, T.S., N.S. Shifrin och B.L. Murphy, *Statistical approach to meeting soil cleanup goals*. Environmental Science & Technology, 1996. **30**(5): sid. 1437-1444.
135. Schultz, B., A.K. Singh och A. Singh, *An evaluation of the Confidence Removal Goal approach for making remediation decisions at Superfund sites*. Environmetrics, 2002. **13**(5-6): sid. 725 - 732.
136. Ferson, S., *What Monte Carlo methods cannot do*. Human and Ecological Risk Assessment, 1996. **2**(4): sid. 990-1007.
137. Thompson, K.M. och J.D. Graham, *Going beyond the single number: Using probabilistic risk assessment to improve risk management*. Human and Ecological Risk Assessment, 1996. **2**(4): sid. 1008-1034.
138. Jennings, A.A., N. Mehta och S. Mohan, *Superfund decision analysis in presence of uncertainty*. Journal of Environmental Engineering, 1994. **120**(5): sid. 1132-1150.
139. Khadam, I.M., *Health risk-based decision analysis at hazardous waste-contaminated sites*. 2003, Utah State University. sid. 198.
140. Khadam, I. and J.J. Kaluarachchi, *Applicability of risk-based management and the need for risk-based economic decision analysis at hazardous waste contaminated sites*. Environment International, 2003. **29**(4): sid. 503-519.
141. Okx, J.P. och A. Stein, *Use of decision trees to value investigation strategies for soil pollution problems*. Environmetrics, 2000. **11**(3): sid. 315-325.
142. Wang, T.A. och W.F. McTernan, *The development and application of a multilevel decision analysis model for the remediation of contaminated groundwater under uncertainty*. Journal of Environmental Management, 2002. **64**(3): sid. 221-235.
143. Rosén, L., L. Larborn och H. Stridsman, *Kostnads-nyttå-risk baserad prioritering av förorenade områden. Beskrivning av PRIOR-metoden*. 2004, SWECO VIAK och Scandiaconsult Sverige AB: Göteborg.

144. Norrman, J., *On Bayesian decision analysis for evaluating alternative actions at contaminated sites*. Doktorsavhandling, 2004, Chalmers Tekniska Högskola: Göteborg.
145. Hope, B.K., *Assessment of risk to terrestrial receptors using uncertain analysis - A case study*. Human and Ecological Risk Assessment, 1999. **5**(1): sid. 145-170.
146. Aurelius, L. och B.L. Sassaman, *Methods to quantify uncertainty in human health risk assessment*. Rapport nr: NTIS/AD-A341 095/8. 1998.
147. Dearfield, K.L. och A.R. Flaak, *Peer review handbook*. 2nd ed. 2000, Science Policy Council, U.S. Environmental Protection Agency: Washington DC.
148. Wichmann, H.E., M.J. Trepka, J. Heinrich, W. Ihme, O. Meikel och J.H. Lin, *From epidemiologic exposure and risk assessment to probabilistic models: Experience with the investigation of health effects of soil contamination in Germany*. International Journal of Toxicology, 1997. **16**(4-5): sid. 391-418.
149. Jager, T., T.G. Vermeire, M.G.J. Rikken och P. van der Poelc, *Opportunities for a probabilistic risk assessment of chemicals in the European Union*. Chemosphere, 2001. **43**(2): sid. 257-264.
150. Ferguson, C., D. Darmendrail, K. Freier, B.K. Jensen, J. Jensen, H. Kasamas, A. Urzalai och J. Vegter, *Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume I, scientific basis*. 1998, LQM Press: Nottingham.
151. Avila, R., *Probabilistic methods for assessment of health risks of chemicals*, i *Human health risk assessment*. 2003, Kemikalieinspektionen: Stockholm. sid. 134-140.
152. Briggs, G.G., R.H. Bromilow, and A.A. Evans, *Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley*. Pesticide Science, 1982. **13**(5): sid. 495-504.
153. Briggs, G.G., R.H. Bromilow, A.A. Evans och M. Williams, *Relationships between lipophilicity and the distribution of non-ionized chemicals in barley shoots following uptake by the roots*. Pesticide Science, 1983. **14**(5): sid. 492-500.
154. Rikken, M.G.J., J.P.A. Lijzen och A.A. Cornelese, *Evaluation of model concepts on human exposure - Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL*. Rapport nr: 711701 022. 2001, RIVM: Bilthoven.
155. *Hushållens livsmedelsutgifter 1989 med kvantiteter för köpta och egenproducerade livsmedel*. 1992, Statistiska Centralbyrån: Örebro.

156. *Hushållens livsmedelsutgifter och kostvanor*. 1992, Statistiska Centralbyrån: Örebro.
157. Becker, W. och M. Pearson, *Riksmaten 1997-98. Kostvanor och näringsintag i Sverige*. 2002, Livsmedelsverket: Uppsala.
158. *Vikt och längd i befolkningen*. 2000, Statistiska Centralbyrån: Örebro.
159. Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, J.G. Otte, F.A. Swartjes och C.W. Versluijs, *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set*. Rapport nr: 711701 021. 2001, RIVM: Bilthoven.
160. *Bakgrundshalter i mark - Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd*. Rapport nr: 4640. 1997, Naturvårdsverket: Stockholm.
161. *Flyttströmmar i Sverige 1999-2001*. Demografiska rapporter 2003:2. Statistiska Centralbyrån: Örebro.
162. *Statistikrapport för 2003*. 2004, Pliktverket: Karlstad.
163. Flowers, L., S.H. Rieth, V.J. Cogliano, G.L. Foureman, R. Hertzberg, E.L. Hofmann, D.L. Murphy, S. Nesnow och R.S. Schoeny, *Health assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures: Current practices and future directions*. Polycyclic Aromatic Compounds, 2002. **22**(3-4): sid. 811-821.
164. Nisbet, I.C.T. och P.K. LaGoy, *Toxic equivalency factors (TEF) for polycyclic aromatic-hydrocarbons (PAH)*. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1992. **16**(3): sid. 290-300.
165. Fismes, J., C. Perrin-Ganier, P. Empereur-Bissonnet och J.L. Morel, *Soil-to-root transfer and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons by vegetables grown on industrial contaminated soils*. Journal of Environmental Quality, 2002. **31**(5): sid. 1649-1656.
166. Brandt, C.A., J.M. Becker och A. Porta, *Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and terrestrial biota after a spill of crude oil in Trecate, Italy*. Environmental Toxicology and Chemistry, 2002. **21**(8): sid. 1638-1643.

Probabilistisk riskbedömning fas 1

RAPPORT 5532

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5532-1
ISSN 0282-7298

Hur skapar vi bättre beslutsprocesser och därmed bättre beslut om efterbehandling av förorenad mark och vatten? Här redovisas resultaten från ett projekt som har undersökt hur kvaliteten i en beslutsprocess kan höjas med ökad medvetenhet och transparens.

Genom en riskkommunikationsmodell kallad RISCUM, som har tagits fram för att analysera beslutsprocesser vid djupförvaring av kärnavfall, kan man studera olika beslutsprocessers möjlighet till öppenhet och kommunikation med de människor som berörs. Genom modellen kan man också föreslå nya arenor för att förstärka en öppen process.

Studien har analyserat efterbehandlingsprogrammen i fyra saneringsprojekt. Här beskrivs RISCUM-modellen och de fyra fallstudierna och författarna gör en analys av organisationen i det nationella efterbehandlingsprogrammet.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet, SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.