



UPPSALA
UNIVERSITET

W14001

Examensarbete 30 hp
Februari 2014

Utvärdering av osäkerhet och variabilitet vid beräkning av riktvärden för förorenad mark

Evaluation of Uncertainty and Variability in Calculations of Soil Guideline Values

Emelie Larsson

REFERAT

Utvärdering av osäkerhet och variabilitet vid beräkning av riktvärden för förorenad mark

Emelie Larsson

I Sverige finns cirka 80 000 identifierade förorenade områden som i vissa fall behöver efterbehandling för att hantera föroreningsituationen. Naturvårdsverket publicerade 2009 ett reviderat vägledningsmaterial för riskbedömningar av förorenade områden tillsammans med en beräkningsmodell för att ta fram riktvärden. Riktvärdesmodellen är deterministisk och genererar enskilda riktvärden för ämnen under givna förutsättningar. Modellen tar inte explicit hänsyn till osäkerhet och variabilitet utan hanterar istället det implicit med säkerhetsfaktorer och genom att användaren alltid utgår från ett rimligt värsta scenario vid val av parametervärden.

En metod för att hantera osäkerhet och variabilitet i riskbedömningar är att göra en så kallad probabilistisk riskbedömning med Monte Carlo-simuleringar. Fördelen med detta är att ingångsparametrar kan definieras med sannolikhetsfördelningar och på så vis hantera inverkan av osäkerhet och variabilitet. I examensarbetet genomfördes en probabilistisk riskbedömning genom en vidare egen implementering av Naturvårdsverkets metodik varefter probabilistiska riktvärden beräknades för ett antal ämnen. Modellen tillämpades med två parameteruppsättningar vars värden hade förankrats i litteraturen respektive Naturvårdsverkets metodik. Uppsättningarna genererade kumulativa fördelningsfunktioner av riktvärden som överensstämde olika mycket med de deterministiska riktvärden som Naturvårdsverket definierat.

Generellt överensstämde deterministiska riktvärden för markanvändningsscenarioet känslig markanvändning (KM) mer med den probabilistiska riskbedömningen än för scenarioet mindre känslig markanvändning (MKM). Enligt resultatet i examensarbetet skulle dioxin och PCB-7 behöva en sänkning av riktvärden för att fullständigt skydda människor och miljö för MKM. En fallstudie över ett uppdrag som Geosigma AB utfört under hösten 2013 genomfördes också. Det var generellt en överensstämmelse mellan de platsspecifika riktvärden (PRV) som beräknats i undersökningsrapporten och den probabilistiska riskbedömningen. Undantaget var ämnet koppar som enligt studien skulle behöva halverade riktvärden för att skydda människor och miljö.

I den probabilistiska riskbedömningen kvantifierades hur olika skyddsobjekt respektive exponeringsvägar blev styrande för olika ämnens riktvärden mellan simuleringar. För några ämnen skedde avvikelser jämfört med de deterministiska motsvarigheterna i mellan 70-90 % av fallen. Exponeringsvägarnas bidrag till det ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdet kvantifierades också i en probabilistisk hälsoriskbaserad riskbedömning. Riktvärden med likvärdiga numeriska värden erhöles för riktvärden med skild sammansättning. Detta motiverade att riktvärdenas sammansättning och styrande exponeringsvägar alltid bör kvantifieras vid en probabilistisk riskbedömning.

Nyckelord: Probabilistisk riskbedömning, Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, förorenad mark, riktvärden, osäkerhetsanalys, Crystal Ball

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet
Geocentrum, Villavägen 16, SE 752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Evaluation of Uncertainty and Variability in Calculations of Soil Guideline Values

Emelie Larsson

In Sweden, approximately 80,000 contaminated areas have been identified. Some of these areas are in need of remediation to cope with the effects that the contaminants have on both humans and the environment. The Swedish Environmental Protection Agency (EPA) has published a methodology on how to perform risk assessments for contaminated soils together with a complex model for calculating soil guideline values. The guideline value model is deterministic and calculates single guideline values for contaminants. The model does not account explicitly for uncertainty and variability in parameters but rather handles it implicitly by using safety-factors and reasonable worst-case assumptions for different parameters.

One method to account explicitly for uncertainty and variability in a risk assessment is to perform a probabilistic risk assessment (PRA) through Monte Carlo-simulations. A benefit with this is that the parameters can be defined with probability density functions (PDFs) that account for the uncertainty and variability of the parameters. In this Master's Thesis a PRA was conducted by further implementation of the Swedish EPA's guideline value model followed by calculations of probabilistic guideline values for selected contaminants. The model was run for two sets of PDFs for the parameters: one was collected from extensive research in published articles and another one included the deterministic values set by the Swedish EPA for all parameters. The sets generated cumulative probability distributions (CPDs) of guideline values that, depending on the contaminant, corresponded in different levels to the deterministic guideline values that the Swedish EPA had calculated.

In general, there was a stronger correlation between the deterministic guideline values and the CPDs for the sensitive land-use scenario compared to the less sensitive one. For contaminants, such as dioxin and PCB-7, a lowering of the guideline values would be required to fully protect humans and the environment based on the results in this thesis. Based on a recent soil investigation that Geosigma AB has performed, a case study was also conducted. In general there was a correlation between the deterministic site specific guideline values and the CPDs in the case study.

In addition to this, a health oriented risk assessment was performed in the thesis where unexpected exposure pathways were found to be governing for the guideline values. For some contaminants the exposure pathway governing the guideline values in the PRA differed from the deterministic ones in 70-90 % of the simulations. Also, the contributing part of the exposure pathways to the unadjusted health guideline values differed from the deterministic ones. This indicated the need of always quantifying the composition of guideline values in probabilistic risk assessments.

Keywords: Probabilistic Risk Assessment, Swedish Environmental Protection Agency's Guideline Value Model, Contaminated Soils, Uncertainty Analysis, Crystal Ball

*Department of Earth Sciences; Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University
Geocentrum, Villavägen 16, SE 752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete utgör det avslutande momentet på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet genomfördes i samarbete med Geosigma AB i Uppsala under hösten 2013.Handledare för examensarbetet var Fredrik Stenemo, Geosigma. Ämnesgranskare var Roger Herbert och examinator var Allan Rodhe, båda vid Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet.

Jag vill börja med att tacka min handledare Fredrik för det fantastiska stöd jag fått under examensarbetet. Arbetet har blivit det som det är idag tack vare din hjälp, engagemang och genuina intresse. Jag har verkligen uppskattat din kontinuerliga feedback och såklart våra många samtal om statistik som, av okänd anledning, ingen annan velat delta i. Jag vill också tacka Jenny, Milla, Sofie och Rasmus på Geosigma för att ni gett mig en inblick i konsultvärlden och låtit mig ta del av era dagliga arbeten. Självklart vill jag även rikta ett stort tack till alla andra kollegor på Geosigma för att ni fått mig att känna mig välkommen och som en i gänget.

Jag vill även passa på att tacka min kusin Sara som stöttat mig från dag ett på min utbildning, fått mig att tro på mig själv i alla lägen och inspirerat mig till att nu ta nästa steg ut i arbetslivet. Stort tack även till familj och vänner, jag är väldigt tacksam för att ni finns i mitt liv.

Slutligen, tack till Daniel för att du är den du är och alltid finns vid min sida.

Uppsala, 2014

Emelie Larsson

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Utvärdering av osäkerhet och variabilitet vid beräkning av riktvärden för förorenad mark

Emelie Larsson

I Sverige finns många områden som genom åren blivit förorenade med olika föroreningar från industrier eller andra verksamheter. Föroreningarna återfinns bland annat i marken och kan genom olika spridningsmekanismer föras vidare till människor, djur eller andra delar av miljön. För att bedöma risken för att människor och miljö påverkas av föroreningarnas negativa effekter görs i Sverige riskbedömningar utgående från riktlinjer som Naturvårdsverket har satt upp. Riskbedömningarna görs delvis med en beräkningsmodell som Naturvårdsverket tagit fram som heter Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark. I riktvärdesmodellen beräknas riktvärden som motsvarar koncentrationer i marken som inte utgör någon långsiktig risk för människor och miljö. I de fall då de föroreningskoncentrationer som mäts upp i mark överstiger de beräknade riktvärdena behöver olika typer av efterbehandlingsåtgärder, eller saneringsstrategier, utredas.

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är en så kallad deterministisk modell. Detta betyder att alla parametrar i modellen, så som exempelvis vattenhalt eller grundvattenbildning, enbart kan anta ett enskilt värde för respektive parameter. Men när parametrarnas värden mäts upp i marken erhålls vanligtvis olika värden på olika djup eller på olika ställen. Detta är ett exempel på variabilitet. Det är också problematiskt att avgöra ifall de mätinstrument som används kan ge tillräckligt noggranna mätvärden av parametrarna i marken. Detta är exempel på osäkerhet i modellen. Ett annat exempel på osäkerhet är att modellen kan innehålla beskrivningar av processer som förenklats så mycket att de inte längre stämmer konceptuellt med verkligheten. Detta är ett vanligt problem vid arbete med många modeller. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell hanteras osäkerhet och variabilitet genom att parametrarna i den ansätts med värden som representerar ett rimligt värsta fall och syftar till att skydda en utsatt och känslig individ. Detta kan leda till att stora resurser läggs på att motverka potentiellt osannolika scenarier.

Ett sätt att karaktärisera osäkerhet och variabilitet i riktvärdesmodellen är att göra en så kallad probabilistisk riskbedömning. Det innebär att enskilda parametervärden som används i den deterministiska riskbedömningen ersätts med sannolikhetsfördelningar. Dessa fördelningar innehåller information om vilken osäkerhet som finns och hur parametern varierar i marken. Det finns olika typer av sannolikhetsfördelningar som uppfyller särskilt givna kriterier för respektive fördelning. Exempel på fördelningar är normalfördelning eller triangulär fördelning.

Genom att ange parametrarna som sannolikhetsfördelningar kan användaren genom simuleringstekniken Monte Carlo systematiskt ange tusentals slumpmässiga värden för varje enskild parameter. Detta innebär att istället för att få ett enskilt riktvärde får användaren ut lika många riktvärden som antalet simuleringar. Riktvärdena kan sedan representeras i grafer där sannolikheten att få ett riktvärde under en viss nivå kan utläsas. På detta sätt har den probabilistiska riskbedömningen gett ytterligare information genom att exempelvis karaktärisera inom vilka intervall riktvärdena varierar.

I examensarbetet gjordes en probabilistisk riskbedömning som en vidare egen implementering av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Ett antal ämnen analyserades för Naturvårdsverkets två generella typer av markanvändning; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Scenarierna representerar båda en svensk typjord men med olika markanvändning. För KM ska alla grupper av människor permanent kunna vistas inom området under sin livstid samtidigt som markkvaliteten inte får begränsa markanvändningen. De flesta grundvatten, ytvatten och markekosystem ska skyddas. För MKM begränsar markkvaliteten markanvändningen genom att exempelvis enbart industrier, vägar eller kontor får byggas där. De som exponeras antas vara yrkesverksamma som endast vistas där under sin arbetstid samt äldre personer och barn som endast vistas där tillfälligt.

Analysen i examensarbetet utfördes genom att den probabilistiska modellen kördes 10 000 gånger varefter Naturvårdsverkets riktvärden för respektive ämne jämfördes med de erhållna fördelningarna av probabilistiska riktvärden. För många ämnen fanns en överensstämmelse mellan Naturvårdsverkets riktvärden och nivån som jämförelsen gjordes mot. För MKM låg många av riktvärdena högt upp i fördelningarna. Detta indikerade att riktvärdena var för höga för att ge tillfredsställande skydd av människor och miljö. För ämnena dioxin och PCB-7 skulle enligt studien en minskning av riktvärdena behövas för att fullständigt skydda människor och miljö.

En exponeringsväg är ett sätt som människor kan exponeras för föroreningar på. Dessa tar hänsyn till både indirekt och direkt exponering. I riktvärdesmodellen antas exponering ske genom inandning av ånga respektive damm, intag av jord, hudupptag samt intag av dricksvatten respektive växter. I riktvärdesmodellen kvantifieras hur stor exponering som är tolerabel för respektive exponeringsväg och värdena vägs sedan samman till ett justerat hälsoriskbaserat riktvärde. Hur exponeringen av föroreningar sker kan ibland påverka vilken typ av efterbehandlingsåtgärd som blir aktuell.

I examensarbetet genomfördes en hälsoriskbaserad riskbedömning där det kvantifierades hur stor del av riktvärdena som kom från de olika exponeringsvägarna. Resultaten visade att riktvärden med närliggande numeriskt värde kunde erhållas för helt skilda sammansättningar. Detta tydde på att riktvärdenas sammansättning behöver anges tillsammans med riktvärdena för att få en fullständig bild av hur eventuella efterbehandlingsåtgärder ska designas.

En fallstudie gjordes för ett uppdrag som Geosigma AB genomfört under hösten 2013 där riktvärden med lokala förutsättningar beräknats. Totalt studerades fyra ämnen som hade hög förekomst på fallstudieområdet. För ämnena genomfördes en probabilistisk hälsoriskbaserad riskbedömning där det framkom att de platsspecifika riktvärdena för koppar borde halveras på området för att långsiktigt skydda människor och miljö.

Avslutningsvis visade resultaten i examensarbetet att det finns ett behov av att utveckla standardfördelningar att använda som ingångsparametrar vid probabilistisk riskbedömning för förorenad mark i Sverige. Detta grundades på att olika resultat erhöles beroende på vilka fördelningar som användes. Genom att standardisera ingångsfördelningarna skulle en jämförelse mellan studier bli enklare och processen med att göra probabilistiska riskbedömningar förenklas då detta moment krävde överlägset mest resurser i studien.

DEFINITIONER

Deterministisk riskbedömning	Riskbedömning där parametrarna i modellen representeras med punktskattningar och ger ett enda konkret utfall i form av ett deterministiskt riktvärde.
Exponeringsväg	Sätt som människor kan exponeras för föroreningar på, exempelvis genom intag av dricksvatten eller hudupptag.
Ingångsparametrar	Parametrar i en modell som användaren definierar inför en körning.
Monte Carlo-simuleringar	Simuleringsteknik där parametrar slumpmässigt ändras efter valda sannolikhetsfördelningar och upprepas i iterationer.
Osäkerhet	Avvikelse från faktiskt värde på parametrar som ofta kan reduceras genom ytterligare undersökningar.
Probabilistisk riskbedömning	Riskbedömning där ingångsparametrarna i modellen representeras med sannolikhetsfördelningar och ger ett utfall i form av en kumulativ fördelningsfunktion av riktvärden.
Riktvärde	Föroreningshalt i marken under vilken risk för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser är acceptabel.
Sannolikhetsfördelning	Representation av sannolikheten för olika utfall i ett utfallsrum.
Variabilitet	Naturlig variation mellan platser, individer eller över tid som oftast inte kan elimineras utan enbart karaktäriseras bättre.

FÖRKORTNINGSLISTA

- 1D – Endimensionell.
- 2D – Tvådimensionell.
- ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- BTEX – Samlingsnamn för ämnena bensen, toluen, etylbensen och xylen.
- IMM – Institutet för miljömedicin.
- IRIS – Integrated Risk Information System (organisation inom US EPA).
- KM – Känslig markanvändning.
- MCS – Minimum Chi-Square Estimation.
- MKM – Mindre känslig markanvändning.
- MLE – Maximum Likelihood Estimation.
- NOEC – No Observed Effect Concentration (sv. Icke-effekt-koncentration).
- PAH – Polycykliska aromatiska kolväten.
- PBA – Probability Bounds Analysis.
- PCB – Polyklorerade bifenyler.
- PRV – Platsspecifika riktvärden.
- TDI – Tolerabelt dagligt intag.
- U1 – Parameteruppsättning där samtliga fördelningar var förankrade i litteraturen.
- U2 – Parameteruppsättning där samtliga fördelningar omfattar Naturvårdsverkets värden.
- US EPA – US Environmental Protection Agency (sv. Amerikanska Naturvårdsverket).
- WHO – Världshälsoorganisationen.
- WLS – Weighted Least Squares and Minimum Distance Estimation.
- μm – Mikrometer (10^{-6} meter).
- χ^2 - Chi-Squared test.

SYMBOLLISTA

- A – Exponerad hudyta för vuxna eller barn [m^2].
- A_{house} - Yta under byggnad [m^2].
- BR – Andningshastighet [m^3/d].
- C – Föroreningshalten i jorden som sker för alla exponeringsvägar [mg/kg].
- C_{adj_acute} – Akuttoxiskt riktvärde [mg/kg].
- C_{adj_os} – Justerat hälsoriskbaserat värde [mg/kg].
- C_{bc_nat} – Riktvärde för bakgrundshalten.
- C_{crit_gw} – Haltkriteriet för skydd av grundvatten [mg/l].
- C_{crit_sw} – Haltkriteriet för skydd av ytvatten [mg/l].
- C_{d_in} – Halten av jordpartiklar i inomhusluft [mg/m^3].
- C_{d_out} – Halten av jordpartiklar i utomhusluft [mg/m^3].
- C_{du} – Envägskoncentration hudkontakt [mg/kg].
- $C_{freephase}$ – Riktvärde för skydd mot fri fas.
- CF_{water_mob} – Fördelningsfaktor mellan markvatten och jord [kg/l].
- C_{gl} – Riktvärde för mark, slutgiltigt.
- C_{gl_unadj} – Riktvärde för mark, ojusterat.
- C_{GW} – Riktvärde för skydd av grundvatten.
- C_{health} – Sammanvägt hälsoriskbaserat riktvärde [mg/kg].
- C_{id} – Envägskoncentration inandning av damm [mg/kg].
- C_{ig} – Envägskoncentration intag av växter [mg/kg].
- C_{is} – Envägskoncentration direkt intag av jord [mg/kg].
- C_{iv} – Envägskoncentration inandning av ångor [mg/kg].
- C_{iw} – Envägskoncentration intag av dricksvatten [mg/kg].
- $C_{release}$ – Riktvärde för skydd mot spridning.
- C_{sol} – Ämnets löslighet i vatten [mg/l].
- CV – Konsumtion av växter vuxna eller barn [g/dag].
- C_{unadj} – Ojusterat hälsoriskbaserat värde.
- $DF_{gw_protect}$ – Utspädningsfaktorn mellan grundvatten och markvatten för grundvatten.
- DF_{sw} – Utspädningsfaktorn mellan ytvatten och markvatten.
- $E_{offsite}$ – Riktvärde för skydd av ytvatten.
- E_{onsite} – Riktvärde för skydd av markmiljö.
- $f(x)$ – Täthetsfunktion.
- f_h – Andelen odling av växtkonsumtionen som kommer från ett förorenat område.
- f_{d_in} – Andelen partiklar från förorenad jord i inomhusluft.
- f_{d_out} – Andelen partiklar från förorenad jord i utomhusluft.
- f_{oc} – Halt organiskt kol.
- f_{os} – Andelen av TDI som intecknats av andra exponeringskällor.
- $F_X(x)$ – Fördelningsfunktion.
- H – Henrys konstant.
- I_r – Grundvattenbildning [$mm/år$].
- K – Hydraulisk konduktivitet [m/s].
- K_d – Fördelningsfaktor mellan koncentration förorening i lösning och som sorberat.
- l_{house} - Luftomsättning inne i byggnad [$gångar/dag$].

LR – Lungretentionen.
 m – Kroppsvikt för vuxna eller barn [kg].
 m_{intake} – Mängd jord som intas vid enstaka tillfälle och ger akuta besvär [kg].
 m_{small_child} – Kroppsvikt för ett mindre barn som har akuta besvär [mg].
 N – Antal observationer/människor etc.
 P – Sannolikhet.
 r – Spearmans rangkorrelationskoefficient.
 RfC – Toxikologisk baserad luftkoncentration (Reference Air Concentration) [mg/m^3].
 $RISK_{inh}$ – Riskbaserad referenskoncentration för inandning av damm/ånga [mg/m^3].
 $RISK_{or}$ – Riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen [mg/kg kroppsvikt, d].
 $R_x(i)$ – Rang för variabeln x_i .
 $R_y(i)$ – Rang för variabeln y_i .
 SE – Daglig jordexponering [mg/m^2].
 SI – Genomsnittligt dagligt intag av jord [mg/d].
 T – Antalet år som vuxna eller barn exponeras [år].
 T_{int} – Antagen livslängd [år].
 $TDAE$ – Tolerabel dos för akuta effekter för ett ämne [mg/kg kroppsvikt].
 TRC – Toxikologisk referenskoncentration (antingen RfC eller $RISK_{inh}$) [mg/m^3].
 TRV – Toxikologiskt referensvärde (antingen TDI eller $RISK_{or}$) [mg/kg kroppsvikt, d].
 V_{house} – Luftvolym inne i byggnad [m^3].
 WC – Genomsnittligt vattenintag per dag [m^3/d].
 x – Reellt tal.
 X – Stokastisk variabel.
 β_1 – Skevhet.
 β_2 – Kurtosis.
 θ_a – Jordens lufthalt [dm^3 luft/ dm^3 jord].
 θ_w – Jordens vattenhalt [dm^3 vatten/ dm^3 jord].
 μ – Medelvärde.
 ρ_b – Torrdensiteten för jord [kg/dm^3].
 σ – Standardavvikelse.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR.....	3
2	TEORI.....	4
2.1	GRUNDLÄGGANDE STATISTIK.....	4
2.1.1	Sannolikhetsfördelningar och täthetsfunktioner.....	4
2.1.2	Goodness-of-fit test	6
2.1.3	Anpassning av sannolikhetsfördelningar till empiriska data.....	7
2.2	RISK OCH RISKBEDÖMNINGAR.....	9
2.2.1	Deterministiska och probabilistiska riskbedömningar	10
2.2.2	Riktlinjer för probabilistiska riskbedömningar	12
2.2.3	Att välja sannolikhetsfördelning för ingående parametrar	12
2.3	MODELLERING	14
2.3.1	Variabilitet.....	14
2.3.2	Osäkerhet.....	15
2.3.3	Monte Carlo-simuleringars tillämpbarhet	16
2.3.4	Känslighetsanalys	17
2.3.5	Beroende mellan ingångsparametrar	17
2.4	NATURVÅRDSVERKETS RIKTVÄRDESMODELL.....	18
2.4.1	Känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning	18
2.4.2	Uppbyggnad av riktvärdesmodellen.....	18
2.4.3	Begränsningar med riktvärdesmodellen	19
2.4.4	Exponeringsmodellen i detalj	20
2.4.5	Transportmodellen i detalj	23
2.4.6	Översikt av effekter på markmiljön	25
3	MATERIAL OCH METOD.....	26
3.1	VAL AV FÖRORENINGAR FÖR KM OCH MKM	26
3.2	FALLSTUDIE: VERKSTADSVERKSAMHET I NÄRKE.....	27
3.2.1	Platsbeskrivning	27
3.2.2	Konceptuell modell	27
3.2.3	Platsspecifika riktvärden	28
3.3	PROBABILISTISK RISKBEDÖMNING MED RIKTVÄRDESMODELLEN	29
3.3.1	Val av sannolikhetsfördelningar.....	29
3.3.2	Implementering av riktvärdesmodellen.....	32
3.3.3	Jämförelse av deterministiska och probabilistiska riktvärden.....	32
3.3.4	Hälsoriskbaserad riskbedömning	32

3.3.5	Sammanfattning modellscenarier	33
4	RESULTAT	34
4.1	BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN I FALLSTUDIE....	34
4.2	KORRELATIONER MELLAN INGÅNGSPARAMETRAR.....	34
4.3	JÄMFÖRELSE AV RIKTVÄRDEN	35
4.3.1	Känslighetsanalys för riktvärden.....	35
4.3.2	Deterministiska och probabilistiska riktvärden	38
4.4	HÄLSORISKBASERAD RISKBEDÖMNING.....	44
4.4.1	Hälsoriskbaserad känslighetsanalys	44
4.4.2	Jämförelse av deterministiskt och probabilistiskt hälsoriskbaserat riktvärde	47
4.4.3	Variation i sammansättning hos hälsoriskbaserade riktvärden	50
5	DISKUSSION	56
5.1	SANNOLIKHETSFÖRDELNINGAR FÖR INGÅENDE PARAMETRAR..	56
5.2	KORRELATIONER MELLAN INGÅNGSPARAMETRAR.....	58
5.3	UTVIDGAD OSÄKERHETSANALYS	58
5.4	JÄMFÖRELSE AV RIKTVÄRDEN	59
5.4.1	Känslighetsanalys för riktvärden.....	59
5.4.2	Deterministiska och probabilistiska riktvärden	60
5.4.3	Styrande skyddsobjekt eller exponeringsvägar för riktvärden	61
5.5	HÄLSORISKBASERAD RISKBEDÖMNING.....	62
5.5.1	Hälsoriskbaserad känslighetsanalys	62
5.5.2	Jämförelse av deterministiskt och probabilistiskt hälsoriskbaserat riktvärde	62
5.5.3	Variation i sammansättning hos hälsoriskbaserade riktvärden	63
5.6	FÖRSLAG PÅ VIDARE ARBETE	64
6	SLUTSATS	65
7	REFERENSER.....	66
	BILAGA A - STATISTISKT UNDERLAG FÖR INGÅNGSPARAMETRAR	69
	BILAGA B - KUMULATIVA FÖRDELNINGSFUNKTIONER FÖR EXTREMFÖRDELNINGAR	71
	BILAGA C - EXPONERINGSVÄGARNAS VARIATION FÖR ARSENIK OCH KOPPAR.....	75

1 INLEDNING

I Sverige finns cirka 80 000 identifierade förorenade områden där vissa behöver efterbehandling för att hantera föroreningsituationen (Naturvårdsverket, 2009a). Detta efterbehandlingsarbete utgår från Riksdagens fastställda miljömål och från Miljöbalken. För att avgöra om efterbehandling är nödvändigt görs riskbedömningar där bland annat generella riktvärden används för att bedöma om risk föreligger för människors hälsa eller för miljön (Naturvårdsverket, 2009a). Riktvärdena representerar ”den föroreningshalt i marken under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingsammanhang” (Naturvårdsverket, 2009a, s. 15).

Naturvårdsverket publicerade år 2009 ett reviderat vägledningsmaterial för riskbedömningar av förorenade områden i Sverige. Metodiken bygger på att förenklade och fördjupade deterministiska riskbedömningar genomförs beroende på föroreningsituationen (Naturvårdsverket, 2009a). En fördjupad riskbedömning kan vara nödvändig då enbart en jämförelse med riktvärden inte är tillräcklig för att bedöma risker. Exempel på sådana tillfällen är när områden är förorenade med höga halter av klorerade lösningsmedel eller där flera olika medier är förorenade (Naturvårdsverket, 2009a).

Riktvärden för förorenad mark tas fram med en beräkningsmodell som utvecklats av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2009a). Modellen benämns Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark, eller kort Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Med denna har generella riktvärden beräknats för generella scenarion som är anpassade för att kunna användas för majoriteten av de förorenade områdena i Sverige. I vissa fall avviker exempelvis människors exponering, föroreningarnas spridning eller miljöns skyddsvärde från dessa generella scenarion och då kan istället platsspecifika riktvärden (PRV) tas fram som tar hänsyn till dessa lokala förutsättningar (Naturvårdsverket, 2009a).

I riktvärdesmodellen vägs risker för både hälsa och miljö samman. Hänsyn tas till både indirekta effekter från exempelvis spridning av föroreningar och direkta effekter från fysisk kontakt med föroreningar (Naturvårdsverket, 2009a). Detta görs genom att hälsoriskbaserade riktvärden för ett antal exponeringsvägar samt riktvärden för skydd av grundvatten, markmiljön respektive ytvatten beräknas och jämförs. Det slutgiltiga riktvärdet blir det lägsta av de ovanstående förutsatt att det inte understiger bakgrundshalten eller om till exempel skydd mot akuttoxiska effekter är relevant (Naturvårdsverket, 2009a).

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är en deterministisk modell. Modellen tar inte explicit hänsyn till osäkerhet och variabilitet utan hanterar det istället implicit genom säkerhetsfaktorer och genom att användaren alltid utgår från ett ”rimligt värsta scenario” (Öberg, 2006; Naturvårdsverket, 2009a). Riskbedömningarna används exempelvis som underlag för åtgärds mål men i nuvarande metodik erhålls ingen information om vilken säkerhetsmarginal som faktiskt erhålls.

En metod för att hantera osäkerhet och variabilitet i riskbedömningar är att göra en så kallad probabilistisk riskbedömning med Monte Carlo-simuleringar (Öberg m.fl., 2006; Öberg, 2006; US EPA, 1997). Fördelen med detta är att valda ingångsparametrar kan definieras som sannolikhetsfördelningar och på så vis hantera problemet med osäkerhet och variabilitet som uppstår vid användningen av deterministiska modeller. Utfallet blir en kumulativ fördelningsfunktion ur vilken sannolikheten att erhålla ett visst riktvärde kan utläsas. Detta innebär att information om säkerhetsmarginalen i riskbedömningen kan erhållas (US EPA, 1997; Öberg, 2006).

I USA genomförs probabilistiska riskbedömningar sedan 1990-talet för förorenad mark. I det så kallade ”Superfund-programmet”, ett omfattande projekt för att efterbehandla förorenade områden i USA, är probabilistisk riskbedömning sedan år 1997 ett givet moment (Öberg, 2006). I litteraturen anges att USA är det land som är ledande på probabilistiska riskbedömningar samt att ett ansenligt underlag finns tillgängligt i form av genomförda probabilistiska riskbedömningar i Europa, Asien och Nordamerika (Öberg, 2006; Öberg m.fl., 2006; Öberg & Bergbäck, 2005). Internationellt finns fallstudier presenterade för områden som är förorenade med bly, arsenik, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), krom, uran, dioxiner, hexaklorbensen, klorerade lösningsmedel och pentaklorfenol (Öberg, 2006; Öberg m.fl., 2006). Fallstudierna representerar olika verksamheter såsom exempelvis träimpregnering, metallurgisk industri, deponier och tillverkningsindustri. I många av fallen visar den deterministiska och probabilistiska riskbedömningen god överensstämmelse men med slutsatsen att den probabilistiska ger ett större sammanhang genom att sätta siffror på osäkerheten och variabiliteten (Öberg, 2006).

I Sverige finns fallstudier för probabilistisk riskbedömning tillgängliga men ingen studie har påträffats där Naturvårdsverkets riktvärdesmodell används i sin helhet för att beräkna riktvärden och sedan jämföras med kumulativa fördelningsfunktioner av probabilistiska riktvärden (Naturvårdsverket, 2009a). Sander och Öberg (2006) presenterar en jämförelse mellan probabilistisk och deterministisk riskbedömning med Naturvårdsverkets tidigare metodik för ett område som förorenats av järn- och stålindustri. I rapporten anges att det studerade området har en generell överensstämmelse mellan probabilistisk och deterministisk riskbedömning men att den probabilistiska riskbedömningen ger ytterligare information från känslighetsanalysen (Sander & Öberg, 2006).

Det finns ingen officiellt rekommenderad svensk metodik för att använda probabilistisk riskbedömning vid arbete med förorenad mark i Sverige (Öberg, 2006). Detta examensarbete utredde möjligheten att använda Naturvårdsverkets metodik som grund och att genom ett Microsoft Excel-tillägg använda ett probabilistiskt angreppssätt vid beräkning av riktvärden. En fördel med detta var att en jämförelse mellan deterministiskt erhållna riktvärden och en kumulativ fördelningsfunktion av riktvärden kunde genomföras och på så vis ge information om vilken grad av skydd som erhöles. Examensarbetet utredde också ifall den probabilistiska riskbedömningen gav andra styrande skyddsobjekt eller exponeringsvägar än den deterministiska modellen för olika ämnens riktvärden.

1.1 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR

Syftet med examensarbetet var att undersöka effekten av osäkerhet och variabilitet i modellparametrarna vid beräkning av riktvärden med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för förorenad mark.

Examensarbetets mål var därmed att:

- Utvärdera effekten av osäkerhet och variabilitet i modellparametrar genom probabilistisk riskbedömning vid beräkning av generella riktvärden med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Naturvårdsverkets markanvändningsscenarier känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) beaktades för ett urval av ämnen.
- Utvärdera effekten av att explicit ta hänsyn till osäkerhet och variabilitet vid beräkning av platsspecifika riktvärden (PRV) för en fallstudie.
- Utredda om en probabilistisk riskbedömning ledde till andra styrande exponeringsvägar än vad som angivits för deterministiska riktvärden.
- Utredda effekten av osäkerhet och variabilitet vid beräkning av riktvärden i en probabilistisk hälsoriskbaserad riskbedömning.
- Undersöka hur sammansättningen av riktvärden varierade vid en probabilistisk hälsoriskbaserad riskbedömning jämfört med en deterministisk.

Examensarbetet avgränsades till att inte behandla ämnen som hade skydd av markmiljö som styrande skyddsobjekt för riktvärden. Undantaget var ämnena koppar och bly som har skydd av markmiljö som styrande skyddsobjekt för Naturvårdsverkets generella scenarier. Ämnena behandlades i en fallstudie på grund av sin höga förekomst på fallstudieområdet men skydd av markmiljö beaktades inte i bedömningen.

2 TEORI

Detta avsnitt ger en sammanfattning av relevanta statistiska begrepp följt av en djupare beskrivning av rapportens huvudområde, probabilistisk riskbedömning. Dessa avsnitt följs sedan av en detaljerad beskrivning av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a) och en sammanfattning av den litteratur som finns tillgänglig för definition av fördelningar för ingångsparametrar i probabilistiska modeller.

2.1 GRUNDLÄGGANDE STATISTIK

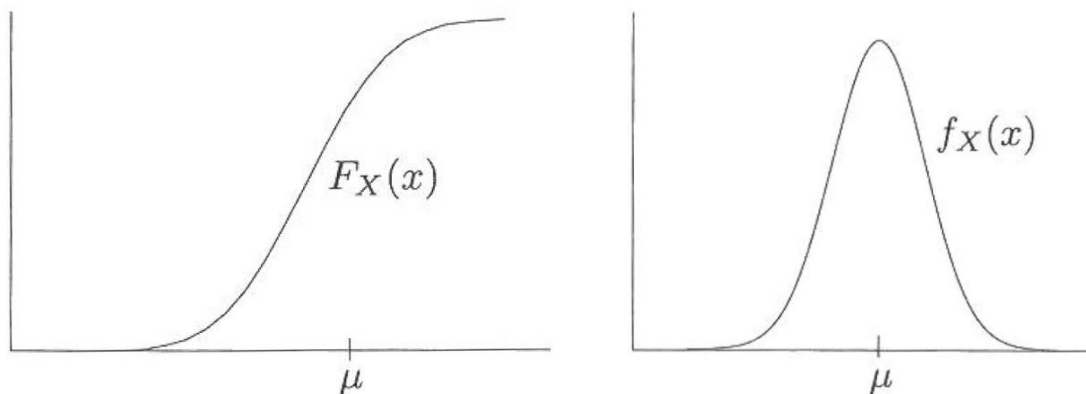
Vid arbete med probabilistiska modeller eller riskbedömningar används ofta statistiska begrepp såsom exempelvis sannolikhetsfördelningar, fördelningsfunktioner eller goodness-of-fit tester. På grund av ämnesrådets generellt komplicerade teori kan en repetition av statistiska kunskaper underlätta läsningen av rapporten. I följande avsnitt behandlas därför olika statistiska begrepp och definitioner på grundläggande nivå. För djupare förståelse hänvisas läsaren till statistiska läroböcker såsom Cullen och Frey (1999), Stuart och Ord (1987) eller Blom m.fl. (2005).

2.1.1 Sannolikhetsfördelningar och täthetsfunktioner

En sannolikhetsfördelning är ett statistiskt begrepp som betecknar sannolikheten för olika utfall i ett utfallsrum (Blom m.fl., 2005). En täthetsfunktion $f_X(x)$ är en funktion som när den uppfyller givna villkor sägs ha en viss sannolikhetsfördelning. Vid integration av en täthetsfunktion fås en kumulativ fördelningsfunktion $F_X(x)$. Kumulativa fördelningsfunktioner används för att beskriva sannolikhetsfördelningar. Detta görs genom att ange sannolikheten (P) för att ett reellt värde (x) är mindre eller lika med en given stokastisk variabel (X). Bestämningen görs för alla tänkbara x och ger en fördelningsfunktion $F_X(x)$ som är definierad för alla reella x (Ekvation 1) (Blom m.fl., 2005):

$$F_X(x) = P(X \leq x), \quad \text{för } -\infty \leq x \leq \infty \quad (1)$$

Skillnaden mellan täthetsfunktion och kumulativ fördelningsfunktion för exempelvis en normalfördelning ses enklast visuellt. För täthetsfunktionen ses hur utfallet varierar runt medelvärdet μ och för den kumulativa fördelningsfunktionen ses sannolikheten för att utfallet är mindre eller lika med den stokastiska variabeln på nedre axeln (Figur 1).



Figur 1. Jämförelse av kumulativ fördelningsfunktion (till vänster) och täthetsfunktion (till höger) för en normalfördelning. Bild enligt Blom m.fl. (2005).

Fördelningars egenskaper kan förutom genom medelvärde och standardavvikelse beskrivas med bland annat skevhet och kurtosis. Skevhet beskriver asymmetrin hos en fördelning. Normalfördelningen är symmetrisk och har därför en skevhet = 0 medan en lognormalfördelning är positivt skev och därför har en svans åt höger (Figur 2) (Cullen & Frey, 1999).



Figur 2. Jämförelse mellan normal- (till vänster) och lognormalfördelningens (till höger) skevhet.

Kurtosis beskriver toppigheten hos en fördelning. En normalfördelning har enligt definition en kurtosis = 3 och en högre kurtosis ger en fördelning med ett toppigare utseende respektive ett plattare utseende för en lägre kurtosis (Figur 3) (Cullen & Frey, 1999).



Figur 3. Jämförelse mellan normalfördelning med kurtosis = 3 (till vänster) respektive högre kurtosis (mitten) och lägre kurtosis (till höger).

För att beskriva de olika parametrarna i probabilistiska riskbedömningar används fördelningar. Oftast används likformig fördelning samt lognormal-, triangulär- eller normalfördelning på grund av deras statistiska egenskaper. Täthetsfunktionerna för fördelningarna ges i Tabell 1 (Cullen & Frey, 1999).

Tabell 1. Definition av olika sannolikhetsfördelningar med ekvationsnumret givet inom parentes till höger om ekvationen (Cullen & Frey, 1999)

Fördelning	Ekvation	
Lognormal	$f_X(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma x}} \exp\left\{-\frac{[\ln(x)-\ln(m)]^2}{2\sigma^2}\right\}$	(2) för $0 \leq x \leq \infty$, där m är medianen och σ standardavvikelsen för $\ln(x)$.
Normal	$f_X(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma x}} \exp\left\{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right\}$	(3) för $-\infty \leq x \leq \infty$, där μ är medelvärdet och σ standardavvikelsen för X .
Triangulär	$f_X(x) = \frac{b- x-a }{b^2}$	(4) för $a-b \leq x \leq a+b$, där $a-b$ är den undre gränsen och $a+b$ den övre.
Likformig	$f_X(x) = \frac{1}{b-a}$	(5) för $a \leq x \leq b$, där a är den undre gränsen och b är den övre.

Lognormalfördelningar (Ekvation 2) är användbara för att beskriva koncentrationer av föroreningar i miljön. De antar aldrig negativa värden och är praktiska för att beskriva stora, asymmetriska osäkerheter (Cullen & Frey, 1999). Normalfördelningar (Ekvation 3) bygger på centrala gränsvärdessatsen som innebär att "summan av många ungefär oberoende och ungefär likafördelade stokastiska variabler är approximativt normalfördelade" (Blom m.fl., 2005, s. 142). Många slumpmässiga variabler kan dock tyvärr inte anses vara en summa av många små effekter så därför bör normalfördelningen användas sparsamt för empiriska data. En normalfördelning är däremot lämplig att använda för att beskriva exempelvis människors längd (Cullen & Frey, 1999). Triangulärfördelning (Ekvation 4) kan användas när endast övre och undre gränser är kända och ett känt väntat värde finns. Det är få parametrar som naturligt uppvisar denna fördelning men fördelningen kan ändå vara användbar. Likformig fördelning används bland annat för parametrar som endast kan beskrivas med expertutlåtanden, minimi- respektive maximivärde eller "kvalificerade gissningar" (Cullen & Frey, 1999).

2.1.2 Goodness-of-fit test

För att avgöra om en teoretisk fördelning beskriver empiriska data kan olika tester tillämpas. Exempelvis kan visuella bedömningar göras där empiriska data avbildas i ett histogram och sedan jämförs med fördelningskurvor för olika fördelningar (US EPA, 1999). Ett annat sätt är att göra så kallade Q-Q-plottar där kvartilerna för den empiriska datan avbildas i en graf mot den teoretiska fördelningens kvartiler. Vid korrelation följer den empiriska datan fördelningens linjära utseende (Cullen & Frey, 1999). Även så kallade goodness-of-fit test används ofta för att jämföra empiriska eller modellerade data med teoretiska fördelningar (Johnson, 2005). Exempel på goodness-of-fit test är Chi-Squared, Kolmogorov-Smirnov och Anderson-Darling test.

Flera av goodness-of-fit testen bygger på användandet av den så kallade nollhypotesen. Nollhypotesen innebär att ett eller flera antagande ställs upp för den teoretiska fördelningen och jämförs med den empiriska datan (Blom m.fl., 2005). Exempelvis kan kritiska värden eller områden specificeras som motsvarar olika signifikansnivåer. Ifall antagandet inte återfinns i den empiriska datans kritiska område kan nollhypotesen förkastas (den teoretiska fördelningen beskriver inte den empiriska datan) medan om antagandet återfinns så kan nollhypotesen inte förkastas (fördelningen kan beskriva den empiriska datan) (Blom m.fl., 2005). Det är viktigt att skilja på att godkänna och att "icke-förkasta" en fördelning. Om ett antagande inte kan förkastas innebär inte detta att fördelningen som testas är korrekt för hela dataintervallet (Blom m.fl., 2005). Ett förenklat exempel som Blom m.fl. (2005, s. 322) ger handlar om antalet ben på ett djur. Nollhypotesen sätts upp som "djuret är en häst". Testvariabeln blir antalet ben över det kritiska området 0,1,2,3,5,6. För att testa nollhypotesen räknas benen på djuret. Om antalet ben $\neq 4$ kan nollhypotesen förkastas (djuret är inte en häst) medan om antalet ben = 4 kan nollhypotesen icke förkastas (djuret kan vara en häst). Slutsatsen blir att fyra ben betyder att djuret kan vara en häst men det kan också vara ett annat fyrbent djur (skillnaden mellan att godkänna och icke-förkasta) (Blom m.fl., 2005).

Grundläggande att beakta med goodness-of-fit test är att de primärt skall användas för att utesluta olämpliga beskrivningar av empiriska data istället för att bekräfta dem (US EPA, 1999). Det går aldrig att bekräfta att en teoretisk fördelning är fullständigt korrekt för givna data (Cullen & Frey, 1999). Goodness-of-fit test skall därför alltid kompletteras med visuella metoder. Under en konferens i USA uttryckte deltagare som var verksamma på området ett konsensus att visuella metoder kan ges företräde helt över goodness-of-fit test (US EPA, 1999). Detta beror på att det kan vara svårt att hitta fördelningar som entydigt beskriver hela den empiriska datan eftersom de övre percentilerna kan vara svåra att mäta upp (US EPA, 1999). Olika signifikansnivåer väljs också utav användaren som kan ge upphov till olika nollhypoteser för samma data (Cullen & Frey, 1999).

Anderson-Darling testet är ett goodness-of-fit test som är ett exempel på ett empiriskt sannolikhetsfördelningstest. Det är ett kvadratisk test som baseras på ett viktat kvadratisk vertikalt avstånd mellan den empiriska kumulativa fördelningsfunktionen och den teoretiska (Cullen & Frey, 1999). Kritiska värden väljs som motsvarar olika signifikansnivåer som de erhållna Anderson-Darling värdena sedan jämförs med. Ifall Anderson-Darling värdet ligger utanför det kritiska området förkastas hypotesen om att den teoretiska fördelningen beskriver den empiriska datan (Cullen & Frey, 1999).

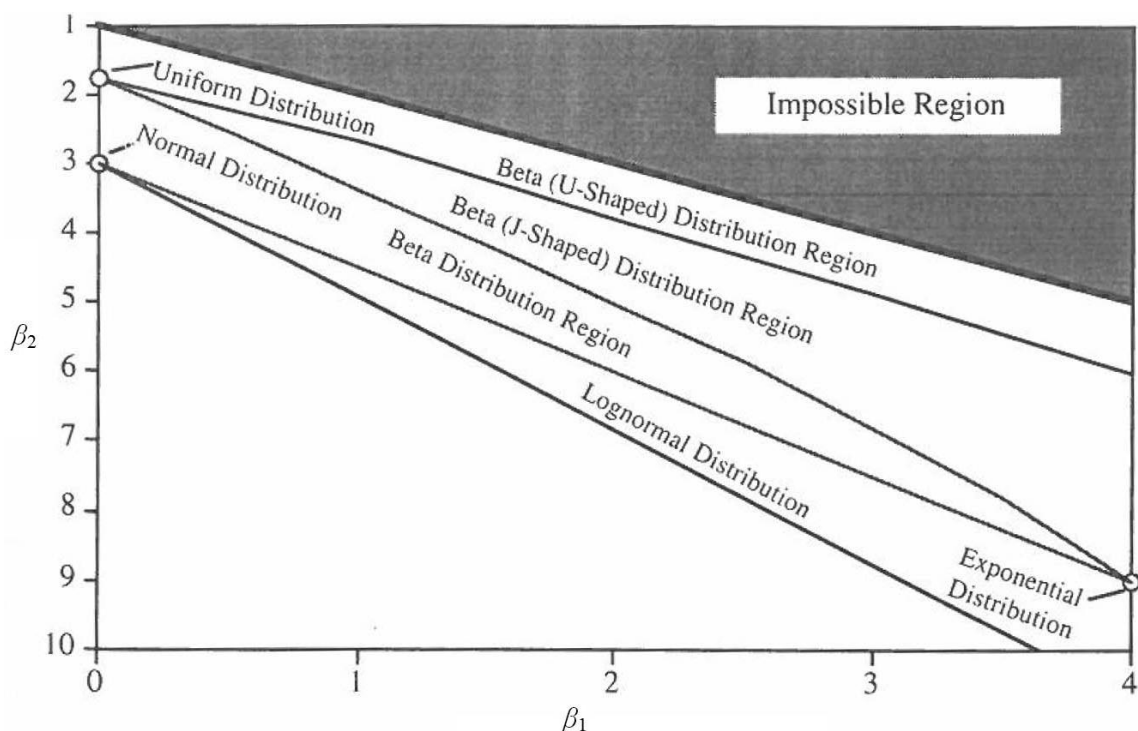
Kolmogorov-Smirnov testet jämför stegvis en empirisk kumulativ fördelningsfunktion med en teoretisk kumulativ fördelningsfunktion (Cullen & Frey, 1999). Den största vertikala avvikelserna mellan dem jämförs med kritiska värden för olika signifikansnivåer. Om avståndet överstiger de kritiska värdena förkastas hypotesen om att den teoretiska fördelningen beskriver den empiriska datan (Cullen & Frey, 1999).

Chi-Squared (χ^2) testet är väldigt brett och kan användas för att testa alla typer av empiriska data (Cullen & Frey, 1999). Testet bygger på antagandet att χ^2 -fördelningen alltid beskriver den empiriska datan utom i de fall där testet entydigt visar att det är en dålig beskrivning. Nackdelen med detta är att testet kan ge godtagbara fördelningar som egentligen är felaktiga (Cullen & Frey, 1999). För fördjupning i goodness-of-fit testerna hänvisas läsaren till Cullen och Frey (1999).

2.1.3 Anpassning av sannolikhetsfördelningar till empiriska data

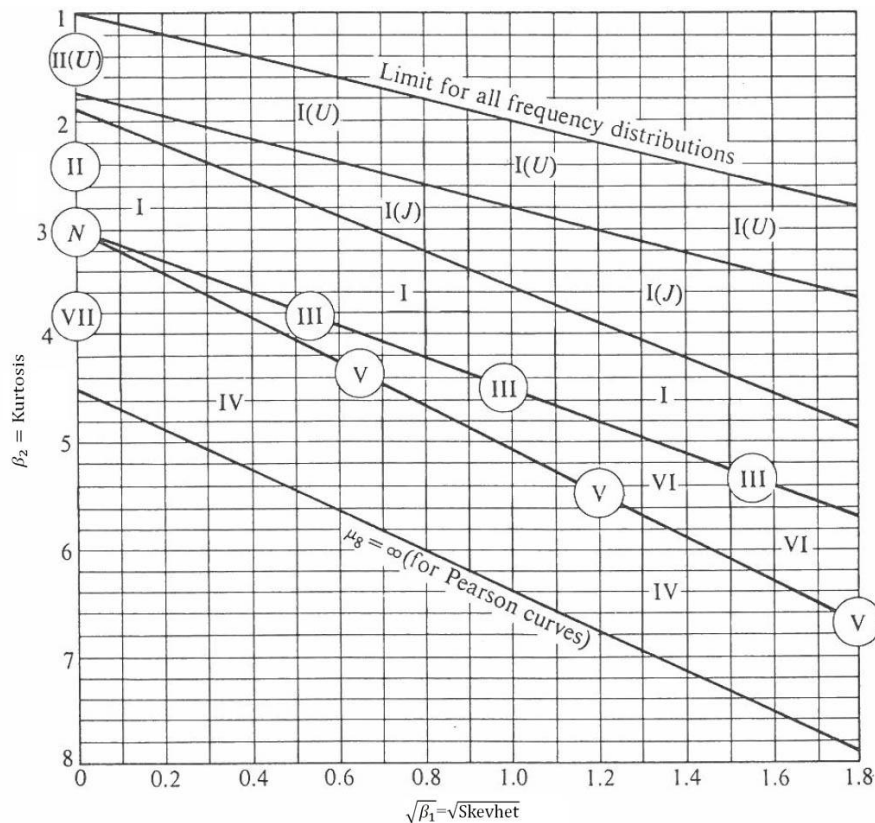
Det finns olika sätt att anpassa lämpliga sannolikhetsfördelningar till empiriska data med hjälp av datorprogramvaror. Dock är ett vanligt problem att all empirisk data inte redovisas i litteraturen och att det istället är en sammanställning som finns tillgänglig i form av percentildata eller angiven som medelvärde, standardavvikelse, skevhet och/eller kurtosis (US EPA, 1999; US EPA, 2000). Det är också vanligt att olika användare anpassar olika fördelningar till samma underliggande data (Öberg, 2006; Binkowitz & Wartenberg, 2001). Vissa användare föredrar att använda teoretiska fördelningar, vissa den empiriska datan i sig och andra använder fördelningar som återfinns i litteraturen utan att beakta relevansen för det enskilda problemet (Binkowitz & Wartenberg, 2001).

Cullen & Frey (1999) presenterar olika sätt att anpassa sannolikhetsfördelningar till empirisk data som enbart redovisas i sammanfattad form. De tre metoderna grundas på att med hjälp av skevhet (β_1) och kurtosis (β_2) läsa av en fördelning ur olika diagram. Den ena metoden bygger på ett diagram där användaren kan utläsa om den empiriska datan kan beskrivas av normal-, likformig-, lognormal- eller betafördelning (Figur 4) (Cullen & Frey, 1999, s. 89).



Figur 4. System för att bestämma fördelning utgående från skevhet (β_1) och kurtosis (β_2). Bild enligt Cullen & Frey (1999, s. 89).

Den andra metoden benämns Johnson systemet och utreder om den empiriska datan kan representeras av fördelningar som inte alltid är standardiserade (Cullen & Frey, 1999). Den tredje och sista metoden är användningen av Pearsons systemet. Pearsons systemet är döpt efter Karl Pearson som under slutet på 1800-talet introducerade lösningar till en differentialekvation som vilken, beroende på lösningskoefficienterna, genererar olika kontinuerliga fördelningsfunktioner såsom exempelvis normal-, gamma eller betafördelningar (Johnson m.fl., 1994; Hahn & Shapiro, 1994; Shakil m.fl., 2010). Pearsons systemet kategoriserar fördelningarna utifrån sin visuella form grundat på koefficienterna i lösningen till differentialekvationen och benämner dem som olika typer eller fördelningsfamiljer (Elderton, 1938; Shakil m.fl., 2010; Mathworks, 2013). Även Pearsons systemet kan visualiseras i ett diagram där fördelningen kan avläsas genom kurtosis (β_2) och roten ur skevheten ($\sqrt{\beta_1}$) (Figur 5) (Johnson m.fl., 1994, s. 23). Observera att Pearson typ I, VI och IV representeras som areor i diagrammet medan de andra typerna representeras av linjer eller punkter (Johnson m.fl., 1994).



Figur 5. Pearsonsystemet i diagram. I-VII representerar Pearsonsytten. N betyder normalfördelning. U och J beskriver formen på fördelningen. Bild enligt Johnson m.fl. (1994, s. 23).

Pearsonsystemet används för att representera observerad data och kan med dagens datorer enkelt generera slumpmässiga data utifrån fördelningarna (Stuart och Ord, 1987). I datorprogrammet MATLAB finns en funktion (*pearsrnd*) som utifrån medelvärde, standardavvikelse, skevhet och kurtosis undersöker överensstämmelsen mellan dem och Pearsons fördelningar (Mathworks, 2013). Det är möjligt att generera slumpmässiga data utifrån parametrarna och exportera den till andra program.

2.2 RISK OCH RISKBEDÖMNINGAR

I probabilistiska modeller eller riskbedömningar behöver risker och deras innebörd kvantifieras. Detta beror på att risk är ett begrepp som kan ha olika betydelse för olika personer eller grupper. Risk kan innebära möjligheten att något oönskat inträffar men en mer utbredd definition är att risk är en kombination av både konsekvens och sannolikhet (Öberg, 2006; Öberg & Bergbäck, 2005). Detta innebär att effekten av att något oönskat inträffar måste särskiljas från sannolikheten att det faktiskt sker.

Riskbedömning kan definieras på olika sätt men innehållet är ofta snarlikt. National Research Council i USA (1983) föreslår i sin rapport att riskbedömning ska delas upp i fyra steg:

- Hazard Identification (Faroidentifiering)
- Dose-response Assessment (Dos-responsanalys)
- Exposure Assessment (Exponeringsanalys)
- Risk Characterization (Riskkaraktärisering)

En annan definition ges av Baker m.fl. (1999) där riskbedömning delas upp i tre steg:

- Hazard Identification (Faroidentifiering)
- Risk Estimation (Riskskattning)
- Risk Evaluation (Riskvärdering)

Enligt Öberg (2006) har National Research Councils uppdelning fått vetenskaplig acceptans och har använts av bl.a. Kemikalieinspektionen och av Naturvårdsverket. Vid närmare granskning kan det konstateras att definitionerna är snarlika och att stegen omfattar liknande områden även om de har olika benämningar. Naturvårdsverket omnämner sina moment som (Naturvårdsverket, 2009b):

- Problembeskrivning inklusive konceptuell modell
- Exponeringsanalys
- Effektanalys
- Riskkaraktärisering

De fyra stegen i en riskbedömning beskrivs mer detaljerat i Naturvårdsverket (2009b). Det inledande steget är problembeskrivningen och syftar till att ge en första uppfattning av det förorenade området och ifall området kan ge upphov till risker vid nuvarande och planerad markanvändning. Vid detta steg upprättas även en konceptuell modell som används för att sammanfatta hur miljö- och hälsofarliga ämnen kan nå och exponera skyddsobjekt. Under exponeringsanalysen används material från problembeskrivningen för att analysera halter, exponering och spridning. Koncentrationer och doser som skyddsobjekten kan utsättas för uppskattas från representativa halter i olika medier. Exponeringsvägar kvantifieras likväl som spridning och exponeringens omfattning. I effektanalysen undersöks vilka halter av ett ämne som ger skadliga effekter och vid vilka doser olika skador sker. Det sista steget är riskkaraktärisering och innebär att negativa hälso- och miljöeffekter som kan komma från exponering i dagsläget och vid framtida markanvändning utvärderas och kvantifieras (Naturvårdsverket, 2009b).

2.2.1 Deterministiska och probabilistiska riskbedömningar

I alla riskbedömningar behöver hänsyn tas till osäkerhet och till variabilitet. Skillnaden mellan begreppen är viktig att förstå och behandlas utförligt i avsnitt 2.3.1 och 2.3.2. Kort kan det dock sammanfattas med att variabilitet syftar på naturlig variation mellan platser, individer eller över tid som oftast inte kan elimineras utan enbart karaktäriseras bättre. Osäkerhet kan däremot ofta reduceras genom ytterligare undersökningar och beror exempelvis på okunskap om parametrar, fördelning i marken eller mätfel (Öberg, 2006).

Deterministiska riskbedömningar baseras på vilka risker som potentiellt skulle kunna inträffa och de konsekvenser som då skulle uppstå (Davidsson m.fl., 2003). Riskbedömningarna grundas på punktskattningar (deterministiska värden) och ger ofta ett enda konkret utfall i form av ett annat deterministiskt värde (Öberg, 2006; US EPA, 2001). I Sverige används främst deterministiska modeller i riskbedömningar för förorenad mark som exempelvis Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Osäkerhet och

variabilitet hanteras genom att använda säkerhetsfaktorer och att välja skattningar av parametrar som inte leder till underskattning av risker (Öberg, 2006; Naturvårdsverket, 2009a).

Den utbredda användningen av deterministiska modeller för förorenade områden beror på att sådana modeller är enklare att både skapa och använda men kan även ge en bra första uppfattning av ett förorenat område (US EPA, 2001; Davidsson m.fl., 2003). Nackdelar med att använda en deterministisk riskbedömning är att de i många fall leder till att orimligt stora resurser läggs på att förhindra mycket osannolika utfall och att användaren i slutändan inte vet säkert vilka risker som accepteras eller vilken säkerhetsmarginal som finns (Davidsson m.fl., 2003; Öberg, 2006).

I en probabilistisk riskbedömning kan ingående parametrar anges och definieras som sannolikhetsfördelningar. Fördelen med detta är att enstaka punktskattningar inte behöver anges och att det därför är möjligt att med simuleringar slumpa fram tusentals utfall som hanterar problemet med variabilitet och osäkerhet för deterministiska modeller. Utfallet blir istället för ett konkret värde en fördelningsfunktion från vilken ett mått på säkerhetsmarginalen kan utläsas (Öberg, 2006). Nackdelar med att använda probabilistiska riskbedömningar är att de är mer komplexa att göra och därför kräver en större arbetsinsats. Även osäkerhet i sannolikhetsfördelningarna för de ingående parametrarna kan ha stor effekt på utfallet och måste ägnas mycket tid (Öberg, 2006; Davidsson m.fl., 2003).

Det finns olika typer av probabilistiska riskbedömningar som bygger på olika simuleringstekniker. Exempel på tekniker är Monte Carlo-simuleringar eller Probability Bounds Analysis (PBA) (Öberg, 2006). Monte Carlo-simuleringar har använts omfattande i probabilistiska riskbedömningar i USA och simuleringstekniken behandlas i detalj i avsnitt 2.3.3 (US EPA, 1997). PBA innebär att fördelningsfamiljer används istället för enskilda fördelningar för ingångsparametrarna. Detta är fördelaktigt eftersom flera olika fördelningar kan representera samma data ungefär lika väl och att valet av fördelningar därmed kan bli mycket svårt att göra (Filipsson m.fl., 2011). En annan fördel med PBA är att ingångsvariablerna inte behöver antas vara oberoende samt att enbart sammanfattande statistik kan användas vid definition av villkor för fördelningsfamiljerna (Filipsson m.fl., 2009).

Monte Carlo-simuleringar är en numerisk metod, eller simuleringsteknik, som ändrar alla modellparametrar slumpmässigt efter de valda sannolikhetsfördelningarna för ingångsparametrarna och upprepar detta i tusentals iterationer (Öberg m.fl., 2006). Resultatet blir en sannolikhetsfördelning eller en kumulativ fördelningsfunktion som beskriver utfallet. Monte Carlo-simuleringar går att göra i olika datorprogram som exempelvis MATLAB eller i anpassade tilläggsprogramvaror till Microsoft Excel såsom Crystal Ball (Öberg m.fl., 2006). Dagens moderna datorer möjliggör, beroende på modellens uppbyggnad och komplexitet, flera tusentals simuleringar på kort tid och enkla sätt att presentera resultatet på (Maddalena m.fl., 2001). Antalet valda simuleringar kan variera kraftigt. Ofta konvergerar den resulterande sannolikhets-

fördelningens centrala delar fort men det behövs betydligt fler simuleringar för att få stabilitet i ytterkanterna (Öberg, 2006).

Valet mellan en deterministisk och probabilistisk riskbedömning kan vara svårt. Ett förslag av US EPA (2001) är att en deterministisk riskbedömning alltid skall genomföras och ifall föroreningshalten efter denna anses vara väldigt låg och saneringskostnaden rimlig så behövs ingen ytterligare utredning. För scenarion där föroreningshalten överstiger riktvärden eller där saneringskostnaden antas bli väldigt hög kan en probabilistisk riskbedömning ge ytterligare information (Öberg, 2006; US EPA, 1997). Exempelvis kan den klagöra sannolikheten att en viss föroreningsnivå finns i marken eller minska osäkerhet och variabilitet med hjälp av sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar. En probabilistisk riskbedömning ger också en möjlighet att kvantitativt skatta riskerna (Öberg, 2006).

2.2.2 Riktlinjer för probabilistiska riskbedömningar

I USA har ett riktlinjesdokument upprättats för hur probabilistiska riskbedömningar med Monte Carlo-simuleringar ska genomföras (US EPA, 1997). Dokumentet innehåller åtta punkter som måste uppfyllas för att riskbedömningen ska vara av godkänd karaktär. De åtta punkterna är en innehållsmässig motsvarighet till de fjorton ”principles of good practice” för probabilistisk riskbedömning som år 1994 föreslogs av Burmaster och Anderson (Öberg, 2006; Burmaster & Anderson, 1994). Efter Öberg (2006) kan punkterna sammanställas och översättas enligt följande:

- 1) Den probabilistiska riskbedömningens omfattning och syfte ska redovisas tydligt.
- 2) I en utvärderingsrapport ska modeller och antaganden vara dokumenterade och lättillgängliga.
- 3) Känslighetsanalysernas resultat ska presenteras och utvärderas.
- 4) Eventuellt beroende och samband mellan ingångsvariabler ska diskuteras och tas hänsyn till i riskbedömningen.
- 5) Alla ingångs- och utgångsfördelningar ska redovisas i rapporten både grafiskt och i tabeller. Valet av dem ska motiveras och förklaras.
- 6) Utgångsfördelningarnas numeriska stabilitet ska diskuteras och redovisas både för percentiler och centralmått.
- 7) Risker och exponering som beräknats med deterministiska metoder ska redovisas.
- 8) Exponeringsantaganden för toxikologiska jämförelsevärden ska beaktas.

Den röda tråden i USA:s riktlinjesdokument är att alla antaganden och fördelningar ska diskuteras och motiveras så att en utomstående kritiskt ska kunna granska och förstå hur riskbedömningen gått till (Öberg, 2006; US EPA, 1997).

2.2.3 Att välja sannolikhetsfördelning för ingående parametrar

I en probabilistisk riskbedömning är ett tidskrävande och konceptuellt viktigt moment att välja sannolikhetsfördelningar för de ingående parametrarna. Det finns en enighet i litteraturen att detta val även är en av de största osäkerhetsfaktorerna som användaren

introducerar (Öberg, 2006; Öberg & Bergbäck, 2005; Sander m.fl., 2006; Öberg m.fl., 2006; Filipsson m.fl., 2008; US EPA, 1997; US EPA, 2001). Själva valet av fördelning kan också eliminera osäkerhet från analysen som egentligen behöver beaktas (Filipsson m.fl., 2011). Ett sätt att undvika detta val är att använda PBA istället för Monte Carlo-simuleringar.

Valet av sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar kan göras genom att använda fördelningar som återfinns i artiklar eller fallstudier som andra publicerat. Underlaget är omfattande men i många av artiklarna redovisas antingen inte den ursprungliga empiriska datan annat än, i bästa fall, sammanfattad form eller enbart resultaten av utrymmestekniska skäl. Där fördelningar redovisas är det svårt att avgöra vilka studier som är direkt tillämpbara på svenska förhållanden eller alternativt hur de bör anpassas (Simon, 1999; Hamed, 2000; Hope, 1999; Maddalena m.fl., 2001; Binkowitz & Wartenberg, 2001; McKone & Bogen, 1991). Filipsson m.fl. (2011) presenterar en jämförelse mellan några exponeringsfaktorer i Sverige och USA. Skillnader mellan data för samma åldersgrupper och kön finns. USA har en mer heterogen befolkning än Sverige vilket kan ge upphov till skillnader mellan data. Trots detta anges att exponeringsfaktorer kan användas på andra länder än ursprungslandet så länge som användningen motiveras och begrundas (Filipsson m.fl., 2011).

Om fördefinierade fördelningar inte är tillämpbara eller om fördelningar för en viss parameter saknas kan sammanfattat statistiskt material användas. I USA organiserade US Environmental Protection Agency (US EPA) år 1998 en workshop för att utreda hur sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar i probabilistiska riskbedömningar skulle väljas (US EPA, 1999). En av frågorna som diskuterades under workshopen var hur sannolikhetsfördelningar skulle kunna väljas när empirisk data endast presenteras i sammanfattad form. Deltagarna uttryckte en önskan att US EPA skulle presentera en metodik för detta (US EPA, 1999). Resultatet av denna önskan blev en rapport som US EPA publicerade i juli år 2000 kallad "Options for Development of Parametric Probability Distributions for Exposure Factors". Rapporten beskriver hur användaren kan använda olika metoder för att representera empiriska data med kontinuerliga teoretiska sannolikhetsfördelningar och grundas på att användaren enbart har tillgång till empiriska data i sammanfattad form (US EPA, 2000). Grundtanken är att användaren skall genomföra olika matematiska beräkningar för att hitta en lämplig representation. Detta kan ske genom att testa olika generella fördelningsfamiljers överensstämmelse med datan, såsom Pearsons systemet föreslår (US EPA, 2000). Några förslag på metoder att testa överensstämmelsen är genom att ställa upp kriterier med hjälp av Maximum Likelihood Estimation (MLE), Minimum Chi-Square Estimation (MCS) och Weighted Least Squares and Minimum Distance Estimation (WLS) (US EPA, 2000).

I USA finns ett dokument kallat "Exposure Factors Handbook" som presenterar ett omfattande amerikanskt statistiskt underlag för utvalda parametrar (US EPA, 2011). Underlaget redovisas i sammanfattad form men få förslag på faktiska fördelningar ges. I Sverige publicerade Naturvårdsverket (2008) rapporten "Exponeringsfaktorer vid riskbedömning – Inventering av dataunderlag". Rapporten sammanställer relevant

svensk statistik för många ingångsparametrar i sammanfattad form och diskuterar även kopplingen till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell som år 2008 fortfarande var på remiss (Filipsson m.fl., 2008). Till dessa data behöver ett statistikprogram eller en statistisk funktion användas för att omvandla den sammanfattade datan till representativa sannolikhetsfördelningar (US EPA, 2000). Delar av detta underlag presenteras i sammanfattad form i *Bilaga A - Statistiskt underlag för ingångsparametrar*. Ett alternativ till att använda statistiska program eller funktioner är att utifrån Cullen och Frey (1999) använda skevhet och kurtosis för att välja fördelning (avsnitt 2.1.3). För data där bara minimi- respektive maximivärde ges kan en likformig fördelning vara lämplig (Cullen & Frey, 1999).

Ett alternativ till att använda publicerade fördelningar eller empiriska anpassningar är att använda sig av funktioner som återfinns i Copeland m.fl. (1993) där empiriska relationer mellan ingångsparametrar utnyttjas för att minska antalet ingångsparametrar som behöver definieras med egna fördelningar. Exempel på sådana funktioner är empiriska relationer mellan andningshastighet (Ekvation 5) och hudarea (Ekvation 6) som utnyttjar fördelningar för kroppsvikt respektive längd (Binkowitz & Wartenberg, 2001; Copeland m.fl., 1993).

$$\text{Andningshastighet [m}^3/\text{dag]} = 0,5458 \cdot \text{kroppsvikt [kg]}^{0,80} \quad (5)$$

$$\text{Hudyta [cm}^2\text{]} = 3,73 \cdot \text{längd [cm]}^{0,417} \cdot \text{kroppsvikt [kg]}^{0,517} \quad (6)$$

2.3 MODELLERING

Eftersom probabilistiska riskbedömningar bygger på användandet av sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar behöver simuleringar göras där olika värden slumpas fram för varje iteration (Öberg m.fl., 2006). En vanlig metod för detta är användandet av Monte Carlo-simuleringar, dessa kan göras i programvaran Crystal Ball. Det är också viktigt att beakta och hantera variabilitet och osäkerhet i modellen som används. För att göra detta behöver begreppen särskiljas och kvantifieras.

2.3.1 Variabilitet

Begreppet variabilitet syftar på den naturliga variation som finns mellan människor (interindividuell), platser (spatial) och över tiden (temporal). Variabilitet kan inte elimineras utan bara karaktäriseras bättre och därmed minskas (Öberg, 2006).

Interindividuell variabilitet syftar på den naturliga variationen mellan människor och den kanske tydligaste skillnaden är den mellan vuxna och barn (Öberg, 2006; Bogen m.fl., 2009). Andra typer av interindividuell variabilitet är exempelvis yrke, kön, matvanor, sjukdomar och livsstil (Cullen & Frey, 1999).

Spatial variabilitet syftar på rumslig variation och exempel innefattar föroreningars utbredning i marken eller variation i markförhållanden. Ofta är det hydrogeologiska förutsättningar som har störst påverkan på riskerna då det är dessa förhållanden som påverkar om en förorening är mobil eller stabil i marken (Öberg, 2006; Cullen & Frey, 1999).

Temporal variabilitet beskriver variation över tiden och brukar inte ges lika stor vikt som spatial och interindividuell variabilitet (Öberg, 2006; Cullen & Frey, 1999). Detta beror delvis på att denna typ av variabilitet är svår att kvantifiera och att modellerna ofta bygger på jämviktsantaganden som inte är kompatibla med variabilitet över tiden. Exempel på temporal variabilitet är utlakning av föroreningar i mark, biologisk nedbrytning och meteorologiska förhållanden (Öberg, 2006).

2.3.2 Osäkerhet

Det finns olika typer av osäkerhet som bland annat representerar avsaknaden av kunskap om parametrar, modeller eller andra faktorer (US EPA, 1997). Osäkerheterna karaktäriseras av att de kan minskas genom att exempelvis göra ytterligare mätningar så att mer och bättre data finns att tillgå (Öberg, 2006).

Modellosäkerhet är ett begrep som syftar på osäkerhet som uppstår exempelvis på grund av de förenklingar av verkligheten som alltid sker när en modell skapas. Ett annat exempel är de fall då modeller används på ett område som de inte är kalibrerade för (Öberg, 2006; US EPA, 1997).

Parametersäkerhet syftar på osäkerhet som grundas på mätfel, systematiska fel eller provtagningsfel (US EPA, 1997). Även extrapolering av data kan vara en stor källa av osäkerhet i modeller (Cullen & Frey, 1999).

Scenariোসäkerhet inkluderar faktorer som felaktig konceptuell förståelse av ett scenario som kan leda till felaktiga val gällande exponeringsförutsättningar, felaktiga beskrivningar av området eller ofullständig analys av scenariot (Öberg, 2006; US EPA, 1997).

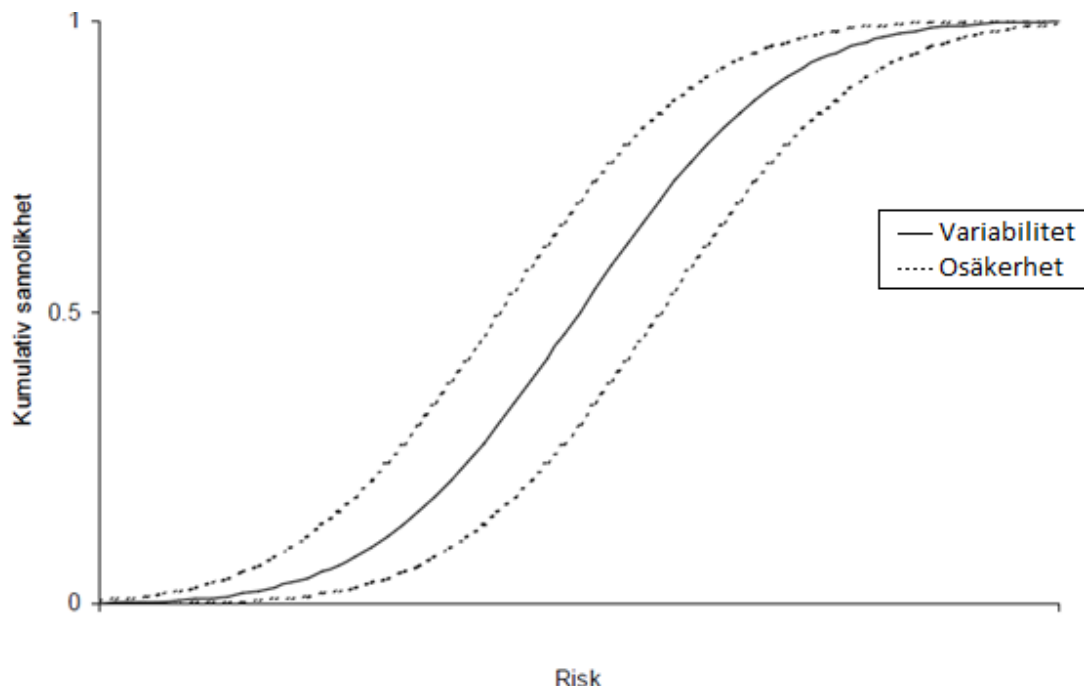
Den absolut största osäkerheten vid probabilistiska riskbedömningar är valet av sannolikhetsfördelningar för ingångsparametrarna. Detta måste ägnas mycket tid och resurser, annars kan utfallet bli missvisande (Öberg, 2006; Öberg & Bergbäck, 2005; Sander m.fl., 2006; Öberg m.fl., 2006; Filipsson m.fl., 2008; US EPA, 1997; US EPA, 2001). Det har också visats att olika utövare tillämpar olika sannolikhetsfördelningar för samma tillgängliga data för de ingående parametrarna (Binkowitz & Wartenberg, 2001). Ett förslag är att ”standardfördelningar” skulle kunna användas för parametrar som inte varierar mellan platser för att hantera detta problem (Öberg, 2006; US EPA, 1999).

Ett annat förslag för att hantera den stora osäkerheten i valet av ingående sannolikhetsfördelningar är genom så kallad återsampling (eng. re-sampling). Re-sampling kan användas på empiriska data och därmed ersätta de teoretiska sannolikhetsfördelningarna (Öberg, 2006). Återsampling innebär att en sannolikhetsfördelning passas till empirisk data och används för att slumpmässigt skapa större dataset från sannolikhetsfördelningen. Denna metod är ett exempel på s.k. bootstrapping och förutsätter att ett omfattande empiriskt underlag finns tillgängligt (Cullen & Frey, 1999).

2.3.3 Monte Carlo-simuleringars tillämpbarhet

Som kort berördes i avsnitt 2.2.1 är ett sätt att hantera osäkerhet och variabilitet i probabilistiska riskbedömningar att använda sig av Monte Carlo-simuleringar. Det finns olika fördelar med detta. Ett exempel är att metoden kan fortplanta variationen hos ett stort antal ingående parametrar genom avancerade matematiska modeller och generera en sannolikhetsfördelning för utgående parametrar som kan beskrivas med klassisk statistik (Maddalena m.fl., 2001). Andra fördelar är att noggrannheten i de statistiska parametrarna som används för att beskriva den utgående sannolikhetsfördelningen är oberoende av antalet ingående parametrar samt att korrelationen mellan ingående och utgående parametrar går att karaktärisera. Den främsta nackdelen med Monte Carlo-simuleringar är att de kräver sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar och att dessa kan bidra med stor osäkerhet eller inte ens finnas tillgängliga på grund av bristande data (Maddalena m.fl., 2001).

Det finns två typer av Monte Carlo-simuleringar, endimensionella (1D) och tvådimensionella (2D) (Öberg, 2006). I en 1D-simulering särskiljs inte osäkerhet och variabilitet på grund av avsaknad av data medan de separeras i en 2D-simulering. Separationen sker genom att simuleringen körs i en yttre och en inre beräkningsloop som tar hänsyn till variabilitet respektive osäkerhet. Ofta redovisas sådana simuleringar som kumulativa fördelningsfunktioner där konfidensgränser märks ut (Figur 6) (Öberg, 2006). Exemplet visar en skattad variabilitetsfördelning med heldragen linje och osäkerheten i skattningen med streckad linje för konfidensgränserna 5 % och 95 %.



Figur 6. Kumulativ fördelningsfunktion för en 2D-simulering. Osäkerheten visar övre och undre konfidensgräns (5 % respektive 95 %). Figur enligt Öberg (2006).

2.3.4 Känslighetsanalys

Ett av de viktigaste momenten i en probabilistisk riskbedömning är att göra en känslighetsanalys. Detta innebär att effekten som ingångsparametrarna har på utfallet identifieras och kvantifieras på olika sätt. Grundat på resultatet kan variabler som har låg känslighet i modellen representeras som punktskattningar medan mer arbete kan fokuseras på att förfinna sannolikhetsfördelningarna för de viktigaste ingångsparametrarna (Öberg, 2006).

En känslighetsanalys kan göras på olika sätt beroende på arbetsområdet. Enligt Öberg (2006) är det inom probabilistisk riskbedömning vanligt att använda Spearmans rangkorrelationskoefficient (r) för att kvantifiera korrelationen mellan två variabler (Ekvation 7) (Blom m.fl., 2005):

$$r = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n (R_x(i) - R_y(i))^2}{n(n^2 - 1)}, \quad \text{för } -1 \leq r \leq 1 \quad (7)$$

där n är antalet par och $R_x(i)$ samt $R_y(i)$ rangen för variablerna x_i respektive y_i (ingångsparameter respektive utfall).

För att räkna ut rangkorrelationskoefficienten krävs att de numeriska värdena på både variablerna x och y ordnas i stigande följd i en tabell för antingen variabeln x eller y . Därefter ges en rang stigande i form av $n = 1, 2, \dots, n$ där det lägsta numeriska värdet får rang 1 och det högsta rang n för respektive variabel. Ekvation 7 kan därefter användas för att beräkna rangkorrelationskoefficienten. En rangkorrelationskoefficient kan endast anta värden mellan -1 och $+1$ där -1 innebär att ett lågt värde på x motsvarar ett högt värde på y , 0 ingen korrelation och $+1$ att ett högt värde på x motsvarar ett högt värde på y (Blom m.fl., 2005).

Andra exempel på metoder för att utvärdera känsligheten i ingångsparametrarna är att beräkna partiella derivator på resultatet eller att beräkna känslighetskvoter (Öberg m.fl., 2006).

2.3.5 Beroende mellan ingångsparametrar

Det är vanligt att ingående parametrar i en modell på något vis beror av varandra. Detta är viktigt att kvantifiera eftersom Monte Carlo-simuleringar bygger på ett antagande om att alla variabler är oberoende (Öberg m.fl., 2006). Vanliga korrelationer mellan ingångsparametrar är exempelvis födointag och kroppsvikt eller biokoncentrationsfaktorer och Henrys konstant. I en stor modell kan korrelationer mellan ingångsparametrar ha en stor påverkan på utfallet och bör i de fall det är möjligt kvantifieras och karaktäriseras (Öberg m.fl., 2006).

Ett sätt att ta reda på korrelationer mellan ingångsparametrar är att applicera Spearmans rangkorrelationskoefficient på empiriska data för alla ingångsparametrarna och låta en programvara såsom Crystal Ball beräkna korrelationskoefficienten. Detta går sedan att ta hänsyn till i Monte Carlo-simuleringarna med hjälp av korrelationsverktyg i programvaran (Öberg m.fl., 2006). Detta kräver att empiriska data finns tillgängliga.

2.4 NATURVÅRDSVERKET'S RIKTVÄRDESMODELL

Detta avsnitt är baserat på den omfattande vägledningsrapporten till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a).

2.4.1 Känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning

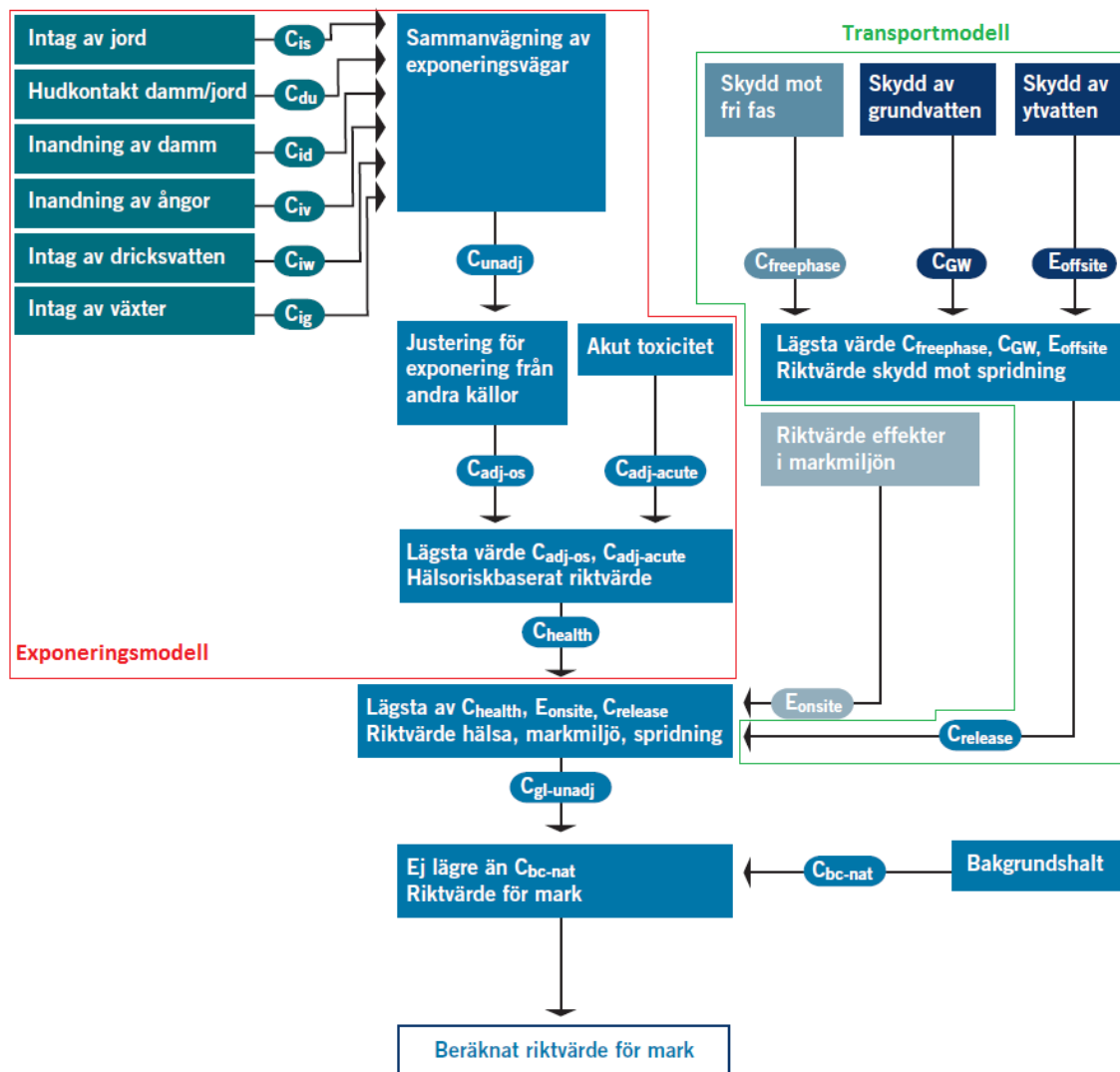
Ett riktvärde representerar som tidigare nämnts ”den föroreningshalt i marken under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel i efterbehandlingsammanhang” (Naturvårdsverket, 2009a, s. 15). Vid framtagning av riktvärden är det relevant att ta hänsyn till den markanvändning som är förväntad på området. Detta beror på att markanvändningen indikerar de aktiviteter som kan förekomma på området och därmed ger en bild av i vilken omfattning olika grupper kan exponeras. Även erforderligt skydd av markmiljön påverkas av markanvändningen. Naturvårdsverket använder två typer av markanvändning i sin modell: känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Dessa två generella scenarier representerar båda en typisk svensk jord, eller standardjord, som är normaltät men med olika markanvändning. Några av de grundläggande villkoren för KM och MKM är:

- För KM ska alla grupper av människor permanent kunna vistas inom området under sin livstid och markkvaliteten ska inte begränsa markanvändningen. De flesta grundvatten, ytvatten och markekosystem skyddas.
- För MKM begränsar markkvaliteten markanvändningen genom att exempelvis enbart industrier, vägar eller kontor får byggas där. Grundvatten 200 meter nedströms skyddas samt allt ytvatten. De som exponeras antas vara yrkesverksamma som endast vistas där under sin arbetstid samt äldre personer och barn som endast vistas där tillfälligt.

De standardvärden som återfinns i de generella scenarierna är hämtade från flera olika källor som Naturvårdsverket har sammanställt. Vissa värden är antagna och saknar källor. För en fullständig lista hänvisas läsaren till Naturvårdsverket (2009a).

2.4.2 Uppbyggnad av riktvärdesmodellen

Riktvärdesmodellen används till att beräkna riktvärden som skall ge skydd av skyddsobjekten människor, grundvatten, ytvatten respektive markmiljö. Modellen kan översiktligt delas upp i två större delar: en ”exponeringsmodell” och en ”transportmodell” (Figur 7). Till detta kommer även den separata beräkningen av riktvärde för skydd av markmiljö (E_{onsite}). Exponeringsmodellen beräknar hälsoriskbaserade riktvärden som sammanvägs till ett justerat hälsoriskbaserat riktvärde (C_{health}) medan transportmodellen beräknar riktvärden för skydd av grundvatten (C_{GW}), skydd mot fri fas ($C_{freephase}$) och skydd av ytvatten ($E_{offsite}$). Riktvärdena från transportmodellen jämförs separat och det lägsta benämns riktvärde för skydd mot spridning ($C_{release}$). Därefter jämförs riktvärdena från exponerings- och transportmodellen samt riktvärdet för skydd av markmiljö. Det skyddsobjekt som har lägst riktvärde blir styrande för riktvärdet och benämns ojusterat riktvärde för mark (C_{gl_unadj}). Detta värde jämförs med bakgrundshalten (C_{bc_nat}) och det lägsta av dem sätts som slutgiltigt riktvärde för mark, (C_{gl}).



Figur 7. Naturvårdsverkets riktvärdesmodellens uppbyggnad. Bild enligt Naturvårdsverket (2009a) med tillstånd.

För ytterligare detaljer om riktvärdesmodellens uppbyggnad hänvisas läsaren till Naturvårdsverket (2009a).

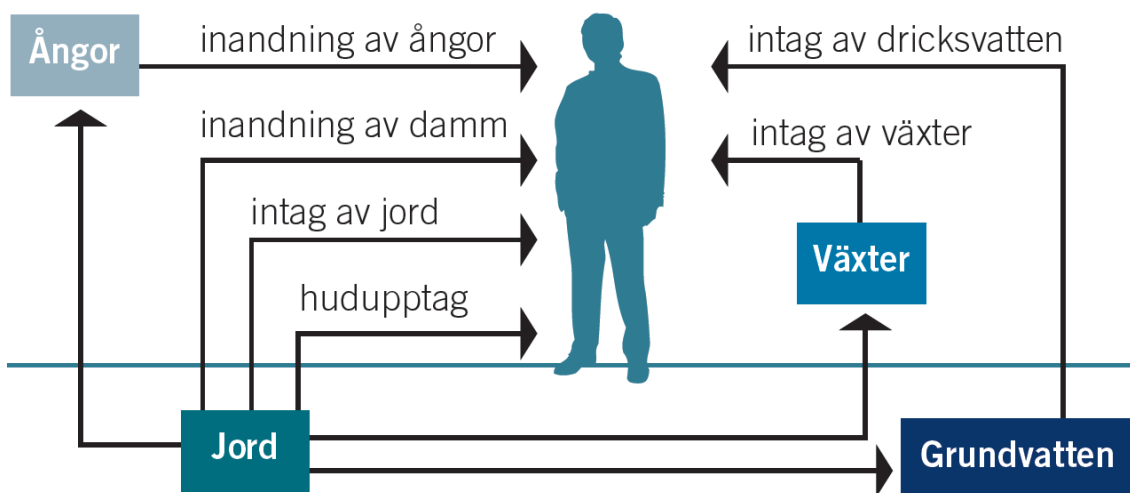
2.4.3 Begränsningar med riktvärdesmodellen

Det finns begränsningar med riktvärdesmodellen. Exempelvis kan de generella scenarierna enbart användas på områden som till stora delar överensstämmer med Naturvårdsverkets generella scenarier KM och MKM, annars behöver platsspecifika riktvärden (PRV) beräknas. Andra begränsningar innefattar ändringar i exponeringsvägar och spridning till andra områden. Ifall exponeringsvägarna ändras så att de annars styrande exponeringsvägarna bortfaller bör andra exponeringsvägar beaktas i en fördjupad riskbedömning. Spridning till omgivningen bör också beaktas separat ifall exponeringen på det förorenade området bedöms vara liten eftersom detta kan bli styrande för riktvärdet.

Viktigt att beakta är även att enstaka mätvärden av modellparametrar inte bör ersätta standardvärdena utan noggrann motivering då mätvärden kan variera mycket över tiden och eventuellt vara sämre representationer av föroreningsituationen jämfört med ett generellt medelvärde.

2.4.4 Exponeringsmodellen i detalj

Hälsoriskbaserade riktvärden beräknas i vad som i denna rapport refereras till som "exponeringsmodellen". I modellen uppmärksammas sex sätt som människor kan exponeras för föroreningar på som kallas exponeringsvägar (Figur 8). Dessa tar hänsyn till både indirekt och direkt exponering. Exponeringsvägarna är inandning av ånga respektive damm, intag av jord, hudupptag samt intag av dricksvatten respektive växter.



Figur 8. De sex exponeringsvägar som beaktas i exponeringsmodellen. Bild från Naturvårdsverket (2009a) med tillstånd.

Effekterna av en given dos på människor kallas dos-responsförhållande och används vid fastställandet av tolerabelt dagligt intag (TDI). TDI representerar det högsta dagliga intag av föroreningar som inte förväntas ge upphov till några negativa effekter. Två andra viktiga begrepp betecknas envägskoncentration och biotillgänglighet. Envägskoncentration innebär den koncentration av förorening som skulle accepteras i marken om enbart den exponeringsvägen fanns. Biotillgänglighet är ett mått på andelen av föroreningen som är biologiskt tillgänglig jämfört med TDI.

För flera ämnen uppkommer hälsoeffekter endast när en viss dos passerats. Detta kallas för tröskeldos och erhålls genom epidemiologiska undersökningar eller extrapoleras från djurförsöksdata. Tröskeldosen delas upp i två intag, ett oralt och ett genom inandning. Eftersom människor kan exponeras för föroreningar från andra källor såsom exempelvis dricksvatten eller livsmedel har Naturvårdsverket bestämt att hela TDI inte får fyllas av exponering från förorenad mark. För de flesta föroreningarna anses maximalt 50 % av TDI få komma från förorenad mark. För bly, kvicksilver och kadmium är det känt att bakgrundsexponeringen i Sverige är förhöjd och för dessa ämnen får endast 20 % av TDI komma från förorenad mark. Samma resonemang gäller för PCB och långlivade organiska föroreningar såsom dioxiner där motsvarande nivå är 10 %.

Vissa ämnen kan ge upphov på skador på arvsmassan. Dessa kallas genotoxiska cancerogena ämnen och för dessa kan inte någon tröskeldos anges då även en liten exponering ger ökad risk för cancer. Generellt accepteras en risknivå som innebär en maximal ökning med ett cancerfall per 100 000 människor under en livstid. För att

hantera detta antas att cancerrisken är proportionell mot dosen. Detta betecknas som riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen ($RISK_{or}$). Markföroreningar såsom PAH består av blandningar av olika cancerogena föroreningar. Detta tar Naturvårdsverket hänsyn till i riktvärdesmodellen genom att riskbedöma dem som ämnesgrupper kallade PAH-L, PAH-M och PAH-H indelade efter sin vikt. TDI och $RISK_{or}$ har samlingsnamnet toxikologiskt referensvärde (TRV). Det används vid beräkningen av föroreningshalten i jorden (C) som sker för alla exponeringsvägar.

Riktvärdesmodellen har en tillhörande databas för hälsorisker i vilken human-toxikologiska data samlats. Dessa data är främst framtagna av Världshälsoorganisationen (WHO), Institutet för miljömedicin (IMM), Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) och US Environmental Protection Agency (US EPA: IRIS).

Delmodeller för exponeringsvägar

I exponeringsmodellen beräknas föroreningshalterna genom envägskoncentrationer för sex olika exponeringsvägar. En exponeringsväg i exponeringsmodellen är intag av jord och denna symboliserar hur vuxna och barn kan få i sig förorenad jord via munnen. Detta sker antingen genom att jordiga fingrar stoppas i munnen, att jorddamm fastnar i svalg och mun eller att jord tas direkt in i munnen. Modellen skiljer på vuxna och barn då deras jordintag skiljer sig på grund av aktiviteter och ålder. Högst intag antas vara för små barn på grund av att de ofta stoppar saker i munnen. Exponering kan ske både utomhus och inomhus.

En annan exponeringsväg är hudkontakt. Denna symboliserar hur föroreningar kan tas upp genom huden då förorenad jord fastnar där. Exponeringen påverkas av faktorer såsom mängden jord som fastnar, hur mycket hud som är exponerad, hudens upptagningsförmåga samt tiden då exponeringen sker.

Den tredje exponeringsvägen är inandning av damm som symboliserar hur människor riskerar att inhalera finkornigt material från förorenad mark vid andning. Naturvårdsverket anger att partiklar som understiger 10 μm anses kunna nå lungorna. Exponeringen påverkas av faktorer såsom exempelvis andningshastighet, tid för exponering och andelen av partiklarna som kommer från förorenad jord. I modellen används två metoder för att beräkna exponeringen från inandning av damm. Den ena metoden används för ämnen som har en toxikologisk baserad luftkoncentration (Reference Air Concentration, RfC) alternativt en cancerriskbaserad referenskoncentration ($RISK_{inh}$). Dessa refereras sammantaget till som en toxikologisk referenskoncentration (TRC) [mg/m^3]. Den andra metoden används då sådana värden inte finns tillgängliga. Istället uppskattas det genomsnittliga dagliga intaget av inhalerade föroreningar som sedan jämförs med ett TDI.

Den fjärde exponeringsvägen är inandning av ångor och symboliserar hur flyktiga föroreningar i mark kan avgå till luft och sedan återfinnas i byggnader. Några viktiga faktorer för exponering är exponeringstiden, utspädning i utomhus- respektive inomhusluft och transporthastigheten från mark.

Den femte exponeringsvägen är intag av dricksvatten och symboliserar hur föroreningar kan spridas och utgöra en risk för människor genom dricksvattnet. För att exponering via intag av dricksvatten skall vara relevant så skall en brunn finnas på det förorenade området och vattnet användas som dricksvatten eller i matlagning.

Den sjätte och sista exponeringsvägen i exponeringsmodellen är intag av växter och symboliserar risken för att konsumera föroreningar genom att äta grönsaker, potatis, bär, rotsaker, svamp eller frukt från ett förorenat område.

Sammanvägning av exponeringsvägarnas föroreningshalter till ett hälsoriskbaserat riktvärde

Efter att föroreningshalterna beräknats för alla exponeringsvägars envägs koncentrationer vägs de samman till ett ojusterat integrerat hälsoriskbaserat värde (C_{unadj}) [mg/kg]. Detta sker enligt (Ekvation 8) (Naturvårdsverket, 2009a):

$$C_{unadj} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is}} + \frac{1}{C_{du}} + \frac{1}{C_{id}} + \frac{1}{C_{iv}} + \frac{1}{C_{iw}} + \frac{1}{C_{ig}}} \quad (8)$$

där C_{is} är envägs koncentrationen för intag av jord, C_{du} för hudkontakt, C_{id} för inandning av damm, C_{iv} för inandning av ångor, C_{iw} för intag av dricksvatten och C_{ig} för intag av växter.

Som nämndes i avsnitt 2.4.4 kan människor exponeras för föroreningar från andra källor och därför behöver riktvärdet justeras för att ta hänsyn till detta. Detta görs genom en kompensering för att en viss del av TDI redan är intecknad genom beräkningen av ett justerat hälsobaserat värde (C_{adj_os}) [mg/kg]. Kompensationen sker enligt (Ekvation 9) (Naturvårdsverket, 2009a):

$$C_{adj_os} = C_{unadj} \cdot (1 - f_{os}) \quad (9)$$

där f_{os} är andelen av TDI som är intecknad av andra källor och C_{unadj} är det ojusterade hälsobaserade riktvärdet. För genotoxiska ämnen behövs ingen justering utan $C_{adj_os} = C_{unadj}$.

Föroreningar såsom arsenik och cyanid har så hög akuttoxicitet att det kan leda till akuta negativa effekter. Störst risk finns för små barn som både har en låg kroppsvikt och risk för att svälja mer jord. Därför beräknas även ett akut hälsoriskbaserat riktvärde (C_{adj_acute}) [mg/kg] enligt (Ekvation 10) (Naturvårdsverket, 2009a):

$$C_{adj_acute} = \frac{TDAE \cdot m_{small_child}}{m_{intake}} \cdot 10^6 \quad (10)$$

där $TDAE$ är tolerabel dos för akuta effekter för ämnet [mg/kg kroppsvikt], m_{small_child} är kroppsvikten för ett litet barn [kg] som för KM och MKM väger 10 kg och m_{intake} är mängden jord som intas vid enstaka tillfälle [mg] och är för KM och MKM 5000 mg.

Slutligen jämförs det justerade hälsoriskbaserade värdet med det akuttoxiska riktvärdet i riktvärdesmodellen. Det lägsta av de två sätts som styrande och benämns hälsoriskbaserat riktvärde (C_{health}) [mg/kg].

2.4.5 Transportmodellen i detalj

Riktvärdesmodellen tar hänsyn till transporten av föroreningar från mark till andra medier såsom ytvatten, grundvatten, utomhus- och inomhusluft samt växter. Detta sker i delmodeller till det som i denna rapport refereras till som ”transportmodellen”. Transportvägarna som beaktas i delmodellerna är:

- Transport av ånga från mark till utomhusluft
- Transport av ånga från mark till inomhusluft
- Transport av förorening till ytvatten
- Transport av förorening till grundvatten eller brunnar
- Transport av förorening till växter

Transportmodellen bygger på ett antal antaganden. Exempelvis antas koncentrationen av föroreningar i marken vara konstant över tiden vilket innebär att effekterna av borttransport och nedbrytning försummas. Ett annat antagande är att fördelningen mellan porluft, organiskt kol i markvattnet, markvattenlösning och jordpartiklar antas vara i jämvikt. Föroreningarnas koncentration i lösning antas även vara proportionell mot andelen som sorberar på jordpartiklarna och beskrivs med fördelningsfaktorn K_d . K_d -värdet antas vara proportionellt mot halten organiskt kol i marken för organiska ämnen. Slutligen antas fördelningen av förorening i porluft och marklösning för flyktiga ämnen beskrivas med Henrys konstant (H).

Föroreningarnas fördelning i olika medier i marken behandlas i en fasfördelningsmodell i riktvärdesmodellen. Med olika matematiska samband beskrivs koncentration löst i markvattnet, koncentrationen av rörlig förorening, halt ånga i porluft och halt i jord som kan ge förekomst av föroreningen i fri fas. Uppbyggnaden av fasfördelningsmodellen är komplex och eftersom den ligger utanför avgränsningen i detta examensarbete behandlas den inte i ytterligare detalj. Det finns dock en delberäkning i fördelningsmodellen som behandlar förekomsten av föroreningar i fri fas som är värd att beakta. Föroreningar i fri fas kan ge upphov till omfattande spridning och därför beräknas ett riktvärde för skydd mot fri fas ($C_{freephase}$). Detta beräknas enligt (Ekvation 11) (Naturvårdsverket, 2009a):

$$C_{freephase} = C_{sol} \cdot \left[K_d \cdot \frac{(\theta_w + \theta_a \cdot H)}{\rho_b} \right] \quad (11)$$

där C_{sol} är ämnets löslighet i vatten [mg/dm³], θ_w är jordens vattenhalt [dm³ vatten/dm³ jord], θ_a är jordens lufthalt [dm³ luft/dm³ jord] och ρ_b är torrdensiteten [kg/dm³].

Delmodeller för transportprocesser

Det finns förutom fasfördelningsmodellen ytterligare fyra delmodeller i den stora transportmodellen som hanterar transportprocesser. Den första behandlar transport av ångor från marken till både utomhus- och inomhusluft. Detta är relevant för föroreningar som är flyktiga eller halvflyktiga såsom exempelvis kvicksilver, BTEX och klorerade lösningsmedel som kan transportera sig från marken och spridas med luften.

Den andra delmodellen behandlar transport av föroreningar till grundvatten. I modellen uppskattas utspädningen mellan grundvatten och markvatten i en mindre brunn nedströms det förorenade området. Endast grävda brunnar beaktas, inte bergborrade. Modellen tar hänsyn till om föroreningen finns ovanför eller under grundvattenytan. Några antaganden som görs är:

- Det infiltrerade vattnet späds med grundvattnet som antas ha sitt ursprung uppströms det förorenade området.
- Den infiltrerande nederbörden eller passerande grundvatten lakar ut föroreningarna och transporterar dem ner till grundvattenytan.
- Under transporten sker ytterligare utspädning av vatten som strömmar vid sidan om föroreningsplymen eller djupare vatten.
- Ingen fastläggning eller nedbrytning av föroreningarna antas ske i marken.
- Modellen tar inte hänsyn till att brunnen kan påverkas av andra föroreningskällor i samma akvifär.

Den tredje delmodellen hanterar transport av föroreningar till ytvatten för föroreningar både ovan och under grundvattenytan. Modellen grundas på antagandet att förorenat markvatten transporteras med grundvattnet till ytvattenrecipienten. Några antaganden är:

- Nedbrytning och fastläggning försummas.
- Fullständig omblandning i recipienten antas ske.
- Föroreningar som ansamlats i sediment beaktas inte.
- Bakgrundshalter av föroreningar i ytvattnet försummas.

Den fjärde och sista delmodellen behandlar transport av föroreningar i mark till växter. Föroreningarna antas kunna spridas genom deponering av jord på växtens ytor, upptag av ångor eller upptag av föroreningar genom rötterna. Ett antagande som görs är att koncentrationen i marken antas vara i jämvikt med koncentrationen i växten. Hänsyn tas till om föroreningarna är metaller, organiska ämnen eller oorganiska ämnen som inte är metaller.

Sammanvägning till riktvärde för skydd mot spridning

När ett slutgiltigt riktvärde beräknas är det viktigt att under processen ha tagit hänsyn till att skydda grundvatten nedströms det förorenade området. Detta görs genom att beräkna en maximal föroreningshalt i marken som innebär att haltkriterier för grundvatten inte överskrids. Den halt av föroreningen som motsvarar haltkriterierna för grundvatten nedströms (C_{GW}) beräknas enligt (Ekvation 12) (Naturvårdsverket, 2009a):

$$C_{GW} = \frac{C_{crit_gw}}{DF_{gw_protect} \cdot CF_{water_mob}} \quad (12)$$

där C_{crit_gw} är haltkriteriet för skydd av grundvatten [mg/dm^3], CF_{water_mob} fördelningsfaktorn mellan markvatten och jord [kg/dm^3] och $DF_{gw_protect}$ är faktorn för utspädning mellan mark- och grundvatten [dimensionslös].

Ämnesspecifika haltkriterier har tagits fram grundat på dricksvattennormer från WHO och Livsmedelsverket då generella data saknas. Haltkriterierna utgår från en halt som motsvarar 50 % av dricksvattennormen. För vissa ämnen har lukt- och smakproblem observerats vid halter som understiger de som ger effekter på hälsan. Motsvarande nivå har då använts som haltkriterium.

Skydd av ytvatten beaktas alltid i riktvärdesmodellen. Detta sker genom att beräkna en maximal föroreningshalt i marken som innebär att haltkriterier för ytvatten inte överskrids. Den halt av föroreningen som motsvarar haltkriterierna för ett närbeläget ytvatten kallas riktvärde för effekter i ytvatten ($E_{offsite}$) [mg/kg] och beräknas enligt (Ekvation 13) (Naturvårdsverket, 2009a):

$$E_{offsite} = \frac{C_{crit_sw}}{DF_{sw} \cdot CF_{water_mob}} \quad (13)$$

där C_{crit_sw} är haltkriteriet för skydd av ytvatten [mg/dm^3], CF_{water_mob} är fördelningsfaktorn mellan markvatten och jord [kg/dm^3] och DF_{sw} är faktorn för utspädning mellan markvatten och ytvatten [dimensionslös].

När riktvärdena för skydd av grundvatten, skydd mot fri fas och skydd av ytvatten är beräknade jämförs de och skyddsobjektet med lägst riktvärde av dem blir styrande. Detta riktvärde kallas skydd mot spridning ($C_{release}$) [mg/kg].

2.4.6 Översikt av effekter på markmiljön

Utöver exponerings- och transportmodellen finns även en delmodell som beräknar effekter på markmiljön. När riktvärden för detta tas fram beaktas den föroreningshalt som fortfarande tillåter ekosystem att utföra de funktioner som förväntas för den tänkta markanvändningen. Dessa riktvärden baseras på dos-effektdata från ekotoxikologiska studier. Från dessa erhålls s.k. icke-effekt-koncentrationer (NOEC) vilket innebär att föroreningskoncentrationen är sådan att inga negativa effekter har observerats på organismerna.

För KM skyddas 75 % av arterna medan för MKM endast 50 %. Detta beror på att för KM skall markanvändningen inte vara begränsande medan för MKM förväntas marken endast kunna stödja nödvändiga ekologiska funktioner såsom exempelvis odling av gräs eller prydnadsväxter. Från NOEC-datan erhålls ett riktvärde för skydd av markmiljön (E_{onsite}) [mg/kg].

3 MATERIAL OCH METOD

I detta avsnitt ges först en bakgrund till vilka föroreningar som behandlades i examensarbetet och utifrån vilka kriterium de valdes. En studie av 19 ämnen för KM och MKM genomfördes men på grund av översiktligheten presenterades ett urval i denna rapport. För fallstudien behandlades totalt fyra ämnen utvalda på grund av sin höga förekomst på fallstudieområdet. Bakgrunden till uppdraget som Geosigma AB genomförde under hösten 2013 ges tillsammans med förutsättningar för de platsspecifika riktvärden (PRV) som beräknades. Områdets lokalisering och den berörda verksamhetsutövarens namn avslöjas inte i examensarbetet då projektet inte var avslutat vid författandet och detaljerna därför inte kan delges allmänheten. I avsnittet beskrivs även hur Naturvårdsverkets metodik anpassades för att möjliggöra probabilistisk riskbedömning och vilka modelleringsförsök som genomfördes.

3.1 VAL AV FÖRORENINGAR FÖR KM OCH MKM

Naturvårdsverket (2009a) presenterar en sammanställning av fördefinierade föroreningar i riktvärdesmodellen, deras deterministiska riktvärden för de två generella scenarierna KM och MKM samt vilket skyddsobjekt respektive exponeringsväg som beräknats bli styrande. De föroreningar som beaktades i examensarbetet hade skydd av grundvatten eller ytvatten samt hälsoriskbaserade exponeringsvägar som styrande skyddsobjekt för riktvärdet (Tabell 2). Urvalet av ämnen gjordes också så att ämnen från olika ämnesgrupper representerades i examensarbetet. Även ämnen som för KM och MKM har andra skyddsobjekt som numeriskt ligger nära värdet för det styrande skyddsobjektet inkluderades. För dioxin angavs två skyddsobjekt som styrande för riktvärdet då de har samma numeriska värde för MKM. Ämnen som förekommer i fallstudien uteslöts för KM och MKM och behandlas istället i avsnitt 3.2.3.

Tabell 2. Val av föroreningar för KM och MKM. De deterministiska värden för KM och MKM som anges har enheten [mg/kg TS]. Tabell enligt Naturvårdsverket (2009a).

Förorening	Styrande skyddsobjekt KM	Värde KM	Styrande skyddsobjekt MKM	Värde MKM
1,2-dibrometan	Hälsa dricksvatten	0,0015	Skydd grundvatten	0,025
Alifat >C8-C10	Hälsa ånga	20	Hälsa ånga	120
Antimon	Skydd grundvatten	12	Skydd ytvatten	30
Bensen	Skydd grundvatten	0,012	Skydd grundvatten	0,04
Bromdiklormetan	Hälsa dricksvatten	0,06	Hälsa ånga	1
Dibromklormetan	Skydd grundvatten	0,5	Skydd grundvatten	2
Dioxin	Hälsa intag jord	0,00002	Intag jord/ grundvatten	0,0002
Kadmium	Hälsa intag växter	0,5	Skydd ytvatten	15
Molybden	Skydd grundvatten	40	Skydd ytvatten	100
MTBE	Skydd grundvatten	0,2	Skydd grundvatten	0,6
PAH-M	Hälsa ånga	3	Hälsa ånga	20
PCB-7	Hälsa intag växter	0,008	Skydd grundvatten	0,2
Trikloretan	Skydd grundvatten	0,2	Skydd grundvatten	0,6
Triklormetan	Skydd grundvatten	0,4	Skydd grundvatten	1,2

3.2 FALLSTUDIE: VERKSTADSVERKSAMHET I NÄRKE

Geosigma AB utförde under 2013 en miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning i Närke med syfte att utföra en riskbedömning, att bedöma eventuella åtgärdsåtgärder samt att avgränsa föroreningar i grundvatten och mark på området. På grund av att uppdraget vid författandet av denna rapport inte var avslutat anonymiserades området i examensarbetet.

3.2.1 Platsbeskrivning

Verksamhet har bedrivits på området sedan slutet på 1800-talet i form av bland annat järnvägsrelaterade aktiviteter. Den huvudsakliga sysslan har varit underhållsarbete på vagnar och lok men flera andra järnvägsrelaterade sysslor har pågått eller pågår inom området. Hela området har inte nyttjats till verksamheten utan de östra delarna har generellt fungerat som upplags- eller utfyllnadsområde. På ett delområde har impregneringstankar funnits. I norr har deponering av jord, grus och annat avfall skett. På ett närliggande område har oljetankar både under och ovan mark påträffats från verksamhet med hantering av bensin, fotogen, diesel, oljor med mera. Större delen av det närliggande området har konstaterats innehålla halter av sot och kolstybb (PAH:er) med värden över KM.

Den underliggande berggrunden består av bland annat gnejsiga bergarter överlagrat med naturliga jordarter såsom postglacial lera med inslag av sandig morän och glacial lera. Området har funnits vara överlagrat med fyllnadsmaterial som har en mäktighet mellan 0,5 och 2 meter. Delar av området har fyllnadsmassor innehållande slagg och tegel medan andra delar ytterligare främst överlagrats med slippers, glas, metallskrot. Det finns en kvarvarande byggnad på området där marken tydligt är uppfylld till ca 2 meter över husgrunden. Provtagare har rapporterat att fyllnadsmassorna runt byggnaden luktar kraftig av kreosot och består av byggrester, skrot och slagg. En del av området i norr har fyllnadsmassor med en mäktighet på 2-2,5 meter och består bland annat av block och stora stenar. Denna del av området har i undersökningsrapporten benämnts som en deponi.

Undersökningsområdet är till största del gräsbevuxet med enstaka grusbelagda eller asfalterade ytor. Salix och en del andra träd återfinns också i delar av området. Beställaren har inte specificerat framtida markanvändning utan antas i undersökningsrapporten inkludera industriverksamhet, affärsverksamhet motsvarande MKM-scenario eller eventuellt bostäder motsvarande KM-scenario.

3.2.2 Konceptuell modell

Två skyddsobjekt har identifierats norr respektive söder om området som båda är recipienter till området då en vattendelare återfinns inom området. Utöver detta har två grundvattenmagasin påvisats på olika djup under området. Dagvattnet har bedömts mynna ut i de två recipienterna medan grundvattenströmningen har klassats som svårbedömd. Övriga skyddsobjekt inkluderar markmiljö och människor som vistas i området. Skyddsobjekten för nutida och framtida användning av området har anpassats till lokala platsspecifika förutsättningar (Tabell 3).

Tabell 3. Skyddsobjekt för nutida och framtida användning av området i utvärderingsrapporten

Skyddsobjekt	KM	MKM
Yrkesverksamma inom området	X	X
Besökande och tillfälligt passerande vuxna och barn	X	X
Boende vuxna och barn	X	
Mark- och ytvattensystem	X	X
Ytvatten som naturresurs	X	X
Skydd av grundvatten		

Intag av dricksvatten och skydd av grundvatten har inte beaktats i undersökningsrapporten beroende på att inga dricksvattentäkter finns i närområdet samt att eventuella framtida byggnader förväntas använda kommunalt vatten.

De föroreningar som främst har konstaterats på platsen är metaller men även organiska föroreningar förekommer. För KM-scenariet tillkommer ytterligare PCB och dioxin. Föroreningarna har bedömts förekomma på olika djup i marken samt även under grundvattenytan. Båda grundvattenmagasinen anses vara förorenade med organiska föroreningar och metaller med halter som överstiger gränsen för skydd av grundvatten. Det finns även diken på området vars ytvatten har funnits innehålla metaller som överstiger gränsen för skydd av ytvatten. I den konceptuella modellen i utredningsrapporten har exponeringsvägarna anpassats för att representera områdets lokala förutsättningar (Tabell 4).

Tabell 4. Exponeringsvägar som använts vid framtagande av platsspecifika riktvärden i undersökningsrapporten

Exponeringsvägar	KM	MKM
Hudkontakt jord (och sediment)	X	X
Intag av jord	X	X
Inandning damm	X	X
Inandning av ånga från jord	X	X
Intag av frukt, bär, svamp, rot- och grönsaker	X	
Intag av dricksvatten		

3.2.3 Platsspecifika riktvärden

För området har några modellparametrar ändrats för beräkning av platsspecifika riktvärden (PRV) för att bättre representera området medan övriga parametrars värden bibehålls enligt Naturvårdsverkets generella scenarion KM och MKM (Tabell 5). Ytan under byggnaden har baserats på den byggnad som i dagsläget finns på området.

Tabell 5. Ändringar av Naturvårdsverkets generella scenario vid beräkning av de platsspecifika riktvärdena

Modellparameter	PRV	MKM	KM	Kommentar
Längd på förorenat område [m]	200	50	50	Ca avstånd vattendelare
Bredd på förorenat område [m]	250	50	50	Ca bredd på området
Yta under byggnad [m ²]	1000	100	100	Husgrundens area
Djup till förorening [m]	0,1	0,35	0,35	Ytliga föroreningar
Flöde i rinnande vattendrag [m ³ /s]	0,6	3,2·10 ⁻²	3,2·10 ⁻²	Årsgenomsnitt vattendrag

Ett antal av de förekommande metallerna valdes ut att behandlas i examensarbetet (Tabell 6). För några av metallerna är egentligen skydd av markmiljö, skydd av grundvatten eller bakgrundshalten det styrande riktvärdet men detta beaktades inte på grund av examensarbetets avgränsning. Istället användes Naturvårdsverkets riktvärdesmodell med de platsspecifika förutsättningarna för att beräkna de styrande exponeringsvägar som skulle blivit ifall skydd av markmiljö, bakgrund eller skydd av grundvatten inte beaktades.

Tabell 6. Föreningars styrande skyddsobjekt och motsvarande platsspecifika riktvärden för PRV_{KM} och PRV_{MKM} från undersökningsrapporten

Förening	Styrande skyddsobjekt PRV_{KM}	Värde PRV_{KM}	Styrande skyddsobjekt PRV_{MKM}	Värde PRV_{MKM}
Arsenik	Bakgrund	10	Hälsa intag jord	25
Bly	Hälsa intag jord	60	Markmiljö	400
Koppar	Markmiljö	80	Markmiljö	200
Kvicksilver	Hälsa ånga	0,10	Hälsa ånga	0,35

3.3 PROBABILISTISK RISKBEDÖMNING MED RIKTVÄRDESMODELLEN

I examensarbetet användes programvaran Crystal Ball (Fusion Edition) version 11.1.1.1. Programvaran är ett tilläggsverktyg till Microsoft Excel utvecklat av företaget Oracle som kan användas för probabilistisk riskbedömning (Öberg, 2006, Öberg m.fl., 2006). Programmet ger möjlighet att definiera ingångsparametrar som sannolikhetsfördelningar samt att göra Monte Carlo-simuleringar. Konceptet med Crystal Ball bygger på att tillägget används till existerande Excel-modeller för att göra de probabilistiska simuleringarna (Oracle, 2008).

3.3.1 Val av sannolikhetsfördelningar

Valet av sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar gjordes främst utgående från litteraturen. Fördelningarna justerades till att uppfylla interna förutsättningar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell så att denna var giltig för alla simuleringar. Initialt ansattes parametrar, så som *vattenhalt* och *kroppsvikt*, vars beskrivande sannolikhetsfördelningar överensstämde med litteraturen (Tabell 7). Denna parameteruppsättning betecknades U1. Vid jämförelse mellan parameterfördelningarna och Naturvårdsverkets deterministiska parametervärden framkom att vissa av värdena inte omfattades i spannet på de ansatta fördelningarna. För att utreda effekten av detta på de modellerade riktvärdena skapades ytterligare en parameteruppsättning, U2. Denna parameteruppsättning hade samma fördelningar för majoriteten av parametrarna som U1 men skilde i nio fall (Tabell 8). Dessa nio fördelningar ansattes genom extrapolation och expertutlåtanden (Stenemo, 2013, muntlig källa).

För de parametrar där omfattande statistiskt underlag fanns tillgängligt genererades 10 000 slumpvärden för varje parameter med funktionen *pearsrnd* i MATLAB för att möjliggöra en statistisk analys (Bilaga A - Statistiskt underlag för ingångsparametrar). Detta gjordes då empiriska data eller fördelningar inte var tillgängliga och för att en visuell bedömning skulle möjliggöras. Datan importerades i Crystal Ball och

analyserades både visuellt och med goodness-of-fit test. Utgående från detta valdes fördelningar för dessa parametrar. För de parametrar där endast minimi- respektive maximivärden var kända anpassades likformiga fördelningar (Bilaga A - Statistiskt underlag för ingångsparametrar). Parameternamn angavs i kursiv stil i rapporten. För fördelningen för *livslängd* användes Crystal Ball för anpassning till data över livslängd från (SCB, 2013). För *hydraulisk konduktivitet* ansattes en likformig fördelning som motsvarar en normaltät till genomsläpplig jord för att överensstämna med Naturvårdsverkets generella scenarier (Naturvårdsverket, 2009a). *Exponerad hudyta* ansattes som 25% av den totala hudytan för vuxna i enlighet med amerikanska Exposure Factors Handbook (2011). För *andningshastighet* användes funktioner som berodde av *kroppsvikten* istället för enskilda fördelningar. Övriga värden i modellen ansattes som deterministiska värden i enlighet med Naturvårdsverket (2009a).

Tabell 7. Valda ingångsfördelningar vid probabilistisk riskbedömning med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för scenario U1. Förkortningen "Det v" betyder deterministiskt värde och hämtas i Naturvårdsverket (2009a). LN = lognormalfördelning, No = normalfördelning, T = triangulär fördelning, U = likformig fördelning och MinEx = Minimum-extrem fördelning. För LN och No anges (medelvärde; standardavvikelse), för T (minimigräns; väntat värde; maximigräns), för U (minimigräns; maximigräns) och för MinEx (mest sannolikt värde; skala). Fördelningarna har avgränsats så att Naturvårdsverkets riktvärdesmodell alltid är beräkningsmässigt giltig. För källhänvisning "Anpassad" se Bilaga A - Statistiskt underlag för ingångsparametrar.

Parameter	Beteckning	Det v.	Fördelning	Källa
Medelintag av jord barn, KM [mg/dag]	SI_{child_KM}	120	LN(65;82)	(Sander m.fl., 2006)
Medelintag av jord vuxna, KM [mg/dag]	SI_{adult_KM}	50	LN(54,7;32,8)	(Binkowitz & Wartenberg, 2001)
Kroppsvikt, barn [kg]	m_{child}	15	No(18;2,66)	(Sander m.fl., 2006)
Kroppsvikt, vuxna [kg]	m_{adult}	70	LN(74,87;15,06)	Anpassad
Exponeringsår barn, KM [år]	T_{child_KM}	6	T(1;3;6)	(Öberg & Bergbäck, 2005)
Exponeringsår barn, MKM [år]	T_{child_MKM}	6	T (1;3;6)	(Öberg & Bergbäck, 2005)
Exponeringsår vuxen, KM [år]	T_{adult_KM}	74	$T_{int} - T_{child_KM}$	Anpassad
Exponeringsår vuxen, MKM [år]	T_{adult_MKM}	74	$T_{int} - T_{child_KM} - 15$	Anpassad
Jordexponering hud, barn [mg/m ²]	SE_{child}	2000	LN(2000;990)	(Sander m.fl., 2006)
Jordexponering hud, vuxna [mg/m ²]	SE_{adult}	2000	LN(2000;990)	(Sander m.fl., 2006)
Exponerad hudyta, barn, KM [m ²]	A_{child_KM}	0,5	LN(0,36;0,035)	(Sander m.fl., 2006)
Exponerad hudyta, vuxna, KM [m ²]	A_{adult_KM}	0,5	LN(0,47;0,06)	Anpassad
Exponerad hudyta, vuxna, MKM [m ²]	A_{adult_MKM}	0,3	LN(0,2;0,00042)	(US EPA, 2001)
Halt jordpartiklar i inomhusluft [mg/m ³]	C_{d-in}	0,0075	T (0,037;0,069;0,1)	(Sander m.fl., 2006)
Halt jordpartiklar i utomhusluft [mg/m ³]	C_{d-out}	0,01	T (0,05;0,075;0,1)	(Sander m.fl., 2006)
Andel partiklar i utomhusluft	f_{d-out}	0,5	$1 - f_{d-in}$	(Naturvårdsverket, 2009a)

Parameter	Beteckning	Det v.	Fördelning	Källa
Vattenkonsumtion, barn [L/dag]	WC_{child}	1	No(0,87;0,49)	(Sander m.fl., 2006)
Vattenkonsumtion, vuxna [L/dag]	WC_{adult}	2	LN(1,36; 0,36)	(US EPA, 2001)
Torr densitet [kg/dm ³]	ρ_b	1,5	T (0,25;1,2;1,6)	(Sander m.fl., 2006)
Vattenhalt i mark	θ_w	0,32	T (0,05;0,3;0,5)	(Sander m.fl., 2006)
Halt organiskt kol i mark	f_{oc}	0,02	U(0,005;0,02)	(Naturvårdsverket, 2009a)
Andel porluft i mark	θ_a	0,08	T (0;0,2;0,6)	(Öberg & Bergbäck, 2005)
Andningshastighet, barn [m ³ /dag]	BR_{child}	7,6	$=0,5458 \cdot m^{0,80}$	(Binkowitz & Wartenberg, 2001)
Andningshastighet, vuxna [m ³ /dag]	BR_{adult}	20	$=0,5458 \cdot m^{0,80}$	(Binkowitz & Wartenberg, 2001)
Konsumtion av växter barn [g/dag]	CV_{child}	250	LN(129,12;49,98) + LN(87,77;47,56)	Anpassad
Konsumtion av växter vuxna [g/dag]	CV_{adult}	400	LN(264,01;119,22) + LN(125,03;109,88)	Anpassad
Andel växter odlad på området	f_h	0,1	T (0;0,13;0,3)	(Sander m.fl., 2006)
Luftvolym inne i byggnad (tak 2,4 m) [m ³]	V_{house}	240	U(209;415)	Anpassad
Luftomsättning i byggnad [ggr/dag]	l_{house}	12	U(1,2;34,32)	Anpassad
Yta under byggnad [m ²]	A_{house}	100	U(87;173)	Anpassad
Grundvattenbildning [mm/år]	I_r	100	U(130;400)	Anpassad
Livslängd	T_{int}	80	MinEx(85;10)	Anpassad
Hydraulisk konduktivitet (grus-lera) [m/s]	K	$1,00 \cdot 10^{-5}$	U($1,00 \cdot 10^{-8}$; $1,00 \cdot 10^{-5}$)	Anpassad

Tabell 8. Valda ingångsfördelningar för scenario U2. Förkortningen "Det v" betyder deterministiskt värde och hämtas i Naturvårdsverket (2009a). LN = lognormalfördelning, T = triangulär fördelning, U = likformig fördelning. För LN anges (medelvärde; standardavvikelse), för T (minimigräns; väntat värde; maximigräns) och för U (minimigräns; maximigräns). Övriga fördelningar enligt U1 i Tabell 7.

Parameter	Beteckning	Det v.	Fördelning
Exponerad hudyta, barn, KM [m ²]	A_{child_KM}	0,5	LN(0,5;0,05)
Exponerad hudyta, vuxna, MKM [m ²]	A_{adult_MKM}	0,3	LN(0,3;0,00042)
Halt jordpartiklar i inomhusluft [mg/m ³]	C_{d-in}	0,0075	T (0,0037;0,0069;0,01)
Halt jordpartiklar i utomhusluft [mg/m ³]	C_{d-out}	0,01	T (0,005;0,0075;0,01)
Vattenkonsumtion, vuxna [L/dag]	WC_{adult}	2	LN(2,0; 0,53)
Torr densitet [kg/dm ³]	ρ_b	1,5	T (1,28;1,5;1,61)
Halt organiskt kol	f_{oc}	0,02	U(0,015;0,025)
Grundvattenbildning [mm/år]	I_r	100	U(100;400)
Hydraulisk konduktivitet [m/s]	K	$1,00 \cdot 10^{-5}$	U($1,00 \cdot 10^{-6}$; $1,00 \cdot 10^{-5}$)

3.3.2 Implementering av riktvärdesmodellen

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är noggrant dokumenterad i Naturvårdsverket (2009a) och finns via deras hemsida att tillgå i Microsoft Excel-format för allmänheten. Utgående från detta vidareutvecklades ett eget beräkningsdokument i Microsoft Excel i samråd med Geosigma AB för beräkning av riktvärden. De valda ingångsparametrarna definierades som sannolikhetsfördelningar med hjälp av Crystal Ball. Beräkningsdokumentet validerades mot riktvärdesmodellen genom att säkerställa att samma deterministiska riktvärden initialt erhöles. En skillnad i beräkningsdokumentet mot riktvärdesmodellen var att fördelningarna för *intag av grönsaker* samt *bär och svamp* slumpades individuellt och sedan adderades för varje iteration istället för att anges med ett sammanslaget värde för att utnyttja tillgängliga fördelningar.

3.3.3 Jämförelse av deterministiska och probabilistiska riktvärden

Crystal Ball har ett inbyggt verktyg för att göra känslighetsanalyser kallat "the Sensitivity Chart". Känslighetsanalysen görs genom att rangkorrelationskoefficienter beräknas mellan de ingående parametrarna och utfallet (Oracle, 2008). Detta går att visualisera antingen genom ett diagram med rangkorrelationskoefficienterna eller genom att visualisera dem som procentsatser (Oracle, 2008).

Korrelationer mellan några parametrar kvantifierades först genom trial-and-error. För resterande parametrar saknades dataunderlag för bedömning av korrelationer och parametrarna antogs därför vara oberoende. Skydd av markmiljö beaktades inte i den konceptuella modellen.

En jämförelse gjordes mellan de riktvärden som erhöles för U1 och U2 med motsvarande deterministiska riktvärden. Detta började med att en känslighetsanalys i Crystal Ball genomfördes för båda uppsättningarna av ingångsparametrar som sedan jämfördes. Känslighetsanalysen gjordes för respektive ämne i Tabell 2. Modellen kördes i 10 000 iterationer för respektive markanvändningsscenario KM och MKM för att uppnå stabilitet i de kumulativa fördelningsfunktionerna. Resultatet presenterades i grafer och tabeller för totalt sex ämnen (alifater >C8-C10, bromdiklormetan, dioxin, kadmium, PAH-M och PCB-7). Samma metodik upprepades sedan för fallstudien men enbart för parameteruppsättningen U1.

Det deterministiska riktvärdet representerades genom att anges som den percentil det motsvarade i den kumulativa fördelningsfunktionen. 50-percentilen i den kumulativa fördelningsfunktionen jämfördes med det deterministiska riktvärdet. För varje ämne registrerades de olika skyddsobjekten respektive exponeringsvägarna i varje enskild iteration för att avgöra vad som blev styrande för riktvärdet och hur frekvent detta var.

3.3.4 Hälsoriskbaserad riskbedömning

I en hälsoriskbaserad riskbedömning beaktas enbart risker för människors hälsa. Skydd mot spridning eller skydd av markmiljö beaktas därmed inte. Hälsoriskbaserade riskbedömningar genomförs ibland i branschen då föroreningarna exempelvis förekommer på ett stort djup eller under byggnader där markmiljöns skyddsvärde bedöms vara lågt (Stenemo, 2013, muntlig källa). Föroreningarnas förekomst kan innebära att de

begränsande skyddsobjekten markmiljö, grundvatten eller ytvatten därför inte är representativa för de enskilda fallen.

För de generella markanvändningsscenarierna KM och MKM analyserades två utvalda ämnen (dioxin och PAH-M) samt de fyra ämnena från fallstudien i en hälsoriskbaserad riskbedömning. Därmed undersöktes vilka exponeringsvägar som var styrande för det hälsoriskbaserade riktvärdet. Parameteruppsättningen U1, där samtliga fördelningar förankrats i litteraturen, användes. En ny känslighetsanalys gjordes följt av en jämförelse mellan deterministiskt och probabilistiskt riktvärde. Därefter kvantifierades vilka exponeringsvägar som påverkade det ojusterade riktvärdet och inom vilka intervall deras bidrag varierade.

3.3.5 Sammanfattning modellscenarier

En översikt över vilka analyser som genomfördes sammanfattades (Tabell 9).

Tabell 9. Sammanfattning av modellscenarion för KM, MKM och fallstudien. "Parameteruppsättning" syftar på ifall fördelningarna var fullständigt förankrade i litteraturen (U1) eller innehöll samtliga av Naturvårdsverkets värden (U2). "Komplett riskbedömning" syftar på att en probabilistisk riskbedömning genomfördes där samtliga exponeringsvägar för respektive konceptuella modell kvantifierades. "Hälsoriskbaserad riskbedömning" syftar på att en probabilistisk hälsoriskbaserad riskbedömning genomfördes där skydd av markmiljö och skydd mot spridning inte beaktades.

Scenario	Parameteruppsättning	Komplett riskbedömning	Hälsoriskbaserad riskbedömning
KM och MKM	U1	X	
KM och MKM	U2	X	
Fallstudien	U1	X	
KM och MKM	U1		X
Fallstudien	U1		X

4 RESULTAT

I avsnittet presenteras först de platsspecifika riktvärden (PRV) som beräknades för fallstudien tillsammans med respektive motsvarande skyddsobjekt eller exponeringsväg som var styrande för riktvärdena. Korrelationer mellan ingångsparametrar presenteras för några parametrar. Därefter följer avsnitt där de probabilistiska riskbedömningarna för de generella scenarierna med parameteruppsättning U1 och U2 samt fallstudien jämförs med Naturvårdsverkets deterministiska riktvärden. Variation i styrande skyddsobjekt och exponeringsvägar för riktvärden kvantifieras för generella scenarier och fallstudien. I det avslutande avsnittet jämförs den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen för generella scenarier och fallstudien följt av en kvantifiering av olika riktvärdens bidragande andel från olika exponeringsvägar.

4.1 BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKA RIKTVÄRDEN I FALLSTUDIE

Platsspecifika riktvärden (PRV) för arsenik, bly, koppar och kvicksilver beräknades från fallstudiens förutsättningar med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Tabell 10). Skydd av markmiljö, skydd av grundvatten och bakgrundshalt beaktades inte. Detta genererade högre PRV jämfört med de som beräknats i undersökningsrapporten genomförd av Geosigma AB (Tabell 6). Observera att de PRV som är givna i tabellen är justerade hälsoriskbaserade riktvärden även om den styrande exponeringsvägen är given som exempelvis intag av jord.

Tabell 10. Föroreningarnas styrande skyddsobjekt eller exponeringsväg och motsvarande PRV [mg/kg] då skydd av grundvatten, markmiljö och bakgrundshalt inte beaktas

Förorening	Styrande exponeringsväg PRV _{KM}	Värde PRV _{KM}	Styrande exponeringsväg PRV _{MKM}	Värde PRV _{MKM}
Arsenik	Hälsa intag av växter	0,74	Hälsa intag av jord	25
Bly	Hälsa intag jord	64	Hälsa intag jord	740
Koppar	Skydd av ytvatten	2300	Skydd av ytvatten	2300
Kvicksilver	Hälsa ånga	0,056	Hälsa ånga	0,33

Noterbart var att arseniks bakgrundshalt i Sverige är 10 mg/kg (Naturvårdsverket, 2009a) vilket överstiger riktvärdet för PRV_{KM}.

4.2 KORRELATIONER MELLAN INGÅNGSPARAMETRAR

Korrelationer mellan ingångsparametrar (Tabell 7) kvantifierades genom resonemang och trial-and-error (Tabell 11). Endast sex av alla ingångsparametrar antogs vara korrelerade och de andra parametrarna antogs vara oberoende. Programvaran Crystal Ball möjliggjorde endast korrelation mellan variabler som var definierade som sannolikhetsfördelningar.

Tabell 11. Korrelationskoefficienter mellan ingångsparametrar

Parametrar	Korrelationskoefficient
Vattenhalt / Andel porluft	-0,85
Luftvolym inne i byggnad / Area under byggnad	1,00
Medelintag av jord barn / Exponeringsår barn	-0,70

4.3 JÄMFÖRELSE AV RIKTVÄRDEN

Samtliga riktvärden som beräknades var sammanvägda riktvärden för skydd av hälsa samt skydd mot spridning till yt- och grundvatten för respektive ämne. Känslighetsanalyserna gjordes på samma datamängd som senare användes för jämförelse av deterministiska och probabilistiska riktvärden. Två parameteruppsättningar som betecknades U1 (Tabell 7) och U2 (Tabell 8) användes som ingångsparametrar i modellen. Dessa parameteruppsättningar syftade på ifall fördelningarna var fullständigt förankrade i litteraturen (U1) eller innehöll samtliga av Naturvårdsverkets värden (U2). Parameternamn angavs i kursiv stil i kommande avsnitt i rapporten. För översikt över modellscenarion se Tabell 9.

4.3.1 Känslighetsanalys för riktvärden

Känslighetsanalys KM och MKM

De ingångsparametrar som för KM och MKM hade en inverkan med korrelationskoefficient över $\pm 0,1$ på det sammanvägda riktvärdet för respektive ämne sammanställdes i Tabell 12 och Tabell 13.

Känslighetsanalysen av KM U1 och KM U2 skiljde sig genom att ytterligare parametrar tillkom för bromdiklormetan, dioxin, PAH-M och PCB-7 (Tabell 12). För KM U1 dominerade spridningsrelaterade parametrar i känslighetsanalysen såsom *vattenhalt*, *hydraulisk konduktivitet* och *halt organiskt kol*. För KM U2 förekom utöver spridningsrelaterade parametrar även parametrar relaterade till hälsoriskbaserade exponeringsvägar såsom *vattenkonsumtion* och *andel från odling på plats* (Tabell 12).

Känslighetsanalysen av MKM U1 och MKM U2 skiljde sig marginellt åt genom att parametrar bortföll för alifater >C8-C10, bromdiklormetan och kadmium (Tabell 13). För både MKM U1 och MKM U2 dominerade spridningsrelaterade parametrar i känslighetsanalysen såsom *vattenhalt*, *hydraulisk konduktivitet* och *halt organiskt kol*. I känslighetsanalysen av bromdiklormetan MKM U2 var samtliga korrelationskoefficienter $< 0,1$.

Känslighetsanalys fallstudien

De ingångsparametrar som hade en korrelationskoefficient över $\pm 0,1$ till det sammanvägda riktvärdet för PRV_{KM} och PRV_{MKM} sammanställdes i Tabell 14.

Känslighetsanalysen för koppar visade entydigt att *grundvattenbildning* var den parametern som modellen var känsligast för både för PRV_{KM} och PRV_{MKM} . För arsenik och kvicksilver var korrelationskoefficienterna och ingångsparametrarna nästan identiska för PRV_{KM} och PRV_{MKM} .

Tabell 12. Känslighetsanalys för KM för de parametrar som hade korrelationskoefficient mellan ingångsparametrar och riktvärden över $\pm 0,1$ för U1 respektive U2. Parametrar som tillkom är markerade i fet stil.

Ämne	Parameter för U1	Korrelationskoefficient U1	Parameter för U2	Korrelationskoefficient U2
Alifater >C8-C10	Andel porluft	-0,80	Andel porluft	-0,84
	Vattenhalt	0,75	Vattenhalt	0,78
	Luftomsättning byggnad	0,42	Luftomsättning byggnad	0,45
Bromdiklormetan	Halt organiskt kol	0,26	Halt organiskt kol	0,10
	Andel porluft	-0,46	Andel porluft	-0,56
	Vattenhalt	0,46	Vattenhalt	0,53
	Hydraulisk konduktivitet	0,44	Luftomsättning byggnad	0,42
	Luftomsättning byggnad	0,33	Grundvattenbildning	-0,33
	Halt organiskt kol	-0,21	Hydraulisk konduktivitet	0,25
	Kroppsvikt vuxna	0,20	Vattenkonsumtion, vuxna	-0,25
	Grundvattenbildning	-0,15	Kroppsvikt vuxna	0,24
			Halt organiskt kol	0,21
Dioxin	Hydraulisk konduktivitet	0,64	Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,49
	Halt organiskt kol	0,63	Grundvattenbildning	-0,43
	Grundvattenbildning	-0,28	Hydraulisk konduktivitet	0,36
			Exponeringsår som barn, KM	0,34
			Halt organiskt kol	0,24
			Kroppsvikt, barn	0,19
Kadmium	Vattenkonsumtion barn	-0,53	Andel från odling på plats	-0,17
	Andel från odling på plats	-0,50	Andel från odling på plats	-0,73
	Hydraulisk konduktivitet	0,47	Vattenkonsumtion, barn	-0,39
	Kroppsvikt barn	0,32	Kroppsvikt barn	0,37
	Grundvattenbildning	-0,15	Grundvattenbildning	-0,24
			Hydraulisk konduktivitet	0,20
PAH-M	Luftomsättning byggnad	0,65	Luftomsättning byggnad	0,88
	Halt organiskt kol	0,55	Halt organiskt kol	0,26
	Hydraulisk konduktivitet	0,24	Andel från odling på plats	-0,14
			Luftvolym inne i byggnad	0,13
PCB-7			Yta under byggnad	0,13
			Andel porluft	-0,12
	Andel från odling på plats	-0,53	Andel från odling på plats	-0,90
	Hydraulisk konduktivitet	0,45	Kroppsvikt, barn	0,33
			Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,14
			Exponeringsår som barn, KM	0,10

Tabell 13. Känslighetsanalys för MKM för de parametrar som hade korrelationskoefficient mellan ingångsparametrar och riktvärden över $\pm 0,1$ för U1 respektive U2. Parametrar som tillkom är markerade i fet stil.

Ämne	Parameter för U1	Korrelationskoefficient U1	Parameter för U2	Korrelationskoefficient U2
Alifater >C8-C10	Andel porluft	-0,80	Andel porluft	-0,84
	Vattenhalt	0,73	Vattenhalt	0,78
	Luftomsättning byggnad	0,43	Luftomsättning byggnad	0,44
	Halt organiskt kol	0,26		
Bromdiklormetan	Halt organiskt kol	0,1		
Dioxin	Halt organiskt kol	0,75	Grundvattenbildning	-0,68
	Hydraulisk konduktivitet	0,56	Hydraulisk konduktivitet	0,52
	Grundvattenbildning	-0,27	Halt organiskt kol	0,37
Kadmium	Grundvattenbildning	-0,81	Grundvattenbildning	1,00
	Hydraulisk konduktivitet	0,37		
PAH-M	Halt organiskt kol	0,63	Luftomsättning byggnad	0,75
	Luftomsättning byggnad	0,47	Halt organiskt kol	0,27
	Hydraulisk konduktivitet	0,33	Grundvattenbildning	-0,24
	Grundvattenbildning	-0,13	Hydraulisk konduktivitet	0,21
PCB-7	Halt organiskt kol	0,74	Grundvattenbildning	-0,70
	Hydraulisk konduktivitet	0,56	Hydraulisk konduktivitet	0,52
	Grundvattenbildning	-0,26	Halt organiskt kol	0,37

Tabell 14. Känslighetsanalys för fallstudien för de parametrar med korrelationskoefficient mellan ingångsparametrar och riktvärde över $\pm 0,1$ för PRV_{KM} och PRV_{MKM}

Ämne	Parameter för PRV_{KM}	Korrelationskoefficient PRV_{KM}	Ämne	Parameter för PRV_{MKM}	Korrelationskoefficient PRV_{MKM}
Arsenik	Andel odlad på plats	-0,90	Arsenik	Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,90
	Kroppsvikt, vuxna	0,38		Kroppsvikt, vuxna	0,35
Bly	Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,76	Bly	Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,71
	Exponeringsår som barn, KM	0,53		Exponeringsår som barn, MKM	0,50
	Andel odlad på plats	-0,48		Genomsnittligt intag av jord, vuxna	-0,40
	Kroppsvikt, barn	0,29		Halt av jordpartiklar i inomhusluft	-0,15
			Kroppsvikt, vuxna	0,15	
			Kroppsvikt, barn	0,11	
Koppar	Grundvattenbildning	-1,00	Koppar	Grundvattenbildning	-1,00
Kvicksilver	Luftomsättning i byggnad	0,83	Kvicksilver	Luftomsättning i byggnad	0,84
	Andel porluft	-0,36		Andel porluft	-0,36
	Vattenhalt	0,33		Vattenhalt	0,33
	Luftvolym inne i byggnad	0,22		Luftvolym inne i byggnad	0,27

4.3.2 Deterministiska och probabilistiska riktvärden

Riktvärden KM och MKM

För både KM U1 och KM U2 understeg de deterministiska riktvärdena 95-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen (Figur 9). I Figur 9 jämfördes de kumulativa fördelningarna av probabilistiska riktvärden med de fasta deterministiska riktvärdena. De deterministiska riktvärdena överskred för samtliga ämnen 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen för scenario KM U1 (Tabell 15). För KM U2 låg de deterministiska riktvärdena för alifater >C8-C10 och PCB-7 på samma värde som 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen medan de deterministiska riktvärdena för dioxin och PAH-M understeg 50-percentilen. De deterministiska riktvärdena motsvarade lägre percentiler för samtliga ämnen för U2 jämfört med U1.

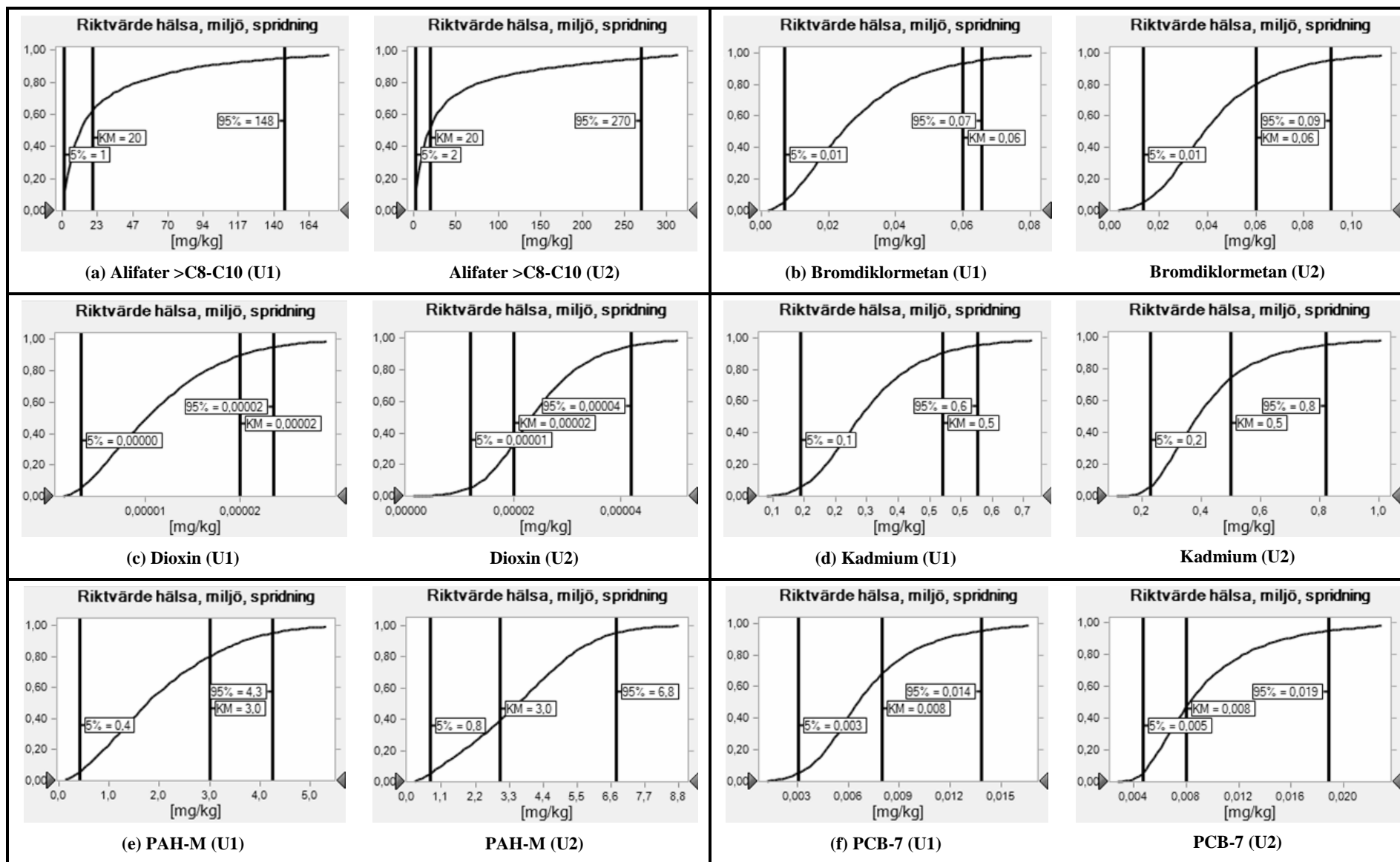
För MKM U2 låg två ämnens deterministiska riktvärden (alifater >C8-C10 och PAH-M) under 95-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen (Figur 10). För MKM U1 översteg tre av de deterministiska riktvärdena (bromdiklormetan, dioxin och kadmium) 95-percentilen. För MKM U1 och U2 överskred de deterministiska riktvärdena 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen för samtliga ämnen (Tabell 16). För MKM U2 låg det deterministiska riktvärdet för PAH-M på samma värde som 50-percentilen och för alifater >C8-C10 strax över. De deterministiska riktvärdena motsvarade lägre percentiler för samtliga ämnen för U2 jämfört med U1.

Tabell 15. Deterministiska och probabilistiska riktvärden [mg/kg] för KM och för olika ämnen. För det probabilistiska riktvärdet anges 50-percentilen. "Percentil det. värde" anger vilken percentil det deterministiska riktvärdet motsvarade i den probabilistiska riskbedömningen. "Kvot 95% / 5%" anger kvoten mellan 95-percentil och 5-percentil och är ett mått på fördelningens spridning.

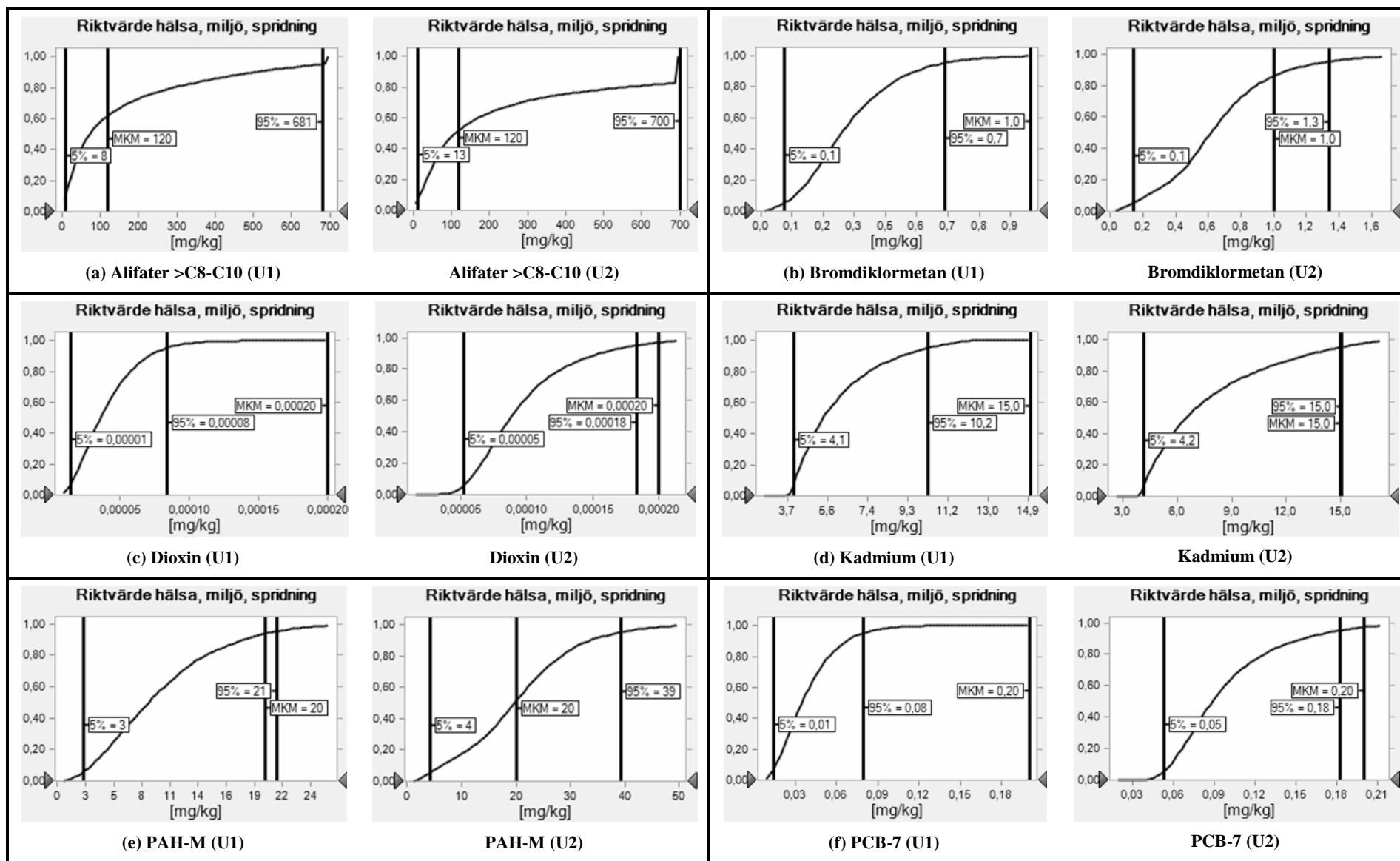
Ämne	Deterministiskt riktvärde	Probabilistiskt		Percentil det. värde		Kvot 95% / 5%	
		riktvärde (50%)		U1	U2	U1	U2
		U1	U2				
Alifater >C8-C10	20	13	20	65	50	148	135
Bromdiklormetan	0,06	0,02	0,04	90	80	6	9
Dioxin	0,00002	0,000010	0,000024	90	35	2	4
Kadmium	0,5	0,30	0,39	90	75	5	4
PAH-M	3	2	4	75	35	10	8
PCB-7	0,008	0,007	0,008	70	50	5	4

Tabell 16. Deterministiska och probabilistiska riktvärden [mg/kg] för MKM och för olika ämnen. För det probabilistiska riktvärdet anges 50-percentilen. "Percentil det. värde" anger vilken percentil det deterministiska riktvärdet motsvarade i den probabilistiska riskbedömningen. "Kvot 95% / 5%" anger kvoten mellan 95-percentil och 5-percentil och är ett mått på fördelningens spridning.

Ämne	Deterministiskt riktvärde	Probabilistiskt		Percentil det. värde		Kvot 95% / 5%	
		riktvärde (50%)		U1	U2	U1	U2
		U1	U2				
Alifater >C8-C10	120	72	115	60	55	85	54
Bromdiklormetan	1	0,3	0,6	100	90	7	13
Dioxin	0,0002	0,00004	0,00009	>100	99	20	4
Kadmium	15	5	7	>100	95	2	4
PAH-M	20	9	20	90	50	7	10
PCB-7	0,2	0,04	0,09	>100	99	20	5



Figur 9. Kumulativa sannolikhetsfördelningar för probabilistiska riktvärden med respektive deterministiskt riktvärde, 5- och 95-percentil utmärkta för KM U1 och U2 [mg/kg].



Figur 10. Kumulativa sannolikhetsfördelningar för probabilistiska riktvärden med respektive deterministiskt riktvärde, 5- och 95-percentil utmärkta för MKM U1 och U2 [mg/kg].

Riktvärden fallstudien

För arsenik och koppar överskred de deterministiska riktvärdena motsvarande 50-percentil i den probabilistiska riskbedömningen för PRV_{KM} (Tabell 17). För bly och kvicksilver låg det deterministiska riktvärdet under motsvarande 50-percentil. För koppar överskreds 95-percentilen. Samma samband observerades för PRV_{MKM} (Tabell 17).

Tabell 17. Deterministiska och probabilistiska riktvärden för PRV_{KM} och PRV_{MKM} [mg/kg] för fallstudien och för olika ämnen. För det probabilistiska riktvärdet anges 50-percentilen. "Percentil det. värde" anger vilken percentil det deterministiska riktvärdet motsvarade i den probabilistiska riskbedömningen. "Kvot 95% / 5%" anger kvoten mellan 95-percentil och 5-percentil och är ett mått på fördelningens spridning.

Ämne	Deterministiskt riktvärde		Probabilistiskt riktvärde (50%)		Percentil det. värde		Kvot 95% / 5%	
	PRV_{KM}	PRV_{MKM}	PRV_{KM}	PRV_{MKM}	PRV_{KM}	PRV_{MKM}	PRV_{KM}	PRV_{MKM}
	Arsenik	0,74	25	0,63	17	65	85	5
Bly	64	740	93	804	20	40	4	5
Koppar	2300	2300	860	860	>100	>100	4	4
Kvicksilver	0,056	0,33	0,099	0,62	25	25	14	18

Samtliga ämnens deterministiska riktvärden, undantaget koppar, antog värden mellan 5- och 95-percentilerna för den probabilistiska riskbedömningen (Figur 11).

Styrande skyddsobjekt respektive exponeringsvägar KM och MKM

I scenariot KM U1 blev olika typer av skyddsobjekt och exponeringsvägar styrande för riktvärden under simuleringarna. Alifater >C8-C10, dioxin, PAH-M, PCB-7 uppvisade denna variation (Figur 12a). Av de 19 ursprungliga ämnena som analyserades observerades samma fenomen även för trikloreten. I scenariot KM U2 blev olika typer av skyddsobjekt och exponeringsvägar styrande för dioxin, PAH-M och PCB-7.

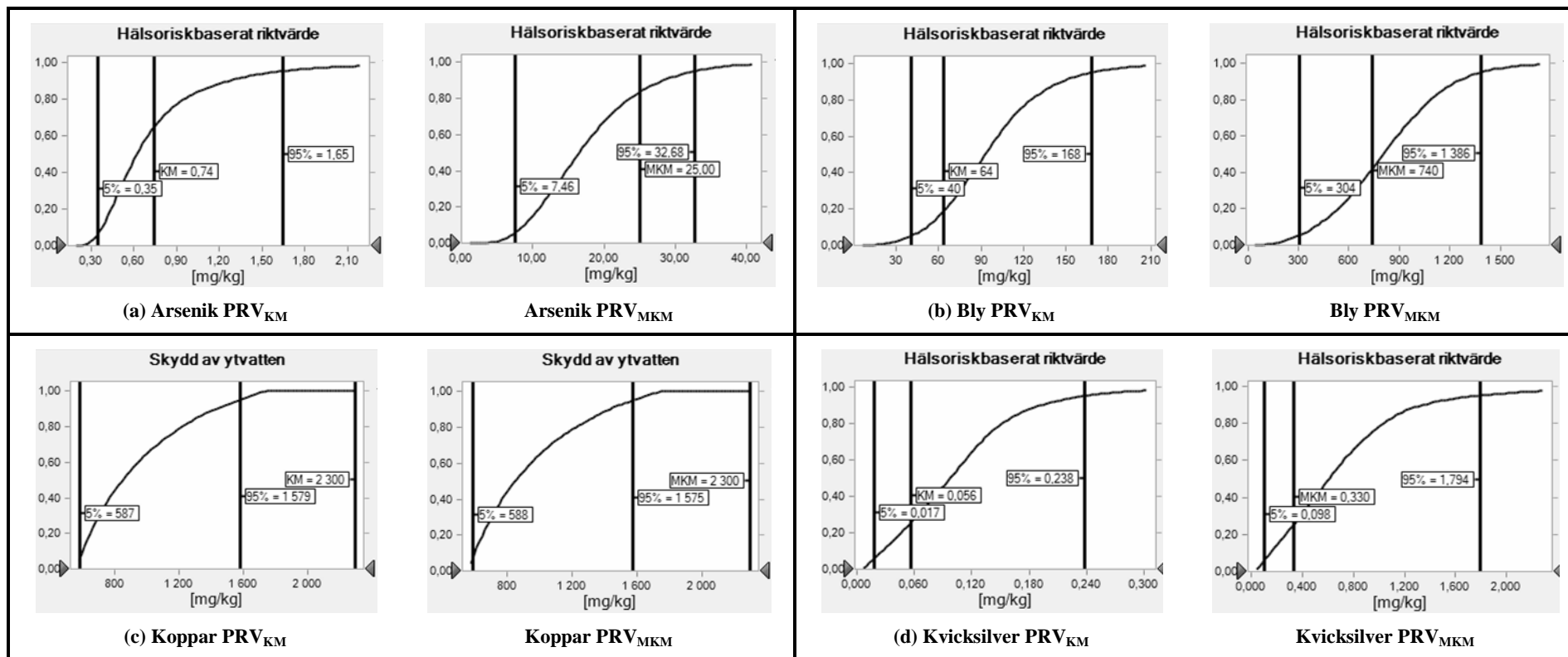
För MKM U1 upptäcktes variation mellan styrande skyddsobjekt och exponeringsvägar för alifater >C8-C10, bromdiklormetan, kadmium och PAH-M (Figur 12b). Variation skedde även för antimon och molybden av de ursprungliga 19 ämnena. För MKM U2 fanns variation mellan styrande skyddsobjekt och exponeringsvägar för alifater >C8-C10, PAH-M och PCB-7.

Styrande skyddsobjekt respektive exponeringsvägar fallstudien

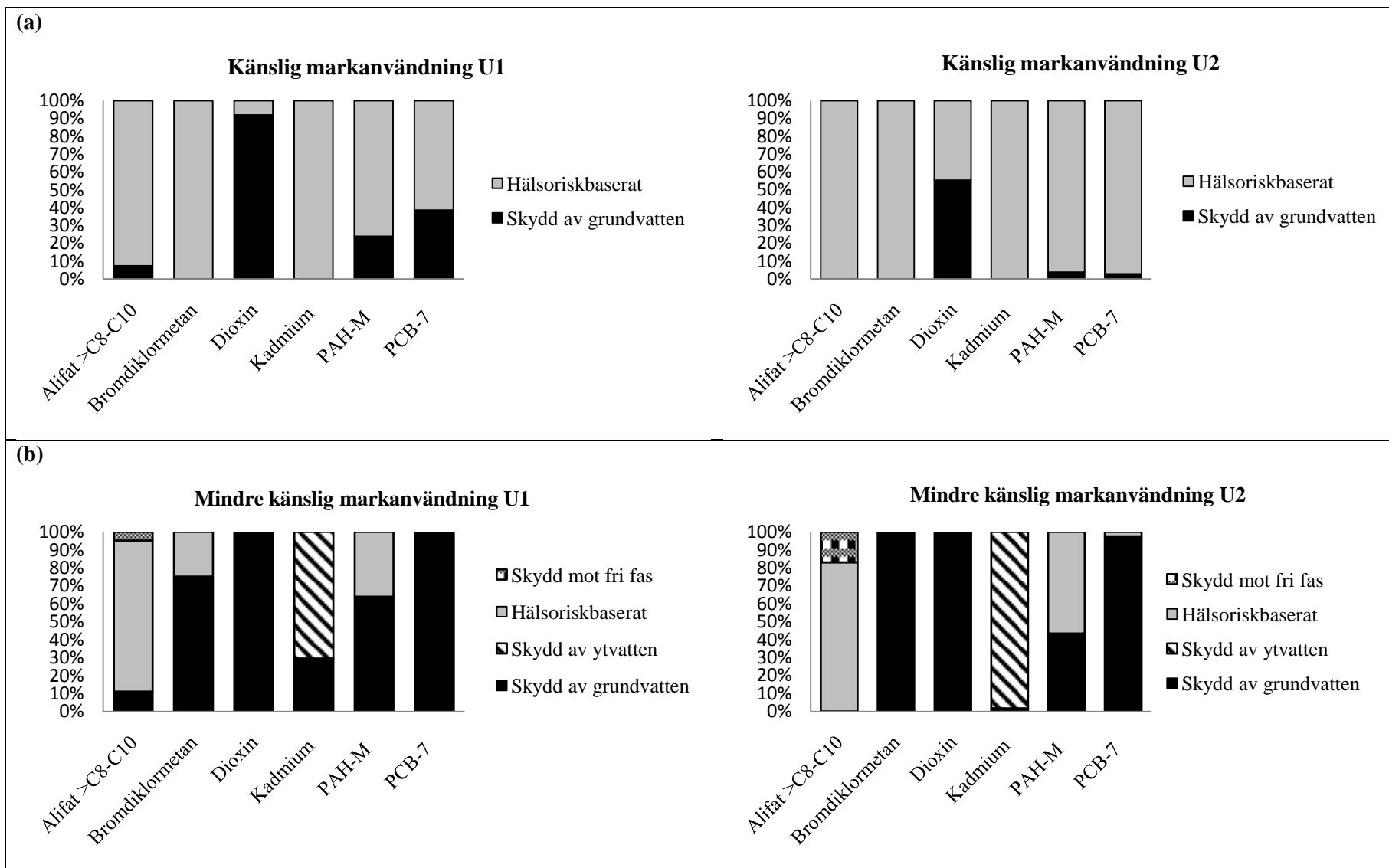
Samtliga ämnen hade både för PRV_{KM} och PRV_{MKM} enbart en typ av styrande skyddsobjekt respektive exponeringsvägar för motsvarande riktvärde. I samtliga fall överensstämde dessa med den deterministiska riskbedömningen (Tabell 18).

Tabell 18. Fördelning av styrande skyddsobjekt och exponeringsväg för både PRV_{KM} och PRV_{MKM} för fallstudien [%]

Ämne	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten	Hälsoriskbaserat riktvärde	Skydd mot fri fas
Arsenik	-	-	100	-
Bly	-	-	100	-
Koppar	-	100	-	-
Kvicksilver	-	-	100	-



Figur 11. Kumulativa sannolikhetsfördelningar för probabilistiska riktvärden med respektive deterministiskt riktvärde, 5- och 95-percentil utmärkta för PRV_{KM} och PRV_{MKM} [mg/kg].



Figur 12. Fördelning av styrande exponeringsvägar för respektive ämne, scenario och parameteruppsättning.

4.4 HÄLSORISKBASERAD RISKBEDÖMNING

En hälsoriskbaserad riskbedömning genomfördes för samtliga utvalda ämnen. För ämnena associerade med fallstudien, undantaget koppar, genomfördes ingen ny känslighetsanalys eller jämförelse av riktvärden eftersom de tidigare simuleringarna genomfördes under förutsättningarna att skydd av markmiljö och skydd mot spridning inte beaktades. För översikt över modellscenarion se Tabell 9.

4.4.1 Hälsoriskbaserad känslighetsanalys

Hälsoriskbaserad känslighetsanalys fallstudien

En ny känslighetsanalys genomfördes för koppar för PRV_{KM} och PRV_{MKM} för parameteruppsättning U1 (Tabell 19).

Tabell 19. Känslighetsanalys för hälsoriskbaserat riktvärde för de parametrar med korrelationskoefficient över $\pm 0,1$. Parametrar markerade med fet stil förekom inte i den tidigare probabilistiska riskbedömningen.

Ämne	Parameter	Korrelationskoefficient
Koppar (PRV_{KM})	Andel från odling på plats	-0,84
	Halt av jordpartiklar i inomhusluft	-0,37
	Kroppsvikt, barn	0,28
	Andel partiklar från förorenat område	-0,19
Koppar (PRV_{MKM})	Halt av jordpartiklar i inomhusluft	-0,87
	Andel partiklar från förorenat område	-0,43

Den hälsoriskbaserade känslighetsanalysen för koppar avvek från den känslighetsanalys som tidigare genomförts. För både PRV_{KM} och PRV_{MKM} tillkom nya parametrar relaterade till hälsoriskbaserade riktvärden (fet stil) och ersatte den enväldiga dominans som *grundvattenbildning* tidigare haft i känslighetsanalysen för den probabilistiska riskbedömningen (Tabell 19).

Hälsoriskbaserad känslighetsanalys KM och MKM

En ny känslighetsanalys genomfördes för KM och MKM vid beräkning av hälsoriskbaserade riktvärden för parameteruppsättning U1 (Tabell 20 och Tabell 21). Alla parametrar som förekom i den tidigare genomförda probabilistiska riskbedömningen för scenario KM U1 förekom även i den hälsoriskbaserade känslighetsanalysen för KM (Tabell 20). Däremot tillkom totalt åtta avvikande parametrar för olika ämnen i den hälsoriskbaserade riskbedömningen som inte förekom i den tidigare probabilistiska riskbedömningen som markerades med fet stil. Dioxin var det ämne som avvek med flest parametrar mellan de två riskbedömningarna.

Känslighetsanalysen för scenario MKM avvek i stora drag från den känslighetsanalys som genomfördes tidigare i den probabilistiska riskbedömningen för MKM U1. För dioxin, kadmium och PCB-7 återfanns inga av parametrarna från den tidigare känslighetsanalysen i den hälsoriskbaserade känslighetsanalysen och ett 20-tal avvikande nya parametrar (fet stil) ersatte dem (Tabell 21).

Tabell 20. Känslighetsanalys för hälsoriskbaserat riktvärde för KM för de parametrar med korrelationskoefficient över $\pm 0,1$ jämfört med den tidigare probabilistiska riskbedömningen för parameteruppsättning U1. Parametrar markerade med fet stil förekom inte i den tidigare probabilistiska riskbedömningen.

Ämne	Parameter U1	Korrelationskoefficient	Parameter hälsoriskbaserat	Korrelationskoefficient
Alifater >C8-C10	Andel porluft	-0,80	Andel porluft	-0,81
	Vattenhalt	0,75	Vattenhalt	0,75
	Luftomsättning byggnad	0,42	Luftomsättning byggnad	0,42
	Halt organiskt kol	0,26	Halt organiskt kol	0,28
Bromdiklormetan	Andel porluft	-0,46	Andel porluft	-0,46
	Vattenhalt	0,46	Vattenhalt	0,45
	Hydraulisk konduktivitet	0,44	Hydraulisk konduktivitet	0,44
	Luftomsättning byggnad	0,33	Halt organiskt kol	0,42
	Halt organiskt kol	-0,21	Luftomsättning byggnad	0,33
	Kroppsvikt vuxna	0,20	Kroppsvikt vuxna	0,21
	Grundvattenbildning	-0,15	Vattenkonsumtion, vuxna	-0,21
			Grundvattenbildning	-0,18
Dioxin	Hydraulisk konduktivitet	0,64	Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,72
	Halt organiskt kol	0,63	Exponeringsår som barn, KM	0,51
	Grundvattenbildning	-0,28	Andel odling från plats	-0,37
			Kroppsvikt, barn	0,32
			Hydraulisk konduktivitet	0,18
			Vattenkonsumtion, barn	-0,17
			Halt organiskt kol	0,15
			Vattenkonsumtion, barn	-0,54
Kadmium	Vattenkonsumtion barn	-0,53	Vattenkonsumtion, barn	-0,54
	Andel från odling på plats	-0,50	Andel från odling på plats	-0,50
	Hydraulisk konduktivitet	0,47	Hydraulisk konduktivitet	0,46
	Kroppsvikt barn	0,32	Kroppsvikt, barn	0,32
	Grundvattenbildning	-0,15	Grundvattenbildning	-0,17
PAH-M	Luftomsättning byggnad	0,65	Luftomsättning byggnad	0,74
	Halt organiskt kol	0,55	Halt organiskt kol	0,56
	Hydraulisk konduktivitet	0,24	Hydraulisk konduktivitet	0,24
PCB-7	Andel från odling på plats	-0,53	Andel från odling på plats	-0,85
	Hydraulisk konduktivitet	0,45	Kroppsvikt, barn	0,35
			Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,15
			Hydraulisk konduktivitet	0,14
			Halt organiskt kol	0,13
		Exponeringsår som barn, KM	-0,11	

Tabell 21. Känslighetsanalys för hälsoriskbaserat riktvärde för MKM för de parametrar med korrelationskoefficient över $\pm 0,1$ jämfört med den tidigare probabilistiska riskbedömningen för parameteruppsättning U1. Parametrar markerade med fet stil förekom inte i den tidigare probabilistiska riskbedömningen.

Ämne	Parameter U1	Korrelationskoefficient	Parameter hälsoriskbaserat	Korrelationskoefficient
Alifater >C8-C10	Andel porluft	-0,80	Andel porluft	-0,81
	Vattenhalt	0,73	Vattenhalt	0,74
	Luftomsättning byggnad	0,43	Luftomsättning byggnad	0,43
	Halt organiskt kol	0,26	Halt organiskt kol	0,25
Bromdiklormetan	Halt organiskt kol	0,1	Andel porluft	-0,59
			Vattenhalt	0,56
			Luftomsättning i byggnad	0,43
			Halt organiskt kol	0,17
Dioxin	Halt organiskt kol	0,75	Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,71
	Hydraulisk konduktivitet	0,56	Exponeringsår som barn, MKM	0,50
	Grundvattenbildning	-0,27	Genomsnittligt intag av jord, vuxna	-0,40
			Kroppsvikt, barn	0,16
Kadmium	Grundvattenbildning	-0,81	Jordexponering hud, barn	-0,16
	Hydraulisk konduktivitet	0,37	Halt av jordpartiklar i inomhusluft	-0,57
			Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,54
			Exponeringsår som barn, MKM	0,38
PAH-M	Halt organiskt kol	0,63	Andel partiklar från förorenat område	-0,27
	Luftomsättning byggnad	0,47	Genomsnittligt intag av jord, vuxna	-0,25
	Hydraulisk konduktivitet	0,33	Kroppsvikt, vuxna	0,10
	Grundvattenbildning	-0,13	Kroppsvikt, barn	0,10
PCB-7	Halt organiskt kol	0,74	Luftomsättning byggnad	0,80
	Hydraulisk konduktivitet	0,56	Halt organiskt kol	0,48
			Luftvolym inne i byggnad	0,12
			Yta under byggnad	0,12
		Andel porluft	-0,10	
		Genomsnittligt intag av jord, barn	-0,56	
		Jordexponering hud, barn	-0,45	
		Exponeringsår som barn, MKM	0,40	
		Genomsnittligt intag av jord, vuxna	-0,27	
		Kroppsvikt, barn	0,24	
		Luftomsättning byggnad	0,14	
		Kroppsvikt, vuxna	0,14	
		Andel porluft	-0,11	
		Vattenhalt	0,10	

4.4.2 Jämförelse av deterministiskt och probabilistiskt hälsoriskbaserat riktvärde

Hälsoriskbaserade riktvärden KM och MKM

De deterministiska riktvärdena antog värden mellan 5- och 95-percentilerna för den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen i samtliga fall för KM (Figur 13). I Figur 13 jämfördes de kumulativa fördelningarna av probabilistiska riktvärden med de fasta deterministiska riktvärdena. För samtliga ämnen, undantaget dioxin, överskred de deterministiska riktvärden 50-percentilen i den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen (Tabell 22). För bromdiklormetan och kadmium motsvarade det deterministiska riktvärdet 90-percentilen i den hälsoriskbaserade riskbedömningen. Dioxins deterministiska riktvärde motsvarade 15-percentilen.

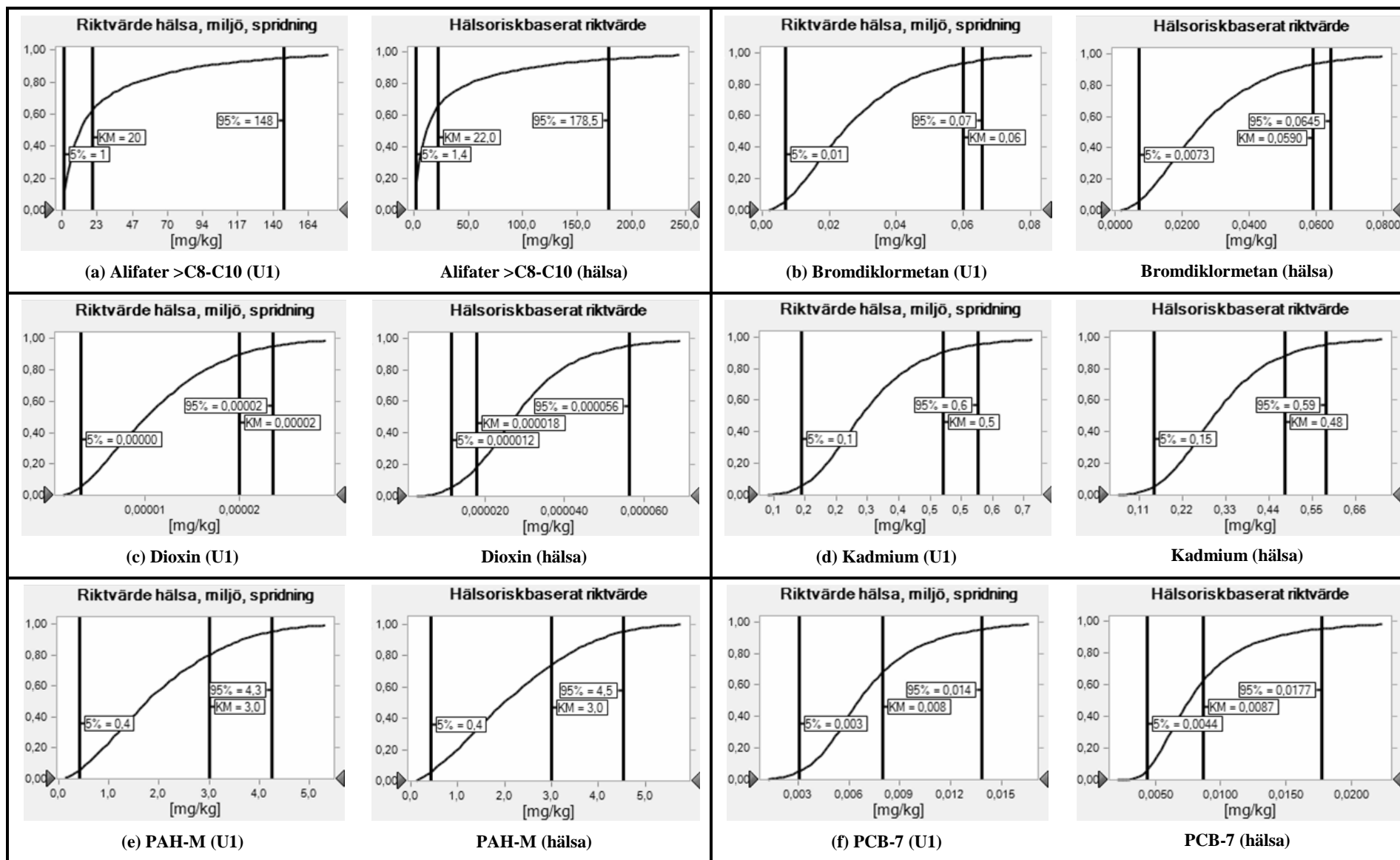
De deterministiska riktvärdena antog värden mellan 5- och 95-percentilerna för den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen i samtliga fall utom för kadmium MKM (Figur 14). För alifater >C8-C10, bromdiklormetan och PAH-M överskred de deterministiska riktvärdena 50-percentilen för den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen (Tabell 23). Dioxin hade lägst motsvarande percentil (25) följt av PCB-7 (30).

Tabell 22. Deterministiska och probabilistiska riktvärden [mg/kg] för KM och för olika ämnen. För det probabilistiska riktvärdet anges 50-percentilen. "Percentil deterministiskt värde" anger vilken percentil det deterministiska riktvärdet motsvarade i den probabilistiska riskbedömningen.

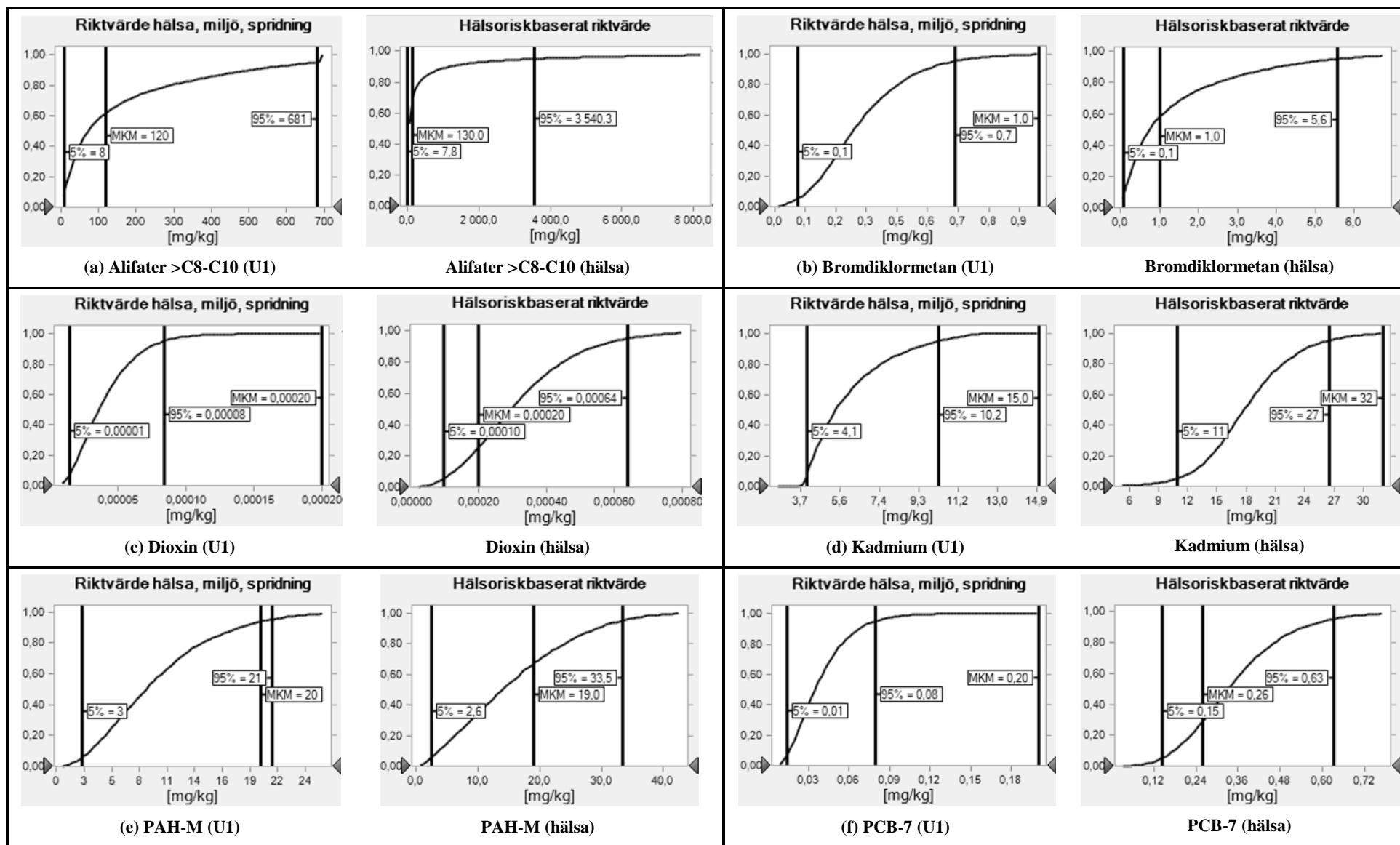
Ämne	Deterministiskt riktvärde	Probabilistiskt riktvärde (50%)	Percentil deterministiskt värde
Alifater >C8-C10	22	13	70
Bromdiklormetan	0,059	0,025	90
Dioxin	0,000018	0,000028	15
Kadmium	0,48	0,30	90
PAH-M	3,0	2,0	70
PCB-7	0,0087	0,0077	65

Tabell 23. Deterministiska och probabilistiska riktvärden [mg/kg] för MKM och för olika ämnen. För det probabilistiska riktvärdet anges 50-percentilen. "Percentil deterministiskt värde" anger vilken percentil det deterministiska riktvärdet motsvarade i den probabilistiska riskbedömningen.

Ämne	Deterministiskt riktvärde	Probabilistiskt riktvärde (50%)	Percentil deterministiskt värde
Alifater >C8-C10	130	71	70
Bromdiklormetan	1,0	0,8	55
Dioxin	0,00020	0,00030	25
Kadmium	32	18	100
PAH-M	19	14	65
PCB-7	0,26	0,34	30



Figur 13. Kumulativa sannolikhetsfördelningar för U1 och hälsoriskbaserad riskbedömning med respektive deterministiskt riktvärde, 5- och 95-percentil utmärkta för KM [mg/kg].



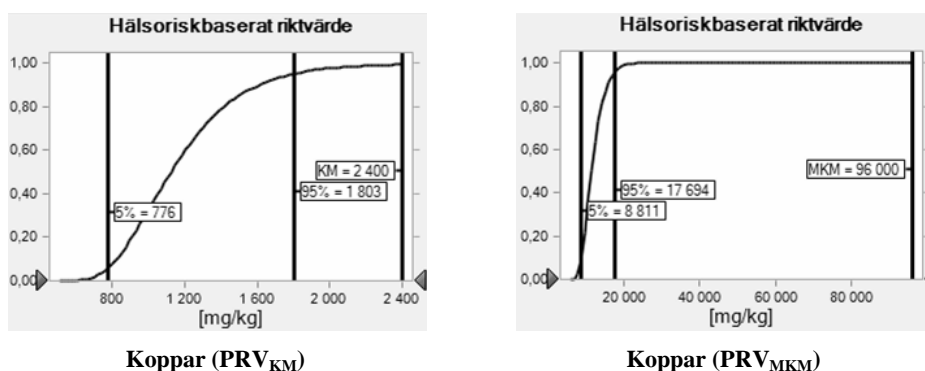
Figur 14. Kumulativa sannolikhetsfördelningar för U1 och hälsoriskbaserad riskbedömning med respektive deterministiskt riktvärde, 5- och 95-percentil utmärkta för MKM [mg/kg].

Hälsoriskbaserade riktvärden fallstudien

De deterministiska riktvärdena överskred 95-percentilen i den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen för koppar både för PRV_{KM} och PRV_{MKM} (Tabell 24). För PRV_{MKM} överskreds 95-percentilen med råge (Figur 15).

Tabell 24. Deterministiska och probabilistiska riktvärden [mg/kg] för PRV_{KM} och PRV_{MKM} för koppar. För det probabilistiska riktvärdet anges 50-percentilen.

Ämne	Deterministiskt riktvärde	Probabilistiskt riktvärde (50%)	Percentil deterministiskt värde
Koppar (PRV_{KM})	2400	1135	100
Koppar (PRV_{MKM})	96000	12037	>100



Figur 15. Kumulativa sannolikhetsfördelningar för PRV_{KM} och PRV_{MKM} för hälsoriskbaserade riktvärden [mg/kg].

4.4.3 Variation i sammansättning hos hälsoriskbaserade riktvärden

Riktvärdenas sammansättning för KM och MKM

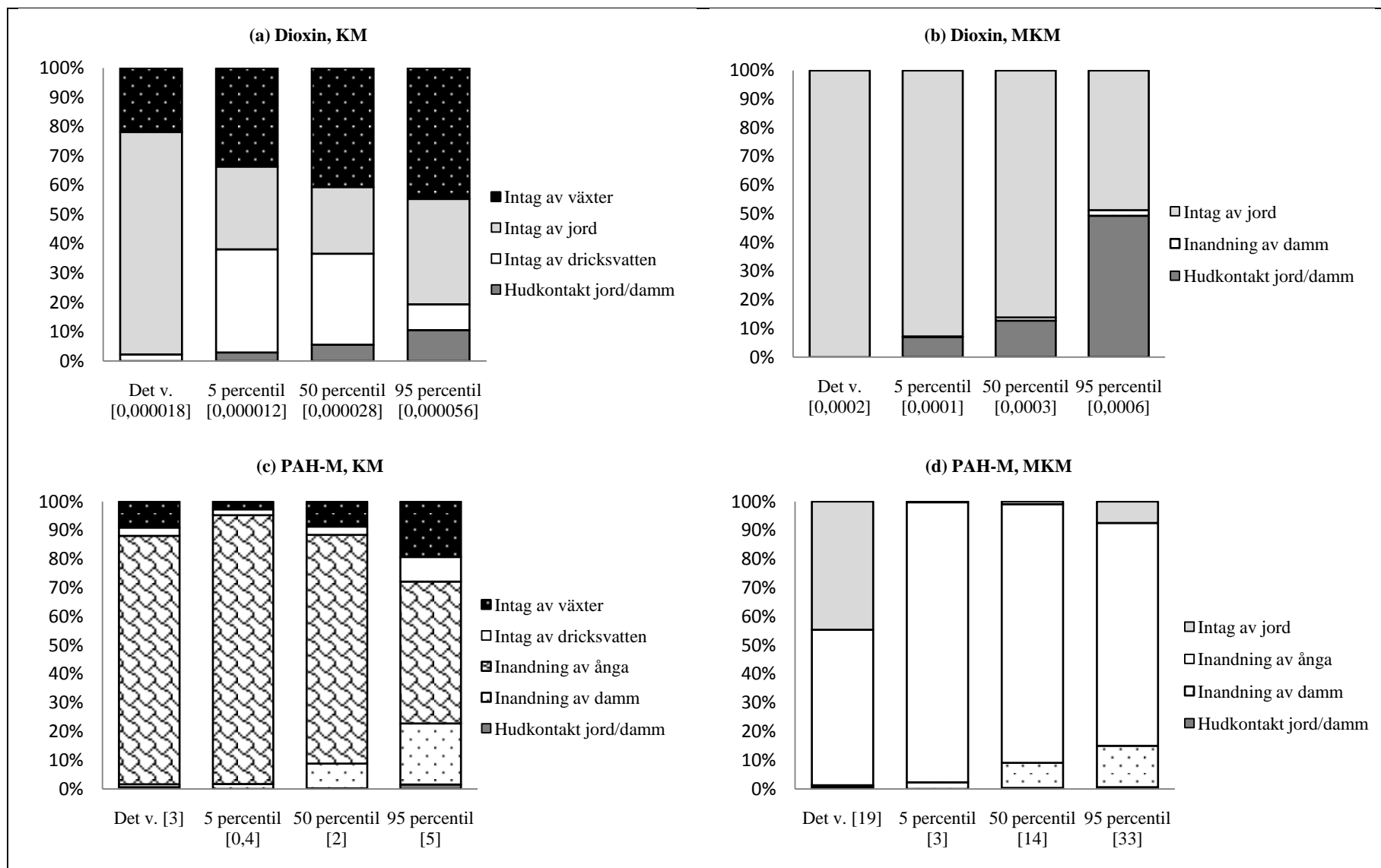
För dioxin KM erhöles ökande riktvärde med minskad andel intag av dricksvatten och ökad andel intag av växter och hudkontakt (Figur 16a). För scenario MKM erhöles ökande riktvärde med minskad andel intag av jord och ökad andel hudkontakt och inandning av damm (Figur 16b).

För PAH-M KM erhöles ökande riktvärde med minskad andel inandning av ånga och ökad andel intag av växter och inandning av damm (Figur 16c). För scenario MKM erhöles ökande riktvärde med minskad andel inandning av ånga och ökad andel intag av jord och inandning av damm (Figur 16d).

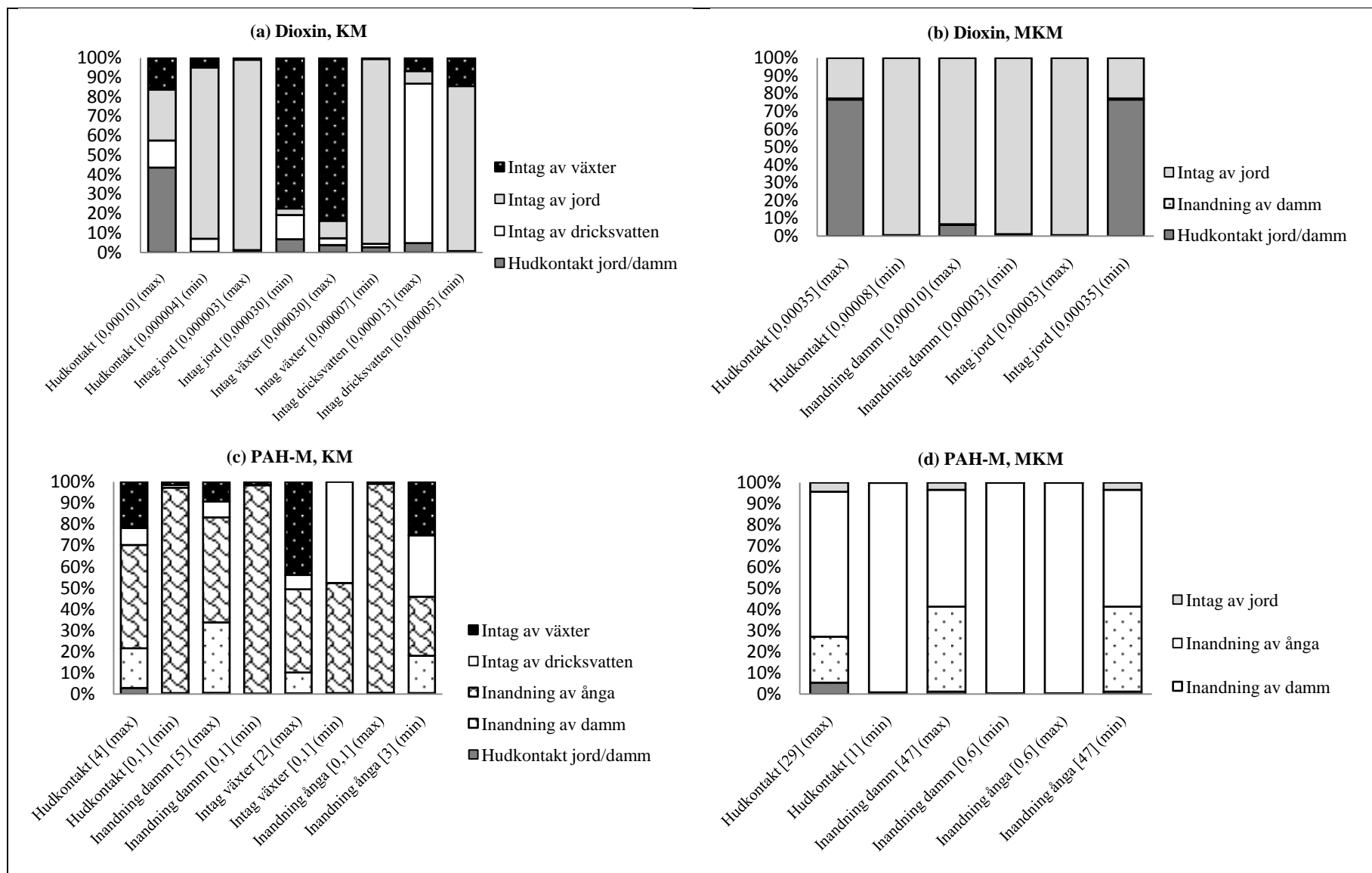
För dioxin KM sammanföll inga extrema bidrag från några envägs-koncentrationer (Figur 17a). För MKM sammanföll bidrag från maximalt bidrag från hudkontakt med minimalt bidrag från intag av jord (Figur 17b).

För PAH-M KM sammanföll minimalt bidrag från inandning av damm med minimalt bidrag från hudkontakt (Figur 17c). För MKM sammanföll extremfördelningarna för maximalt bidrag från inandning av damm och minimalt bidrag från inandning av ånga. Även minimalt bidrag från inandning av damm sammanföll med maximalt bidrag från inandning av ånga (Figur 17d).

Kumulativa fördelningar över respektive exponeringsvägs bidrag genererades (Bilaga B - Kumulativa fördelningsfunktioner för extremfördelningar). De kumulativa fördelningarnas utseende skilde sig åt mellan de olika exponeringsvägarna för respektive ämne och scenario.



Figur 16. Fördelning exponeringsvägar för hälsoriskbaserat riktvärde för dioxin och PAH-M, KM och MKM. Riktvärdets numeriska värde anges inom hakparentes [mg/kg].



Figur 17. Exponeringsvägarnas maximala och minimala bidrag till ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde för dioxin och PAH-M, KM och MKM. Riktvärdet anges inom hakparantes [mg/kg].

Riktvärdenas sammansättning för fallstudien

För bly och scenario PRV_{KM} erhöles ökande riktvärde med minskad andel intag av jord och ökad andel intag av växter och inandning av damm (Figur 18a). För scenario PRV_{MKM} erhöles ökande riktvärde med minskad andel intag av jord och ökad andel hudkontakt och inandning av damm (Figur 18b).

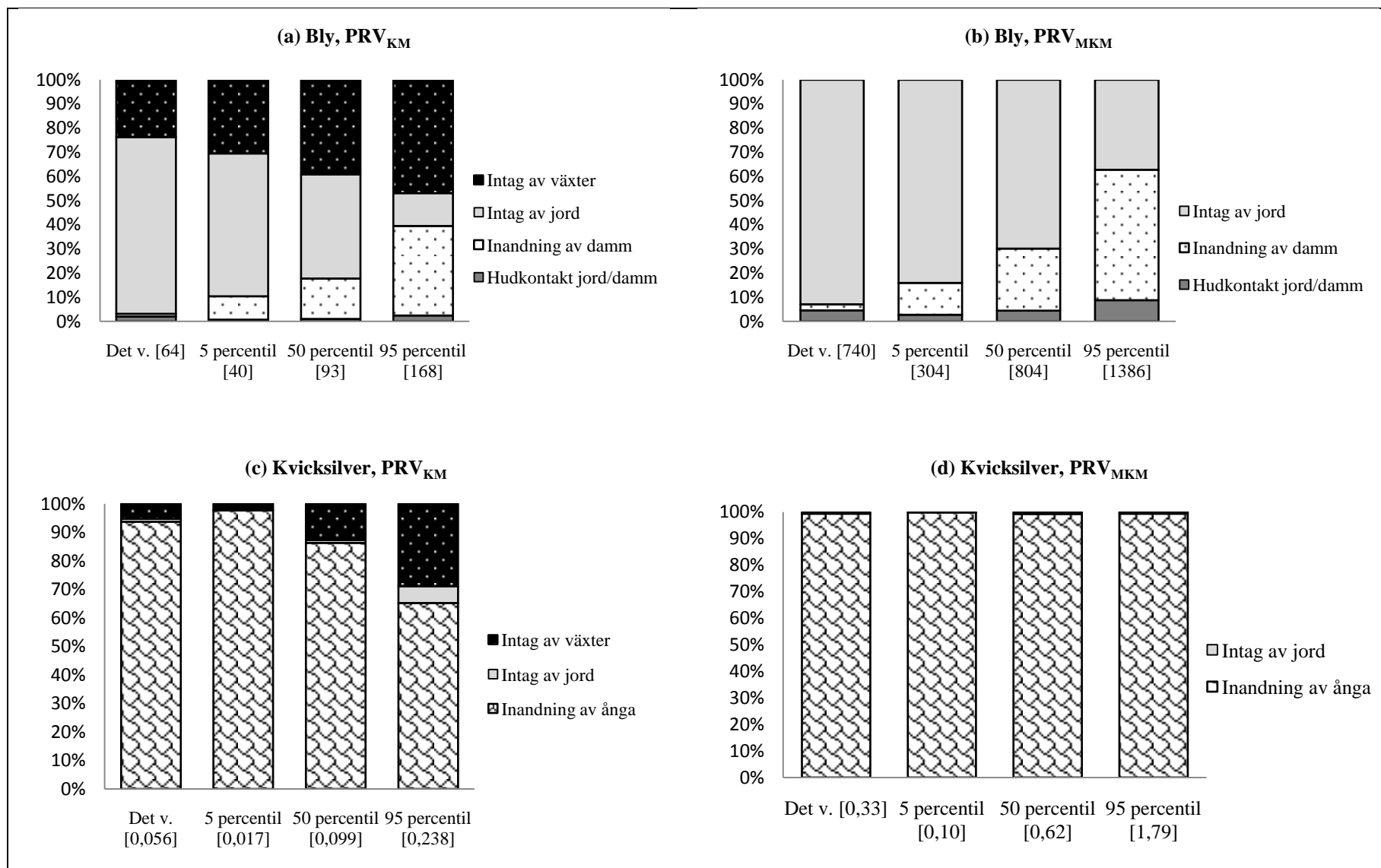
För kvicksilver och scenario PRV_{KM} erhöles ökande riktvärde med minskad andel inandning av ånga och ökad andel intag av jord respektive växter (Figur 18c). För scenario PRV_{MKM} erhöles ökande riktvärde med marginellt ökande andel intag av jord (Figur 18d). Värt att notera var att riktvärdet för kvicksilver i samtliga percentiler för både PRV_{KM} och PRV_{MKM} domineras av inandning av ånga, en exponeringsväg som inte förekommer för de andra tre ämnena i fallstudien.

För bly och scenario PRV_{KM} sammanföll inga extrema bidrag från några envägskoncentrationer (Figur 19a). För scenario PRV_{MKM} sammanföll bidrag från maximalt intag av jord med minimalt bidrag från inandning av damm och minimalt bidrag från hudkontakt. Även maximalt bidrag från inandning av damm sammanföll med minimalt bidrag från intag av jord (Figur 19b).

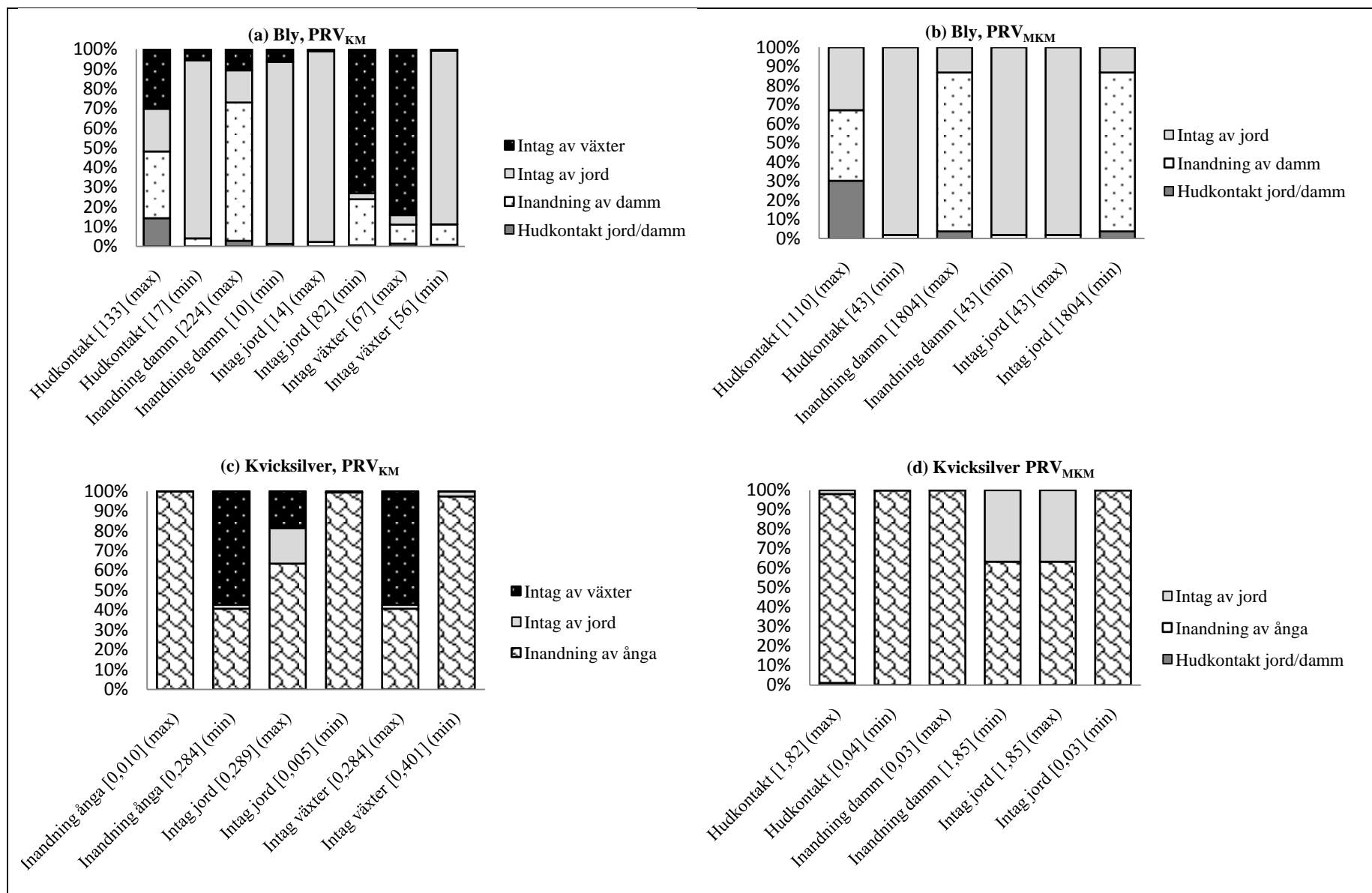
För kvicksilver och scenario PRV_{KM} sammanföll minimalt bidrag från inandning av ånga och maximalt bidrag från intag av växter (Figur 19c). För scenario PRV_{MKM} sammanföll bidrag från maximalt intag av jord med minimalt bidrag från inandning av damm. Även maximalt bidrag från inandning av damm sammanföll med minimalt bidrag från intag av jord (Figur 19d).

I *Bilaga C - Exponeringsvägarnas variation för arsenik och koppar* placerades likvärdiga grafer för arsenik och koppar. Arsenik och bly hade skilda riktvärden numeriskt och i sammansättning men samma mönster för vilka extremfördelningar som sammanföll för PRV_{MKM} . Detsamma gällde för bly och kvicksilver.

Kumulativa fördelningar över respektive exponeringsvägs bidrag genererades (Bilaga B - Kumulativa fördelningsfunktioner för extremfördelningar). Fördelningarnas utseende skilde sig åt mellan de olika exponeringsvägarna för respektive scenario och ämne.



Figur 18. Fördelning exponeringsvägar för hälsoriskbaserat riktvärde för bly och kvicksilver, PRV_{KM} och PRV_{MKM} . Riktvärdets numeriska värde anges inom hakparentes [mg/kg].



Figur 19. Exponeringsvägarnas maximala och minimala bidrag till ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde för bly och kvicksilver, PRV_{KM} och PRV_{MKM} . Riktvärdet anges inom hakparantes [mg/kg]

5 DISKUSSION

Effekten av att ta hänsyn till osäkerhet och variabilitet vid beräkning av generella riktvärden konstaterades variera mellan ämnen och scenarier. Sammantaget var skillnaden mellan Naturvårdsverkets riktvärden och de kumulativa fördelningsfunktionerna av riktvärden mindre än förväntat. Generellt hamnade Naturvårdsverkets riktvärden i de övre delarna av de probabilistiska riskbedömningarna vilket var oväntat och indikerade att de generella riktvärdena inte var så konservativa som förväntat och att en utsatt och känslig individ kanske därmed inte alltid skyddas med dagens metodik.

Effekten av att ta hänsyn till osäkerhet och variabilitet vid beräkning av platsspecifika riktvärden (PRV) för fallstudien gav små avvikelser för bly och kvicksilver men var av större relevans för koppar och arsenik. För dessa två ämnen var de deterministiska riktvärdena förhållandevis höga och garanterade därmed inte ett fullständigt skydd av människor och miljö. För koppar skulle en halvering av PRV behövas för att uppnå detta skydd.

En styrka med den probabilistiska modellen jämfört med den deterministiska var att den kvantifierade hur olika skyddsobjekt eller exponeringsvägar kunde bli styrande för ett riktvärde vid olika simuleringsförsök för samma ämne. För några ämnen skedde avvikelser jämfört med de deterministiska skyddsobjekten eller exponeringsvägarna i mellan 70-90 % av fallen.

Den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen indikerade att exponeringsvägar som inte förekom, eller som hade en väldigt liten andel, för de deterministiska riktvärdena ändå kunde vara aktuella att kvantifiera. Detta gällde bland annat för dioxin och PAH-M (Figur 16). Förekomsten av nya exponeringsvägar visade att den probabilistiska riskbedömningen på detta sätt gav användbar information vid val av åtgärder för sanering eftersom den deterministiska fördelningen eventuellt under- eller överskattat relevansen av enskilda exponeringsvägar.

5.1 SANNOLIKHETSFÖRDELNINGAR FÖR INGÅENDE PARAMETRAR

Att välja sannolikhetsfördelningar för ingångsparametrarna var problematiskt. Litteraturen saknade användbara och enkelt tillämpbara teoretiska fördelningar för många parametrar vilket har resulterat i att forskare på området använt empiriska fördelningar eller har utnyttjat egna erfarenheter för att själva skapa fördelningar i sina rapporter (Sander m.fl., 2006; Hope, 1999; Copeland m.fl., 1993). Likvärd erfarenhet gick inte att tillgodogöra sig genom litteraturstudien vilket innebar att färdiga fördelningar från andra studier behövde användas i examensarbetet. Det framkom att majoriteten av rapporterna inte redovisade hur fördelningar tagits fram eller vad de grundades på i detalj vilket genererade svårigheter att kontrollera dem och deras tillämpbarhet. Eftersom det saknades mätdata för ingångsparametrarna i examensarbetet var empiriska fördelningar ej möjliga. Detta innebar svårigheter vid probabilistisk riskbedömning med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell eftersom många parametrar fick ges deterministiska värden då dataunderlag saknades. En konsekvens av detta är att det kommer bli svårt att omgående införa probabilistiska riskbedömningar som branschstandard när så få

fördelningar finns tillgängliga och omfattande resurser måste investeras av användarna själva på att välja fördelningar för enskilda fall.

Det i viss mån godtyckliga valet av fördelningar innebar vissa osäkerheter i modellresultaten när syftet med examensarbetet var att utvärdera effekten av existerande osäkerheter. Eftersom fördelningarna var förankrade i litteraturen bedömdes den introducerade osäkerheten ändå som acceptabelt liten och att nyttan med att göra modellen probabilistisk övervägde de negativa effekterna. Det blev också tydligt då resultaten studerades att erfarenhet av olika parametrars verkan i mark och vatten var nödvändig för att kunna bedöma fördelningarnas rimlighet och att denna erfarenhet kunde minimera effekten av införandet av nya osäkerheter. Utöver detta upptäcktes skillnader i riktvärden genererade med parameteruppsättning U1 och U2 där den främsta skillnaden var att U2 stämde bättre överens med Naturvårdsverkets deterministiska värden. Detta visade att valet av ingångsparametrar påverkade resultatet och att kompetensen att bedöma vilka fördelningar som var lämpligast att använda var betydelsefull för vilka resultat som erhöles. Det visade också på att kännedom om ingångsparametrarnas fördelningar var nödvändig för att tolka resultat i en probabilistisk riskbedömning såsom litteraturstudien antydde (US EPA, 1997). Standardfördelningar anpassade för Sverige och en generell metodik för probabilistisk riskbedömning överenskommen mellan Naturvårdsverket och problemägare efterfrågas eftersom jämförelsen mellan studier annars blir både tidskrävande och problematisk.

Beslutet att använda parameteruppsättningen U1 i majoriteten av rapporten grundades i att fördelningarna var förankrade i olika publicerade artiklar och därmed ansågs representera ett generellt scenario. Uppsättningen U2 var anpassad efter Naturvårdsverkets parametervärden som, i vissa fall, var antagna värden som tyvärr inte tydligt källhänvisades (Naturvårdsverket, 2009b). Detta ledde till att en rimlighetsbedömning var svår att göra för U2 och gjorde därmed att U1 ansågs lämpligare att använda. Parameteruppsättningen U1 var också förenad med osäkerhet i och med att valet av de enskilda fördelningarna generellt inte motiverades av författarna i ursprungskällan och det var därför komplicerat att avgöra vilka fördelningar som var att föredra vid tillämpning. Ett förslag om en eventuell revidering av riktvärden måste därför sättas i relation till vilka ingångsparametrar som användes och granskas noggrant innan beslut tas. Studier som inte representerar allmänna scenarier riskerar annars att användas som underlag för revidering av generella riktvärden och därmed leda till felaktiga riskbedömningar.

Ett tidigt beslut var att använda Monte Carlo-simuleringar som simuleringsteknik för att göra de probabilistiska riskbedömningarna. Detta val grundades främst i att tekniken var välanvänd av andra och även väl anpassad till att hantera sannolikhetsfördelningar. En fördel var också att simuleringstekniken används i programvaran Crystal Ball som var enkel att koppla till Microsoft Excel där den probabilistiska modellen var implementerad. Nackdelen med detta var att enskilda fördelningar behövde definieras för ingångsparametrarna och att större delen av modellen fick ansättas som deterministisk då dataunderlag och tillgängliga fördelningar saknades. Detta kan ha introducerat nya osäkerheter eftersom modellen inte var fullständigt

probabilistisk och viss osäkerhet därmed inte karaktäriserades. Konsekvenserna av detta var att tillförlitligheten i examensarbetets resultat var svår att bedöma eftersom det fanns många parametrar i modellen som skulle kunnat påverka resultaten men som inte tydligt kvantifierades. Viktigt att ha i åtanke är därför att examensarbetets resultat måste användas i relation till de antaganden och fördelningar som användes, i enlighet med Sander och Öberg (2006).

Ett antagande om att parametrarna saknade korrelation sinsemellan gjordes också för att uppfylla ett av grundkraven vid Monte Carlo-simuleringar. Detta var förmodligen inte realistiskt eftersom modellen var så komplex och innehöll exempelvis markparametrar som berodde av varandra. Ett sätt att undvika detta grundantagande om oberoende hade varit att använda Probability Bounds Analysis (PBA) istället. Att detta inte genomfördes berodde på att en programvara för detta saknades och därmed hade krävt stora programmeringsinsatser att genomföra. Detta skulle blivit för tidskrävande inom examensarbetets tidsram. Fördelarna med PBA hade annars varit flera, oberoende mellan parametrarna hade inte behövt antas och fördelningar hade kunnat tillämpas på ett mycket större antal parametrar eftersom mindre information hade krävts för att anpassa fördelningarna. Detta skulle ha inneburit att tillförlitligheten i examensarbetets resultat skulle ha blivit större och lättare att kvantifiera.

5.2 KORRELATIONER MELLAN INGÅNGSPARAMETRAR

En av grundförutsättningarna för att genomföra Monte Carlo-simuleringar var, som tidigare nämnts, att ingångsparametrarna skulle vara oberoende sinsemellan. Eftersom detta inte var fallet för många av ingångsparametrarna i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell beräknades istället korrelationer mellan vissa av parametrarna för att kvantifiera hur de berodde av varandra. Enbart sex parametrar fick kvantifierade korrelationer även om många fler parametrar säkerligen hade behövt det (Tabell 11). Att korrelationer enbart beräknades för dessa sex parametrar berodde främst på två anledningar. Den första var att enbart korrelationer mellan olika sannolikhetsfördelningar kunde kvantifieras och att många parametrar därför bortföll eftersom de ansattes deterministiskt. Den andra anledningen var att underlag saknades för att kvantifiera hur ingångsparametrarna berodde av varandra. För de parametrar där korrelationer definierades användes trial-and-error och linjära samband vilket kan ha introducerat nya osäkerheter eftersom dessa samband inte var fullständigt vetenskapligt förankrade. Trots detta var korrelationerna nödvändiga då ologiska och omöjliga konstellationer annars kunde uppstått som exempelvis en jord med en *total porositet* över 1 eller ett hus med liten *area* men enorm *volym*.

5.3 UTVIDGAD OSÄKERHETSANALYS

Ursprungligen var en 2D Monte Carlo-analys planerad för att kvantifiera effekten av osäkerhet och variabilitet vid beräkning av riktvärden med modellen. Detta var inte möjligt eftersom det saknades dataunderlag för att särskilja osäkerhet från variabilitet i fördelningarna. Samma dilemma hade Sander och Öberg (2006) och därför följdes deras linje med att sammanvägt utvärdera effekten av osäkerhet och variabilitet. I enlighet med deras resonemang konstaterades att en fördjupad riskbedömning på en utvald plats förmodligen skulle

möjliggöra en sådan separation men frågan kunde inte utredas närmare på grund av avsaknad av mätdata. Konsekvenserna av att göra en sammanvägd utvärdering var att inget mått på ren osäkerhet erhöles och att osäkerheterna i modellen därmed inte kunde kvantifieras eller elimineras.

5.4 JÄMFÖRELSE AV RIKTVÄRDEN

5.4.1 Känslighetsanalys för riktvärden

Flera känslighetsanalyser genomfördes. Dessa genererade en del initialt oväntade resultat i form av att flera ingångsparametrar fick en hög korrelationskoefficient där de inte förväntats förekomma alls baserat på vad som var styrande för riktvärdet. Främst förväntades hög känslighet för de parametrar som var kopplade till varje falls styrande skyddsobjekt eller exponeringsväg. Dioxin hade exempelvis intag av jord som styrande exponeringsväg för det deterministiska värdet men för KM U1 förekom enbart spridningsrelaterade parametrar i känslighetsanalysen (Tabell 12). Orsaken till detta framkom när variationen i styrande skyddsobjekt respektive exponeringsväg studerades och skydd av grundvatten blev styrande skyddsobjekt för dioxin i 90% av fallen i den probabilistiska riskbedömningen (Figur 12). Detta förklarade varför de spridningsrelaterade parametrarna fick hög genomslagskraft i känslighetsanalysen och gav underlag till förslaget att parametrar med hög korrelationskoefficient bör beaktas särskilt noga då de ansätts eftersom de har störst påverkan på riktvärdena och att osäkerhet eller variabilitet i dessa kan få stora utslag. Sambandet kunde styrkas för samtliga ämnen när variationen i styrande skyddsobjekt respektive exponeringsväg för riktvärdet beaktades.

Anledningen till att initialt oväntade parametrar, såsom *hydraulisk konduktivitet* och *grundvattenbildning*, fick stora korrelationskoefficienter i känslighetsanalysen berodde även på känslighetsanalysens matematiska förankring. När osäkerheten i en parameter var väldigt stor genererades en stor korrelationskoefficient. Detta hade sitt ursprung i valet av fördelning för ingångsparametrarna där både *hydraulisk konduktivitet* och *grundvattenbildning* hade väldigt breda ingångsfördelningar. Detta var en modellbegränsning och en viktig faktor att beakta vid arbete med modellen. Parametrarnas höga förekomst kan även bero på att känslighetsanalysen enbart kvantifierade känslighet i de parametrar som definierats med sannolikhetsfunktioner. Detta innebar att de ingångsparametrar som fortfarande ansattes med deterministiska värden helt uteslöts ur analysen och att känslighetsanalyserna därmed gav potentiellt vinklade resultat. Exempelvis kunde inga fördelningar för *exponeringstid för vuxna* eller *djup till förorening* fastslås och parametrarna ansattes därför med deterministiska värden. Spridningsrelaterade parametrar skulle kunnat få annat utrymme i en känslighetsanalys där hela modellen varit probabilistisk men examensarbetets tidsram möjliggjorde inte en sådan utredning. Konsekvenserna av att använda resultat baserade på känslighetsanalysen från en delvis deterministisk modell kan bli att potentiellt viktiga parametrar förbises då de blir utelämnade ur analysen på grund av sina deterministiska värden. Detta kan leda till att eventuella provtagningsstrategier felriktas och att fel parametrar provtas.

För många ämnen erhöles negativa korrelationskoefficienter mellan ingångsparametrar och riktvärden (Tabell 12 - Tabell 14). Anledningen till detta var en omvänt proportionell relation mellan ingångsparametrar och riktvärdena. Ett exempel på detta var *andel odling på plats* (f_h) där en stor *andel odling på plats* krävde ett litet riktvärde för att skydda människor medan en litet *andel odling på plats* tillät ett större riktvärde innan koncentrationen hade en negativ påverkan på människor.

5.4.2 Deterministiska och probabilistiska riktvärden

I rapporten gjordes en jämförelse mellan Naturvårdsverkets deterministiska riktvärden och modellerade 50-percentiler i den probabilistiska riskbedömningen. Valet att jämföra med just 50-percentilen var delvis godtyckligt men baserades på flera faktorer. Naturvårdsverkets modell är ursprungligen designad för att skydda en känslig individ och många parametrar ansåts för att generera ett rimligt värsta fall (Naturvårdsverket, 2009b). Syftet med den probabilistiska modellen var initialt att komma ifrån detta och ansätta en mer realistisk modell. Trots detta kan den modell som användes ändå anses vara av liknande karaktär som den nuvarande metoden eftersom majoriteten av de ingående parametrarna i modellen inte ändrades. Möjligen motsvarade 50-percentilen ett scenario som skyddar majoriteten av människor och miljö utan att utgöra ett oralistiskt lågt riktvärde som skulle kunnat uppstå om en jämförelse gjorts mot exempelvis 5-percentilen. Konsekvenserna av detta kan bli att resurser grundade på den probabilistiska riskbedömningen ändå läggs på att förhindra osannolika händelser såsom Davidsson m.fl. (2003) angav. För att motverka detta behöver allmänna och väldokumenterade sannolikhetsfördelningar upprättas och göras tillgängliga för svenska användare. Dessa fördelningar bör sedan anges för samtliga ingångsparametrar i modellen så att hela modellen blir probabilistisk innan den används i branschen.

I litteraturstudien påträffades främst jämförelser av föroreningsintag och tolerabelt dagligt intag (TDI). I de fallen görs en jämförelse av föroreningsintagets 95-percentil och TDI istället för modellering av själva riktvärdet. En jämförelse mellan intag och TDI som hamnar i den övre delen av fördelningen betyder att sannolikheten att inta mer förorening än riktvärdet är liten (Sander & Öberg, 2006). Men en jämförelse mellan probabilistiska riktvärden och deterministiska riktvärden krävde ett omvänt tankesätt. Eftersom riktvärdena angav en tolerabel föroreningsnivå som skyddade människor och miljö innebar det att då det deterministiska riktvärdet återfanns i den övre delen av fördelningen var risken stor att riktvärdet var för högt och därmed inte skyddade människor och miljö, givet att de använda fördelningarna var realistiska. Inga studier påträffades där en jämförelse av just riktvärden genomförts tidigare i Sverige.

Eftersom inga studier påträffades under litteraturstudien där en percentil av probabilistiska riktvärden jämförts med deterministiska riktvärden var det som tidigare nämnts problematiskt att avgöra vilken specifik percentil jämförelsen skulle göras mot. I rapporten användes 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen som jämförelse för alla scenarion och parameteruppsättningar men förmodligen skulle närmare efterforskningar kunna peka på att en annan percentil varit lämpligare eller att olika percentiler bör användas för olika fall. En studie

gällande vilken percentil som blir lämplig i olika scenarier eller för olika ämnen skulle behöva genomföras för att motverka att förslag på revidering av riktvärden grundas på jämförelser som inte är standardiserade. Det fanns dock inte utrymme i examensarbetet att undersöka detta närmare.

Eftersom modellen fortfarande hade många deterministiska parametrar bör fokus inte hamna på enskilda ämnen utan snarare på trender och generella resultat för olika markanvändnings-scenarion. Sammantaget framkom att KM U2 hade störst korrelation med Naturvårdsverkets riktvärden, vilket var väntat då denna fördelning anpassades så att samtliga av Naturvårdsverkets deterministiska värden ingick i fördelningarna (Tabell 15). Generellt överensstämde MKM mindre med de deterministiska riktvärdena än KM vilket kan bero på att 50-percentilen var för lågt satt för att motsvara den faktiska markanvändningen vid MKM (Tabell 16). Ifall percentilen däremot anses vara representativ skulle detta innebära att riktvärdena för MKM borde sänkas för att garantera skydda människor och miljö.

Fördelningarna med riktvärden var generellt snäva (Tabell 15 och Tabell 16). Skillnaden mellan 5- och 95-percentil för majoriteten av ämnena för KM var en faktor 2-10, där alifater >C8-C10 var undantaget med en större spridning (Figur 9). För MKM var motsvarande siffror en faktor 2-20, också undantaget alifater >C8-C10 (Figur 10). Detta visade att jämförelsen med en enskild percentil inte bör ges för stor vikt då skillnaden mellan värdena i fördelningen var liten. Eftersom avvikelserna mellan 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen och de deterministiska riktvärdena generellt var små kan detta innebära att en probabilistisk riskbedömning inte alltid behöver genomföras utan istället lämpa sig bättre för fördjupade riskbedömningar i enlighet med litteraturstudien (US EPA, 1997).

Fallstudien påvisade likvärdiga resultat som för de generella scenarierna när det gällde fördelningarnas spridning mellan percentiler för båda markanvändningsscenarierna. Intervallen var förhållandevis snäva mellan 5- och 95-percentil, och de PRV som beräknades var jämförbara för samtliga ämnen utom koppar (Tabell 17).

Ett par av de kumulativa fördelningarna (alifater >C8-C10 MKM och koppar) hade annorlunda utseenden än övriga grafer (Figur 10a och Figur 11c). För alifater >C8-C10 berodde det på att skydd av fri fas ibland var den begränsande exponeringsvägen och att riktvärdet då justerades till ett fast värde på 700 mg/kg. Att värdet 700 mg/kg förekom upprepade gånger med exakt samma värde ledde till att grafen såg underlig ut efter 95-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen eftersom den inte var kontinuerlig där emellan. För koppar såg fördelningen annorlunda ut eftersom det deterministiska riktvärdet var avsevärt mycket större än de probabilistiska riktvärdena och att grafen därmed extrapolerades för att värdet skulle kunna märkas ut på grafen. Detta skedde i Crystal Balls gränssnitt och kunde inte påverkas.

5.4.3 Styrande skyddsobjekt eller exponeringsvägar för riktvärden

En styrka med den probabilistiska modellen jämfört med den deterministiska var att den kvantifierade hur olika skyddsobjekt respektive exponeringsvägar kunde bli styrande för ett riktvärde vid olika simuleringsförsök. För dioxin KM U1 skiftade skyddsobjektet i cirka 90% av

simuleringarna till skydd av grundvatten istället för exponeringsvägen intag av jord (Figur 12). För PAH-M MKM U1 växlade skyddsobjektet i cirka 70 % av simuleringarna till skydd av grundvatten istället för exponeringsvägen inandning av ånga. Detta skulle vid åtgärdsutredning kunna vara viktig information eftersom bedömningen av åtgärdsbehov och vidare utredning i vissa fall delvis grundas på den deterministiska exponeringsvägen (Stenemo, 2013, muntlig källa). Bedömningen skulle kunna leda till felriktade resurser under utredningen, eller underskattning av risker, då vissa exponeringsvägars relevans kan ha försumrats eller getts för stort utrymme. Samma beteende förekom inte för fallstudien men berodde förmodligen främst på att flera exponeringsvägar och skyddsobjekt försumrades i den konceptuella modellen över området (Tabell 18). Den probabilistiska riskbedömningen gav användbar information som kvantifierade variationen och motiverade införandet av probabilistisk riskbedömning som möjlig branschstandard i Sverige.

5.5 HÄLSORISKBASERAD RISKBEDÖMNING

5.5.1 Hälsoriskbaserad känslighetsanalys

I den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen, där spridningsparametrar och skydd av markmiljö inte beaktades, förekom andra ingångsparametrar med hög korrelationskoefficient i känslighetsanalysen såsom *genomsnittligt intag av jord* och *exponeringsår som barn* (Tabell 20 och Tabell 21). Känslighetsanalysen för MKM avvek med fler parametrar (22 stycken) från den tidigare känslighetsanalysen jämfört med KM (8 stycken). De nya parametrarna överensstämde med de som ursprungligen förväntats eftersom parametrar relaterade till de deterministiska exponeringsvägarna förekom. Dioxin hade exempelvis intag av jord som styrande exponeringsväg och i den probabilistiska hälsoriskbaserade känslighetsanalysen fick *genomsnittligt intag av jord* högst korrelationskoefficient. Observera att den negativa koefficienten (omvänt proportionellt samband) berodde på att ett stort *genomsnittligt intag av jord* krävde ett litet riktvärde för att skydda människor. Att exempelvis alifater >C8-C10 hade parametrar som exempelvis *andel porluft* och *vattenhalt* i den hälsoriskbaserade riskbedömningen berodde på parametrarnas förekomst i Naturvårdsverkets fasfördelningsmodell då inandning av ånga var den styrande exponeringsvägen. Detta användes sammanfattningsvis som bekräftelse på att känslighetsanalyserna kan anses ge pålitliga och rimliga resultat.

5.5.2 Jämförelse av deterministiskt och probabilistiskt hälsoriskbaserat riktvärde

I den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen justerades de deterministiska riktvärdena marginellt jämfört med de som beräknades för U1. Värt att notera var att riktvärdena för U1 var avrundade i riktvärdesmodellens beräkningsprogram och innan avrundning överensstämde med de hälsoriskbaserade riktvärdena för alla ämnen utom kadmium och koppar.

Jämförelsen mellan deterministiska riktvärden och 50-percentilen i den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen visade en större överensstämmelse sinsemellan jämfört med U1. Dioxins deterministiska riktvärde motsvarade 15-percentilen och samtliga ämnen,

utom alifater >C8-C10 och kadmium, motsvarade lägre percentiler än för U1. Alifater >C8-C10, kadmium och koppar borde för att överensstämna med 50-percentilen i den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen ges halverade riktvärden jämfört med deras motsvarande deterministiska riktvärden för att fullständigt skydda människor och miljö.

Att resultaten för den probabilistiska hälsoriskbaserade riskbedömningen avvek jämfört med U1 berodde återigen på den styrande exponeringsvägen för riktvärdet. I den hälsoriskbaserade riskbedömningen beaktades inte skydd av grund- och ytvatten vilket gjorde att skyddsobjekt analyserades som i större utsträckning än U1 liknade de deterministiska. Detta låg till grund för överensstämmelsen. Sammantaget innebar resultaten återigen att en probabilistisk riskbedömning måste åtföljas av kvantifiering av styrande exponeringsvägar för att tolkas korrekt. Annars finns risk för felriktade åtgärder eller felaktig revidering av riktvärden.

5.5.3 Variation i sammansättning hos hälsoriskbaserade riktvärden

Generellt överensstämde inte andelen som respektive exponeringsväg bidrog med till de ojusterade hälsoriskbaserade riktvärdena jämfört med de deterministiska motsvarigheterna. Likvärdiga numeriska riktvärden erhöles som inte verkade ha ett tydligt samband med exponeringsvägarnas andel i riktvärdena (Figur 17). Detta indikerade att ett riktvärde inte bör presenteras utan att sammansättningen av det kvantifieras eftersom det numeriska värdet inte entydigt angav i vilken form exponeringen skedde. Vid en probabilistisk riskbedömning bör även variationen i riktvärdenas sammansättning redovisas eftersom den varierade mellan simuleringar. Den analyserade datan gav visserligen trender i form av att när en exponeringsvägs bidrag ökade så minskade en annan men inget tydligt linjärt samband upptäcktes (Figur 16). I datamängden fanns riktvärden vars sammansättning var skild från de andra riktvärdena och variationen verkade nästintill slumpartad. Detta tydde på att sammansättningen i sig inte är avgörande för vilket numerisk riktvärde som erhålls. Det tydde också återigen på att om fokus endast sker på det numeriska riktvärdet kan åtgärder felriktas och leda till att risken för människor och miljö kvarstår.

För fallstudien upptäcktes utöver förekomsten av de nya exponeringsvägarna även samband mellan extremfördelningarnas bidragande andel till PRV_{MKM} . För bly och arsenik såg sammansättningen av exponeringsvägarnas andel helt olika ut i riktvärdena medan samma maximala och minimala bidrag från exponeringsvägar sammanföll (Figur 19 och Bilaga C - Exponeringsvägarnas variation för arsenik och koppar). Samma beteende observerades för koppar och kvicksilver. Detta antydde att analysen eventuellt var för strikt matematisk för extremvärdena och att trender bör ges mer vikt än enskilda värden. Kompletterande kunskap kan även hämtas i *Bilaga B - Kumulativa fördelningsfunktioner för extremfördelningar* där de kumulativa fördelningarna för exponeringsvägarnas bidrag bifogades. Fördelningarna visade inom vilka intervall de olika exponeringsvägarnas andel till riktvärdena varierade men kan inte användas till att utläsa enskilda riktvärden eller hur sammansättningarna förhåller sig till varandra. Däremot kan graferna användas till att ge översiktliga intervall över vilka exponeringsvägar som bör prioriteras vid en åtgärdsplan. De är därför viktiga att studera innan en åtgärdsplan utarbetas så att sannolikheten för olika sammansättningar blir känd.

5.6 FÖRSLAG PÅ VIDARE ARBETE

För att mer generellt kunna utvärdera effekten av att kvantifiera osäkerhet och variabilitet i en probabilistisk riskbedömning vid beräkning av riktvärden i Sverige skulle statistiskt underlag för majoriteten av ingångsparametrarna i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell behöva göras tillgängligt. Detta skulle kunna presenteras i form av antingen sammanställt statistiskt material eller standardfördelningar med tillhörande osäkerhetsmått. Även en generell metodik skulle behöva upprättas för att kvantifiera när probabilistisk riskbedömning bör tillämpas och när det är fullgott med en vanlig deterministisk riskbedömning. Förslagsvis skulle det underlätta om Naturvårdsverket samordnade projektet och upprättade en nationell standard.

En större studie skulle behöva göras där samtliga ämnen i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell analyseras i en probabilistisk riskbedömning. De samband som framkommit ur examensarbetet gällde bara för ett fåtal ämnen och paralleller till övriga ämnen blir omöjliga att dra utan vidare analys.

En programvara som hanterar Probability Bounds Analysis (PBA) så som Crystal Ball hanterar Monte Carlo-simuleringar skulle behöva göras tillgänglig. Användningen av PBA skulle därmed underlättas och förenkla processen med att skapa fördelningar för ingångsparametrar med mindre tillgänglig data. Alternativt skulle Naturvårdsverket, för att underlätta arbetet för användarna, kunna publicera ett liknande beräkningsprogram som för dagens riktvärdesmodell att använda vid probabilistisk riskbedömning i Sverige.

För de probabilistiska riskbedömningarna bör en standardiserad percentil att jämföra det deterministiska riktvärdet med definieras på nationell nivå så att användarna kan göra jämförelserna likvärdiga mellan olika scenarion, ämnen och studier.

6 SLUTSATS

- Valet av sannolikhetsfördelningar för ingående parametrar i en probabilistisk riskbedömning påverkade fördelningen av erhållna riktvärden och avgjorde hur väl de deterministiska riktvärdena överensstämde med dem.
- Vid hantering av osäkerhet och variabilitet i en probabilistisk riskbedömning fanns generellt en överensstämmelse mellan 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen och det deterministiska riktvärdet för de ämnen som analyserades. Utgående från rapportens resultat skulle de generella riktvärdena för markanvändningsscenarioet mindre känslig markanvändning (MKM) eventuellt behöva sänkas för vissa ämnen för att skydda människor och miljö medan detta inte ansågs nödvändigt för känslig markanvändning (KM).
- Effekten av att ta hänsyn till osäkerhet och variabilitet vid beräkning av platsspecifika riktvärden (PRV) för en fallstudie var liten för bly och kvicksilver men var av större relevans för koppar och arsenik. För koppar skulle en halvering av riktvärdet krävas för överensstämmelse med 50-percentilen i den probabilistiska riskbedömningen.
- De probabilistiska riskbedömningarna gav ytterligare viktig information när de styrande skyddsobjekten respektive exponeringsvägarna kvantifierades som skulle kunna användas som underlag vid utarbetande av exempelvis en åtgärdsplan. De styrande skyddsobjekten skilde sig åt för några ämnen jämfört med de deterministiska motsvarigheterna.
- I en probabilistisk hälsoriskbaserad riskbedömning framkom att exponeringsvägarnas bidragande andel till riktvärden varierade kraftigt både mellan simuleringar och jämfört med de deterministiska riktvärdenas sammansättning. Vid en probabilistisk riskbedömning bör detta kvantifieras så att åtgärder och vidare utredningar inte felriktas.

7 REFERENSER

Baker, S., D. Ponniah och S. Smith (1999). Survey of Risk Management in Major U.K. Companies. *Journal of Professional Issues in Engineering Education and Practice*, 125(3), s. 94-102.

Binkowitz, B. och D. Wartenberg (2001). Disparity in Quantitative Risk Assessment: A Review of Input Distributions. *Risk Analysis*, 21(1), s. 75-90.

Blom, G., J. Enger, G. Englund, J. Grandell och L. Holst (2005). *Sannolikhets teori och statistikteori med tillämpningar*. Studentlitteratur AB.

Bogen, K., A. Cullen, C. Frey och P. Price (2009). Probabilistic Exposure Analysis for Chemical Risk Characterization. *Toxicological Sciences*, 109(1), s. 4-17.

Burmester, D. och P. Anderson (1994). Principles of Good Practice for the Use of Monte Carlo Techniques in Human Health and Ecological Risk Assessments. *Risk Analysis*, 14(4), s. 477-481.

Copeland, T., D. Paustenbach, M. Harris och J. Otani (1993). 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*, 18, s. 275-312.

Cullen, A. och C. Frey (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment - a Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. New York: Plenum Press.

Davidsson, G., L. Haeffler, B. Ljungman och H. Frantzich (2003). *Handbok för riskanalys*. Karlstad: Räddningsverket.

Elderton, W.P. (1938). *Frequency Curves and Correlation*, 3 uppl. London: Cambridge University Press.

Filipsson, M., B. Bergbäck och T. Öberg (2008). *Exponeringsfaktorer vid riskbedömning - inventering av dataunderlag*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5802.

Filipsson, M., M. Lindström, P. Peltola och T. Öberg (2009). Exposure to Contaminated Sediments During Recreational Activities at a Public Bathing Place. *Journal of Hazardous Materials*, 171, s. 200-207.

Filipsson, M., T. Öberg och B. Bergbäck (2011). Variability and Uncertainty in Swedish Exposure Factors for Use in Quantitative Exposure Assessments. *Risk Analysis*, 31(1), s. 108-119.

Hahn, G.J. och S.S. Shapiro (1994). *Statistical Models in Engineering*, Wiley Classics Library uppl. New York: Wiley & Sons.

Hamed, M. (2000). Impact of Random Variables Probability Distribution on Public Health Risk Assessment from Contaminated Soil. *Journal of Soil Contamination*, 9(2), s. 99-117.

Hope, B. (1999). Distributions Selected for Use in Probabilistic Human Health Risk Assessments in Oregon. *Human and Ecological Risk Assessment*, 5(4), s. 785-808.

Johnson, N.L., S. Kotz och N. Balakrishnan (1994). *Continous Univariate Distributions*, 2 uppl. New York: Wiley & Sons.

Johnson, R. (2005). *Probability and Statistics for Engineers*, 7 uppl. Pearson Education International.

Maddalena, R.L., T.E. McKone, D.P.H. Hsieh och S. Geng (2001). Influential Input Classification in Probabilistic Multimedia Models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 15(1), s. 1-17.

Mathworks. *Documentation Centre - pearsrnd* [Online]. Tillgänglig via: <http://www.mathworks.se/help/stats/pearsrnd.html> [Hämtad den 7 september 2013].

McKone, T. och K. Bogen (1991). Predicting the Uncertainties in Risk Assessment: A California Groundwater Case Study. *Environmental Science Technology*, 25(10), s. 1674-1681.

National Research Council (1983). *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. Washington, DC: National Academy Press.

Naturvårdsverket (2002). *Metodik för inventering av förorenade områden*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 4918.

Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark - modellbeskrivning och vägledning*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5976-7.

Naturvårdsverket (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden - en vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5977.

Oracle. *Overview crystal ball* [Online]. Tillgänglig via: <http://www.oracle.com/technetwork/middleware/crystalball/overview/index.html> [Hämtad den 16 september 2013].

Sander, P., B. Bergbäck och T. Öberg (2006). Uncertain Numbers and Uncertainty in the Selection of Input Distributions - Consequences for a Probabilistic Risk Assessment of Contaminated Land. *Risk analysis*, 26(5), s. 1363-1375.

Sander, P. och T. Öberg (2006). Comparing Deterministic and Probabilistic Risk Assessments. *Journal of Soils and Sediments*, 6(1), s. 55-61.

SCB (2013). *Döda efter ålder, kön och tid 2012*. Statistiska Centralbyrån - BE 0101 D9.

Shakil, M., B.M.G. Kibria och J.N. Singh (2010). A New Family of Distributions Based on the Generalized Pearson Differential Equation with some Applications. *Austrian Journal of Statistics*, 39(3), s. 259-278.

Simon, T. (1999). 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: An International Journal*, 5(4), s. 823-843.

Stuart, A. och J.K. Ord (1987). *Kendall's Advanced Theory of Statistics*, 5 uppl. London: Charles Griffin & Co.

US EPA (1997). *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency - Report 630-R-97-01.

US EPA (1999). *Report of the Workshop on Selecting Input Distributions for Probabilistic Assessments*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency - Report 630-R-98-004.

US EPA (2000). *Options for Development of Parametric Probability Distributions for Exposure Factors*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency - Report 600-R-00-058.

US EPA (2001). *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency - Report 540-R-02-002.

US EPA (2011). *Exposure Factors Handbook - 2011 Edition*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency - Report 600/R-090/052F.

Öberg, T. (2006). *Probabilistisk riskbedömning fas 1*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5532.

Öberg, T. och B. Bergbäck (2005). A Review of Probabilistic Risk Assessment of Contaminated Land. *Journal of Soils and Sediments*, 5(4), s. 213-214.

Öberg, T., P. Sander och B. Bergbäck (2006). *Probabilistisk riskbedömning fas 2*. Stockholm: Naturvårdsverket - Rapport 5621.

MUNTLIGA KÄLLOR

Stenemo, Fredrik (2013). Gruppchef miljö- och vatten på Geosigma AB. 2013-11-27.

BILAGA A - STATISTISKT UNDERLAG FÖR INGÅNGSPARAMETRAR

Tabell 25. Statistiskt underlag för ingångsparametrar enligt Filipsson m.fl. (2008). Originalkällan är angiven ifall läsaren vill konsultera denna. Det v = deterministiskt värde, μ = deterministiskt värde, σ = standardavvikelse, β_1 = skevhet, β_2 = kurtosis och N = antal observationer. Kommentar: För konsumtion av växter och bär ingår även baljväxter, potatis, svamp och frukt i givna siffror. För barn (3-6 år) återfinns sammanställd data även i Filipsson m.fl. (2011). För kroppsvikt (0-6 kg) har en kurtosis=3 adderats till originaldatan då denna är uttryckt i relation till normalfördelningen som enligt definition har kurtosis=3 (Cullen & Frey, 1999).

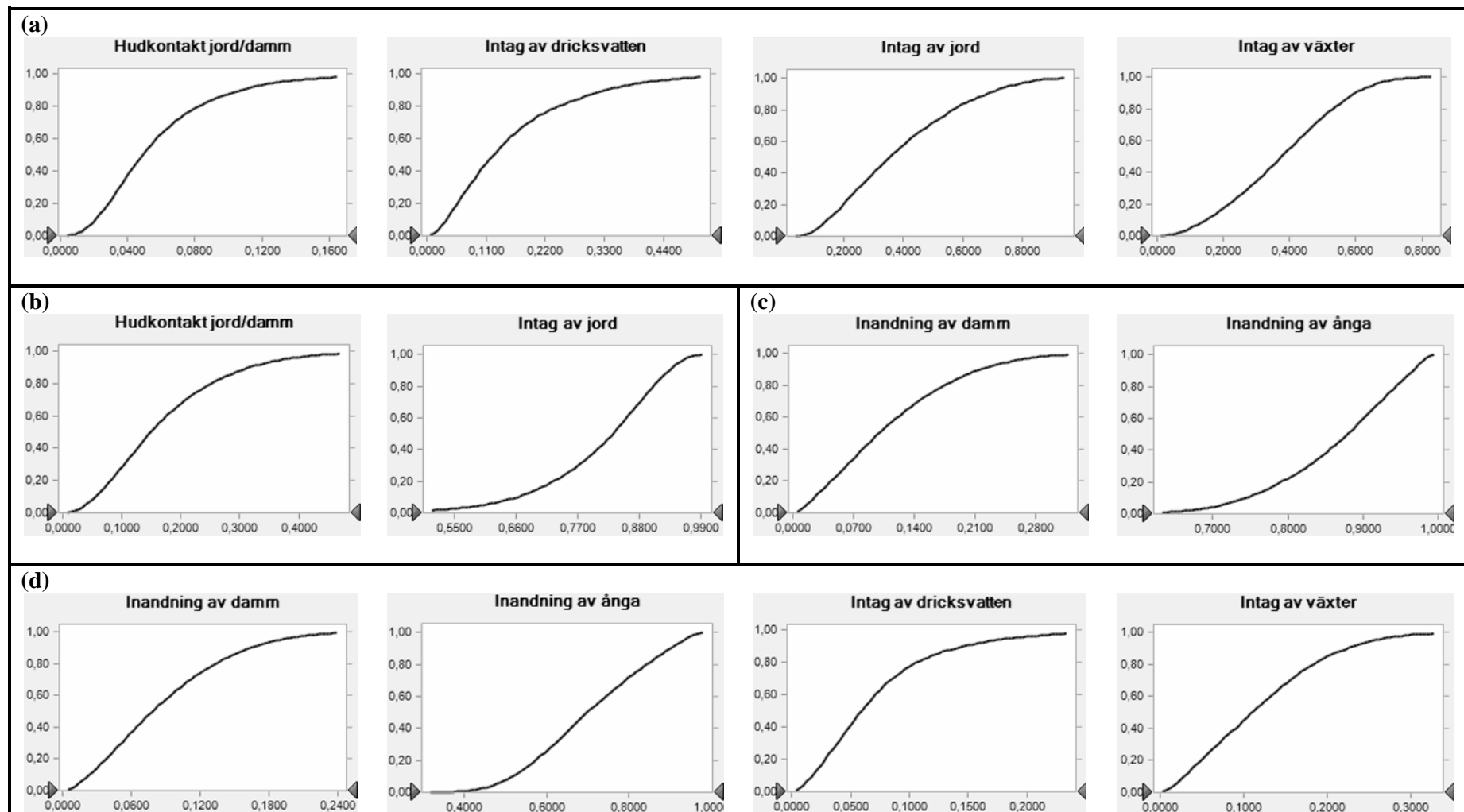
Parameter	Beteckning	Det v.	μ	σ	β_1	β_2	N	Källa i Filipsson m.fl. (2008)
Kroppsvikt, flickor 0 år [kg]	m_{child}	15	3,5	0,5	0,5	6,9	1724	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 0 år [kg]			3,6	0,5	0,0	3,5	1760	Wikland m.fl. (2002)
Kroppsvikt, flickor 1 år [kg]	m_{child}	15	9,9	1,0	0,2	3,2	821	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 1 år [kg]			10,6	1,0	0,2	3,7	787	Wikland m.fl. (2002)
Kroppsvikt, flickor 2 år [kg]	m_{child}	15	12,9	1,5	0,3	3,1	527	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 2 år [kg]			13,5	1,4	0,0	2,8	522	Wikland m.fl. (2002)
Kroppsvikt, flickor 3 år [kg]	m_{child}	15	15,1	1,7	0,5	3,4	819	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 3 år [kg]			15,6	1,7	0,5	4,0	812	Wikland m.fl. (2002)
Kroppsvikt, flickor 4 år [kg]	m_{child}	15	17,2	2,1	0,8	5,0	1167	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 4 år [kg]			17,8	1,9	0,4	4,3	1141	Wikland m.fl. (2002)
Kroppsvikt, flickor 5 år [kg]	m_{child}	15	19,2	2,5	0,8	4,8	383	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 5 år [kg]			19,6	2,4	0,7	4,1	392	Wikland m.fl. (2002)
Kroppsvikt, flickor 6 år [kg]	m_{child}	15	21,7	3,1	1,0	4,8	590	Albertsson
Kroppsvikt, pojkar 6 år [kg]			21,8	2,9	1,0	5,9	543	Wikland m.fl. (2002)
Barn (3-6 år) [kg]	m_{child}	15	18,4	2,7	1,5	10,4	1722	Epibarn databas (2010)
Kroppsvikt, kvinnor [kg]	m_{adult}	70	67,7	13,1	1,8	10,9	3218	SCB (2005)
Kroppsvikt, män [kg]			82,5	13,2	1,0	6,0	2716	- Hälsa på lika villkor
Hudyta total, kvinnor, KM [m ²]	-	-	1,77	0,18	1,07	6,12	3199	SCB (2005)
Hudyta total, män, KM [m ²]			2,03	0,18	0,48	4,43	2703	- Hälsa på lika villkor
Konsumtion av växter barn [g/dag]	CV_{child}	250	129	50	0,5	3,1	109	Sepp m.fl.
Konsumtion av bär barn [g/dag]			87	47	0,9	4,2	109	(2002)
Konsumtion av växter kvinnor [g/dag]	CV_{adult}	400	251	109	0,8	4	625	Becker &
Konsumtion av bär kvinnor [g/dag]			148	117	1,7	9,5	625	Pearson (2002)
Konsumtion av växter män [g/dag]	CV_{adult}	400	275	130	1,3	7,8	589	Becker &
Konsumtion av bär män [g/dag]			104	106	2,2	11,7	589	Pearson (2002)

Tabell 26. Parametrar där data finns som underlag för likformiga fördelningar enligt Filipsson m.fl. (2008).
 Originalkällan är angiven ifall läsaren vill konsultera denna.

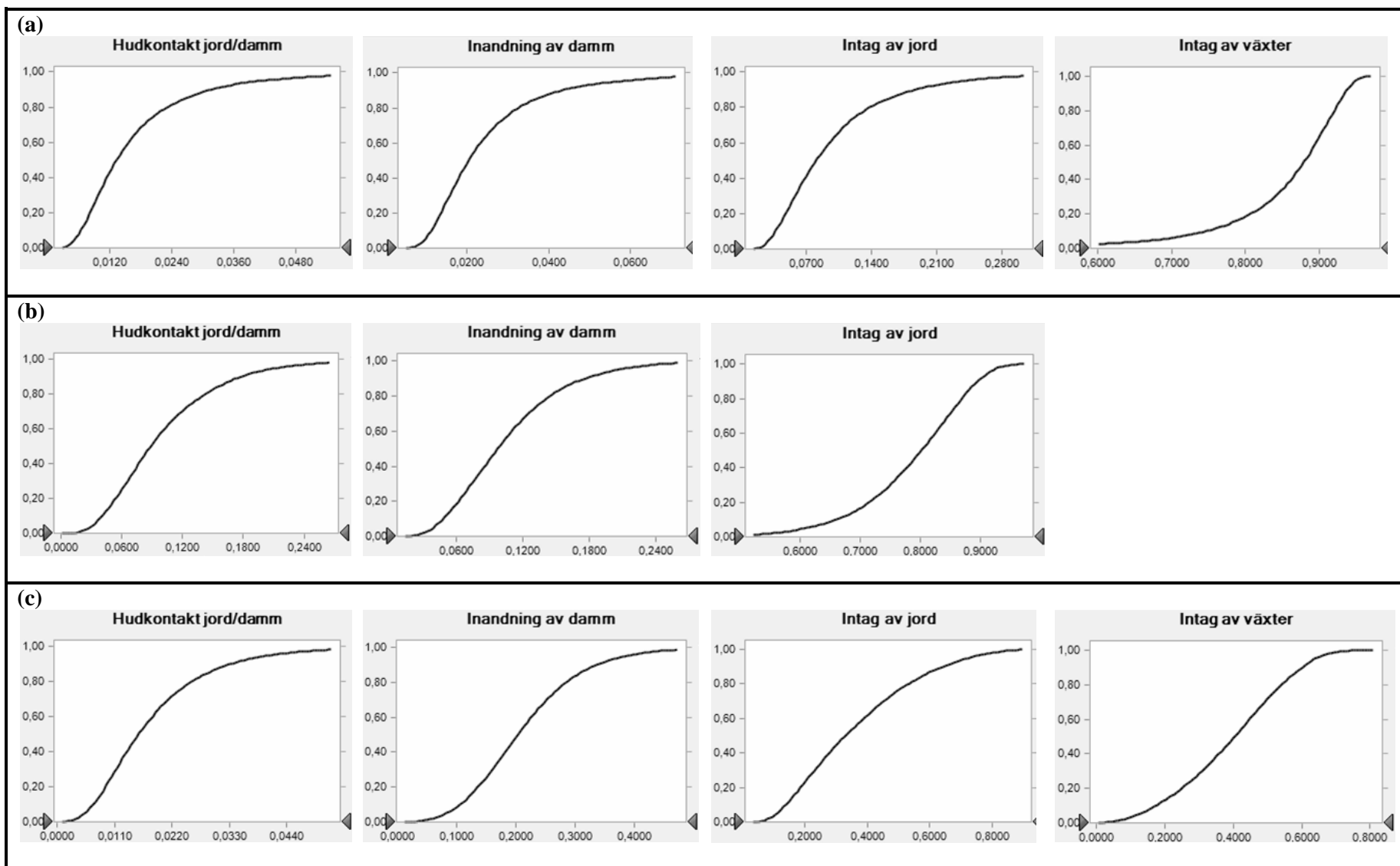
Parameter	Beteckning	Det v.	Min v.	Max v.	Källa i Filipsson m.fl. (2008)
Luftvolym inne i byggnad (takhöjd 2,4 m) [m ³]	V_{house}	240	209	415	(SCB, 2003c)
Luftomsättning i byggnad [ggr/dag]	l_{house}	12	1,2	34,32	(Bornehag m.fl., 2005)
Yta under byggnad [m ²]	A_{house}	100	87	173	(SCB, 2003c)
Grundvattenbildning [mm/år]	I_r	100	130	670	Baserat på (Grip och Rodhe, 1994), (SMHI, 2002), (Rodhe m.fl., 2006)
Hydraulisk konduktivitet (grus-lera) [m/s]	K	1,00E-05	0,001	1,00E-11	(Naturvårdsverket, 2002)

BILAGA B - KUMULATIVA FÖRDELNINGSFUNKTIONER FÖR EXTREMFÖRDELNINGAR

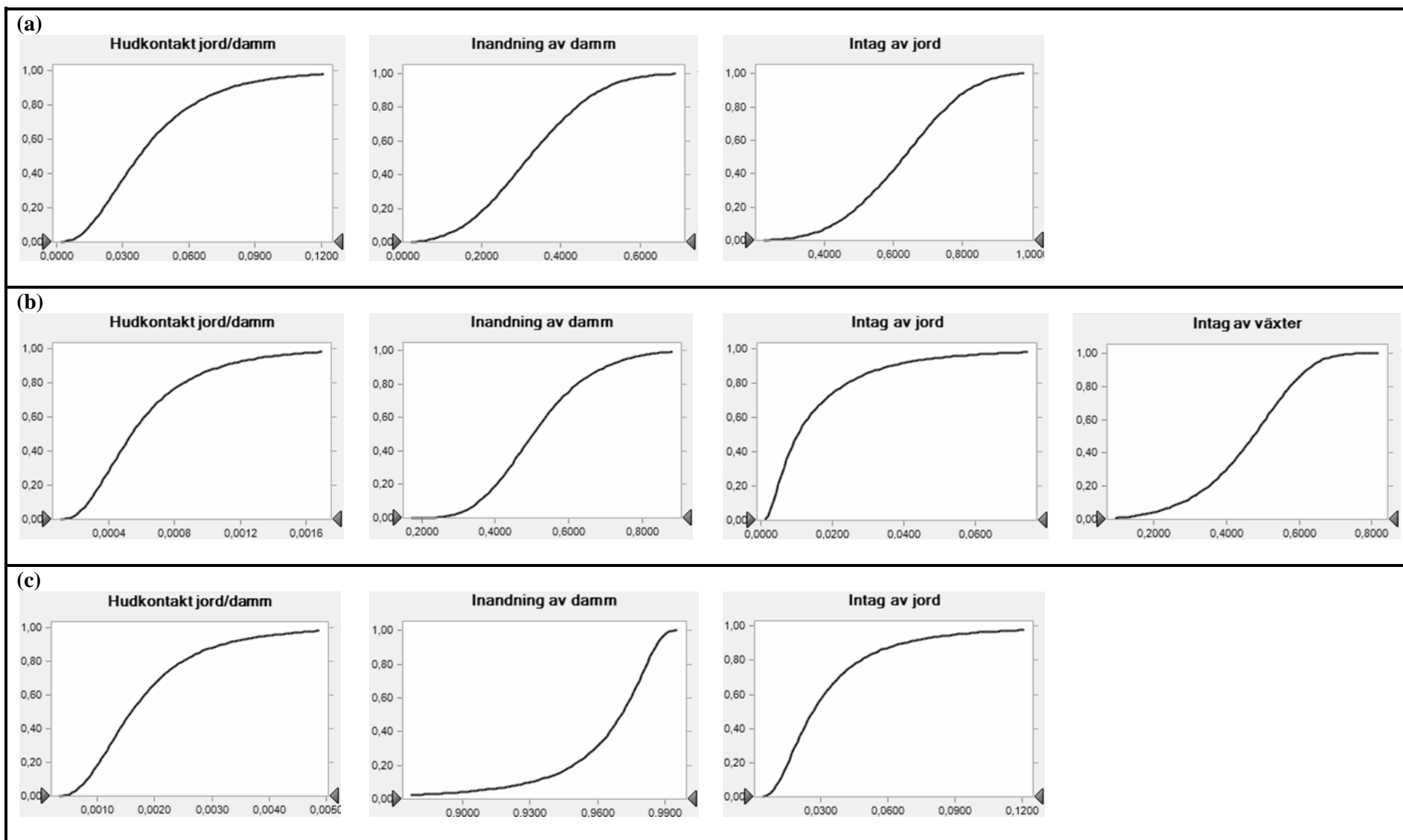
Samtliga grafer redovisas med andel på undre axeln, exempelvis 0,8 = 80%, av riktvärdet från respektive exponeringsväg. Grafer med maximalt bidrag understigande 5 % redovisas ej.



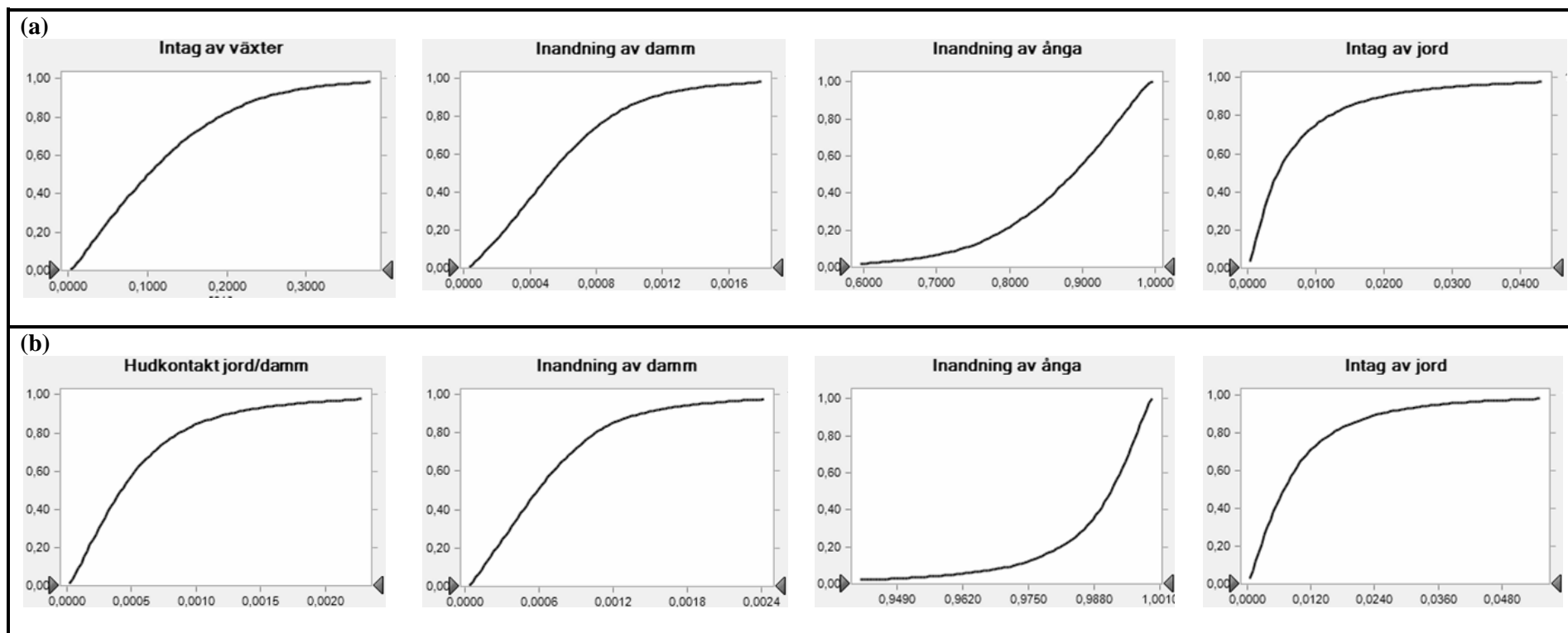
Figur 20. Kumulativa fördelningsfunktioner för (a) Dioxin KM, (b) Dioxin MKM, (c) PAH-M MKM och (d) PAH-M KM.



Figur 21. Kumulativa fördelningsfunktioner för (a) Arsenik KM, (b) Arsenik MKM och (c) Bly KM.

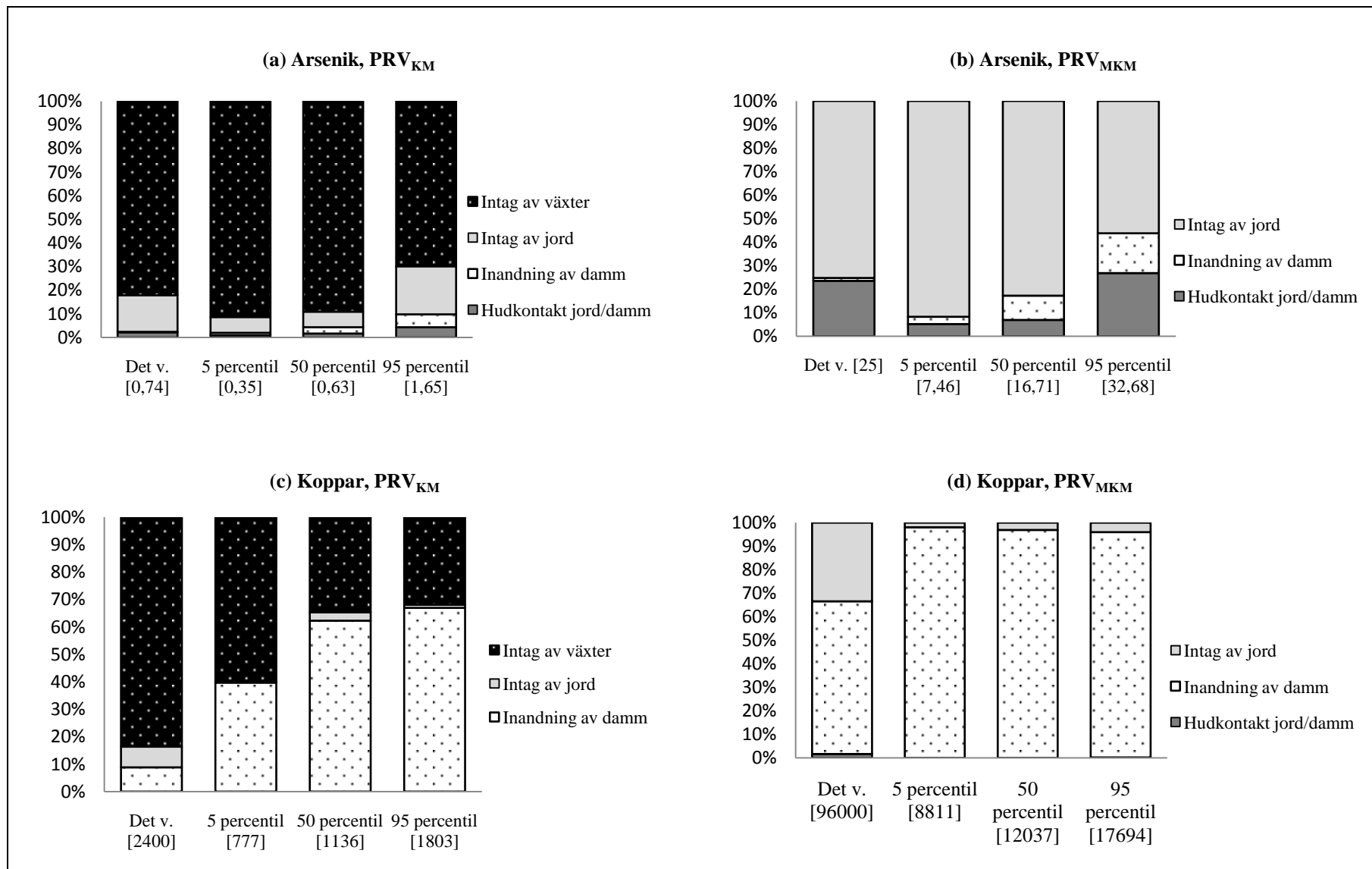


Figur 22. Kumulativa fördelningsfunktioner för (a) Bly MKM, (b) Koppar KM och (c) Koppar MKM.

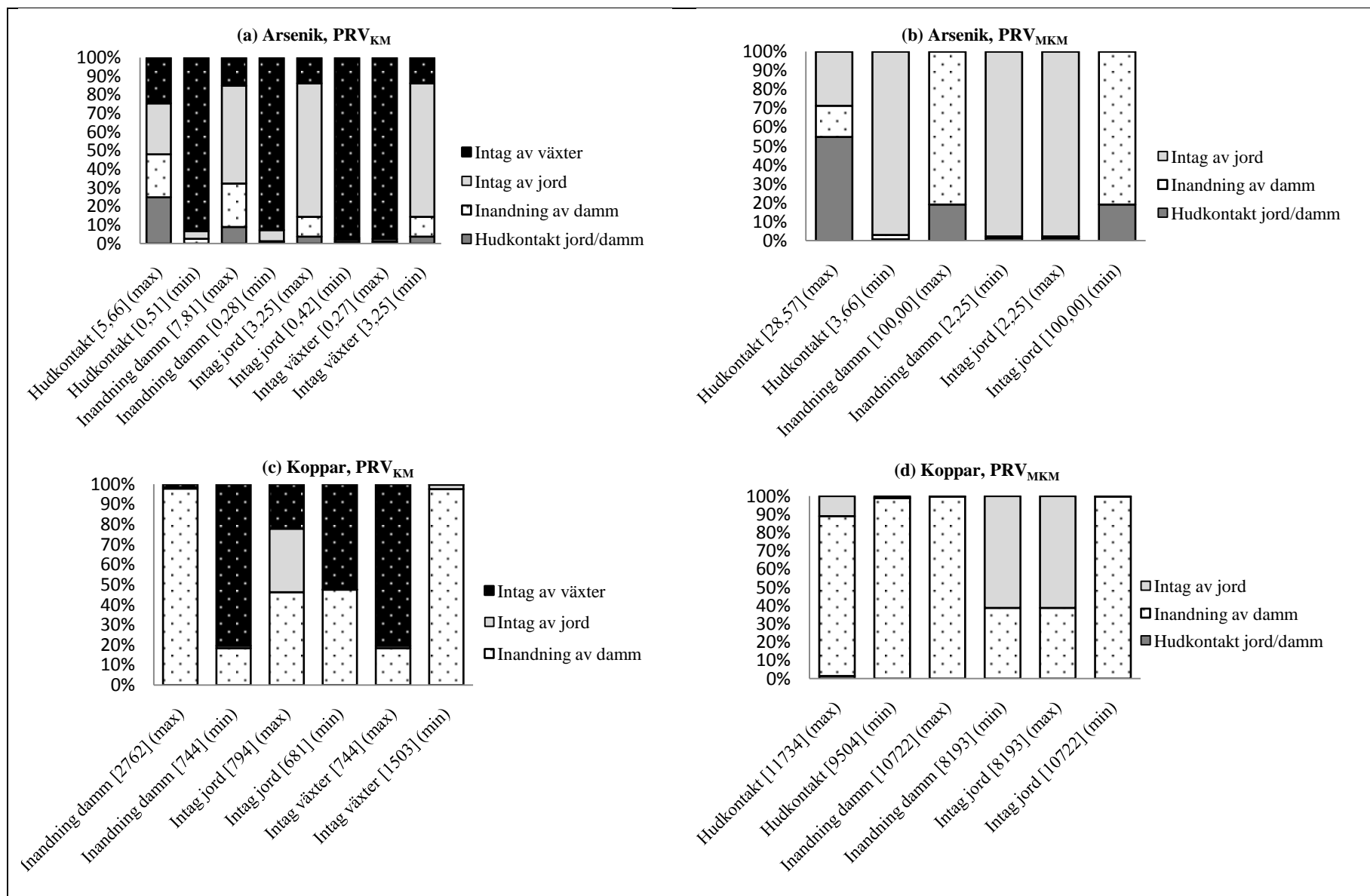


Figur 23. Kumulativa fördelningsfunktioner för (a) Kvicksilver KM och (b) Kvicksilver MKM.

BILAGA C - EXPONERINGSVÄGARNAS VARIATION FÖR ARSENIK OCH KOPPAR



Figur 24. Exponeringsvägarnas variation i riktvärde vid olika percentiler för fallstudiens ämnen. Riktvärdet anges inom hakparantes [mg/kg].



Figur 25. Exponeringsvägarnas maximala och minimala bidrag till ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde för fallstudiens ämnen. Riktvärdet anges inom hakparantes [mg/kg].