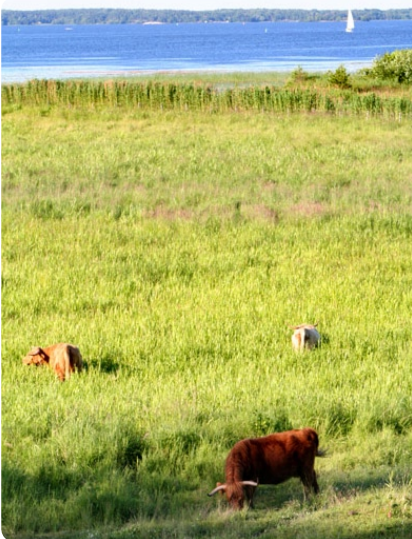
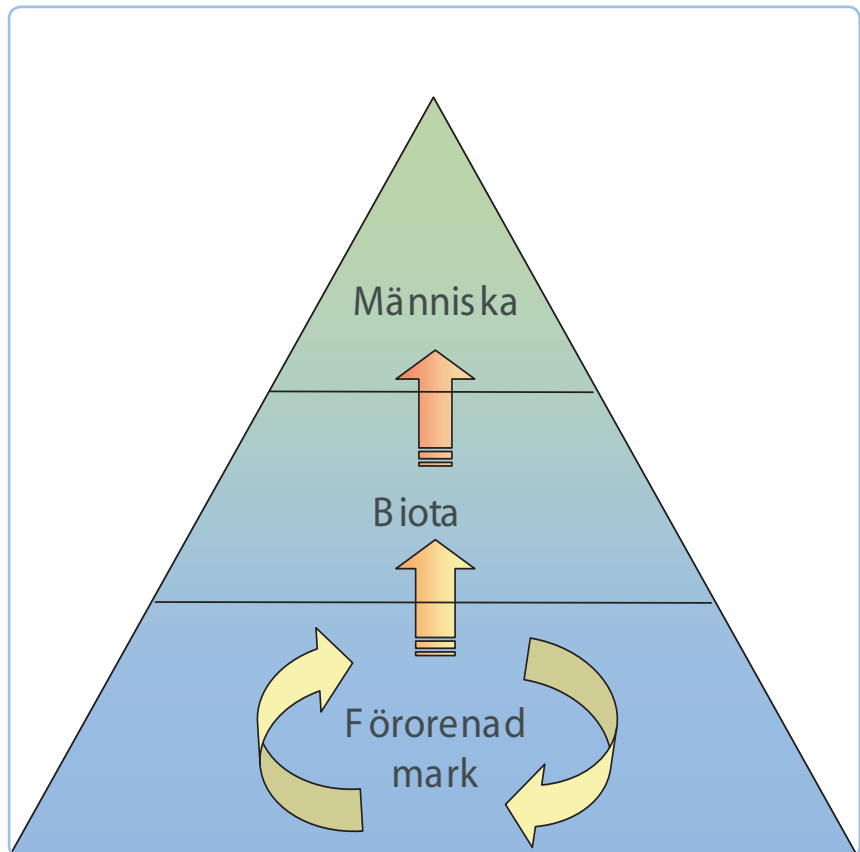


Hälsoriskbedömning av exponering relaterad till dioxinförorenad mark

RAPPORT 5929 • OKTOBER 2009



Kunskapsprogrammet



Hälsoriskbedömning av exponering relaterad till dioxinförorenad mark

Annika Åberg, Geo Innova AB och Kemiska Institutionen, Umeå Universitet

Karin Wiberg, Kemiska Institutionen, Umeå Universitet

Annika Hanberg, Institutet för miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet

Mats Tysklind, Kemiska Institutionen, Umeå Universitet

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5929-3.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2009

Omslag: Stora bilden: Annika Åberg, Envinova AB

Lilla bilden: Fotoakuten

Förord

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

Denna rapport redovisar de två projekten: ”Spridnings och exponeringsrisker ur ett helhetsperspektiv” och ”Validering av en modell för utvärdering av saneringsåtgärder” som har genomförts inom Hållbar Sanering.

Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Niklas Johansson på Naturvårdsverket. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket oktober 2009

Innehåll

FÖRORD	3
ORDLISTA OCH FÖRKORTNINGAR	6
SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	12
1 BAKGRUND	16
2 CALTOX	18
3 MODELLERING AV ETT BAKGRUNDSOMRÅDE	23
3.1 Modellscenario	23
3.2 Fysikalisk-kemiska egenskaper	24
3.3 Koncentrationer i miljön	25
3.3.1 Luftkoncentrationer	25
3.3.2 Markkoncentrationer	26
3.3.3 Grundvattenkoncentrationer	26
3.3.4 Ytvattenkoncentrationer	27
3.3.5 Sedimentkoncentrationer	28
3.4 Koncentrationer i biota	29
3.4.1 Ovanjordiska växtdelar/bladdelar	29
3.4.2 Kött	29
3.4.3 Mjölk	30
3.4.4 Ägg	31
3.4.5 Fisk	32
3.5 Sammanfattning	33
4 MODELLERING AV ETT DIOXINFÖRORENAT OMRÅDE	35
4.1 Områdesbeskrivning	35
4.2 Fältprovtagning	36
4.3 Modellscenarier	37
4.4 Koncentrationer i miljön	38
4.4.1 Luftkoncentrationer	38
4.4.2 Grundvattenkoncentrationer	40
4.5 Koncentrationer i biota	41
4.5.1 Hallon	41
4.5.2 Morötter	44
4.5.3 Mjölk	45
4.5.4 Ägg	47
4.6 Omfördelning av kongenernas TEQ-bidrag efter upptag	48
4.7 Sammanfattning	50

5 HUMANEXPONERING FRÅN DIOXINFÖRORENAD MARK	52
5.1 Beskrivning av scenario	52
5.2 Markkoncentrationens betydelse för olika exponeringsvägar	53
5.2.1 Inhalering	53
5.2.2 Hudkontakt med jord	55
5.2.3 Intag av jord	56
5.2.4 Intag av vatten	57
5.2.5 Intag av ovanjordiska växtdelar	58
5.2.6 Intag av underjordiska växtdelar	60
5.2.7 Intag av kött	61
5.2.8 Intag av mjölk	63
5.2.9 Intag av ägg	63
5.2.10 Intag av fisk	64
5.3 Sammanfattning	65
6 SLUTSATSER	67
6.1 Modellens användbarhet	67
6.2 Exponeringsrisker	70
7 REFERENSER	74
8 BILAGOR	81
8.1 Bilaga 1 - Landskapsparametrar för bakgrundsscenario i kapitel 3.	81
8.2 Bilaga 2 - Fysikalisk-kemiska parametrar för PCCD/F.	83
8.3 Bilaga 3. Landskapsparametrar för Marieberg.	85
8.4 Bilaga 4. Humanexponeringsparametrar i kapitel 5.	87
8.5 Bilaga 5 - Spridnings- och exponeringsrisker ur ett helhetsperspektiv	89
8.5.1 Förord	89
8.5.2 Sammanfattning	90
8.5.3 Polyklorerade dibenso- <i>p</i> -dioxiner och dibensofuraner	91
8.5.4 Spridningsvägar i miljön	95
8.5.5 Upptag i biota	102
8.5.6 Humanexponering	112
8.5.7 Översikt av halter i miljö och biota	123
8.5.8 Referenslista	130

Ordlista och förkortningar

BAF	Bioackumulationsfaktor (eng. bioaccumulation factor) - en kontant som beskriver fördelningen av en kemikalie mellan en exponerad organism och ett miljömedium eller dess föda. Tar hänsyn till alla tänkbara exponeringsvägar och bestäms under fältförhållanden.
BCF	Biokoncentrationsfaktor (eng. bioconcentration factor) - kvoten mellan uppmätt halt i biota och uppmätt löst halt i media vid ”steady state” (ingen förändring över tiden). Tar enbart hänsyn till upptag genom diffusion och bestäms experimentellt.
BTF	Bioöverföringsfaktor (eng. biotransfer factor) – en faktor som används för att beskriva upptag i biota.
Bio-TEQ	TEQ som är uppmätt genom biologisk analys (eng. bioassay).
Dibenso- <i>p</i> -dioxin	Två bensenringar som binds ihop av två syreatomer.
Dibensofuran	Bifenyl som dessutom binds ihop av en syreatom.
HpCDD	Heptaklor-dibenso- <i>p</i> -dioxin, dioxinstruktur med sju klor i positionerna 1,2,3,4,6,7,8.
HpCDF	Heptaklor-dibensofuran, furanstruktur med sju klor i positionerna 1,2,3,4,6,7,8 eller 1,2,3,4,7,8,9.
HxCDD	Hexaklor-dibenso- <i>p</i> -dioxin, dioxinstruktur med sex klor i positionerna 1,2,3,4,7,8 eller 1,2,3,6,7,8 eller 1,2,3,7,8,9.
HxCDF	Hexaklor-dibensofuran, furanstruktur med sex klor i positionerna 1,2,3,4,7,8 eller 1,2,3,6,7,8 eller 2,3,4,6,7,8 eller 1,2,3,7,8,9.
I-TEF	Toxiska ekvivalensfaktorer som används vid beräkningen av TEQ av enskilda substanser med toxicitet liknande 2,3,7,8-TCDD. Faktorerna är antagna av en internationell expertgrupp (NATO/CCMS, 1988).
I-TEQ	Toxiska ekvivalenter, vilket är summan av koncentrationerna av olika PCDD/F i en blandning som multiplicerats med respektive TEF. Motsvara en toxiskt ekvivalent halt av 2,3,7,8-TCDD. Beräknade med I-TEF.
OCDD	Oktaklor-dibenso- <i>p</i> -dioxin, dioxinstruktur med åtta klor.
OCDF	Oktaklor-dibensofuran, furanstruktur med åtta klor.
PeCDD	Pentaklor-dibenso- <i>p</i> -dioxin, dioxinstruktur med fem klor i positionerna 1,2,3,7,8.

PeCDF	Pentaklor-dibensofuran, furanstruktur med fem klor i positionerna 1,2,3,7,8 eller 2,3,4,7,8.
POP	Persistent organisk förorening (eng. Persistent Organic Pollutant).
Relativ tillgänglighet	Tillgänglighet i en matris (t.ex. jord) relateras till tillgängligheten i en annan matris (t.ex. organisk lösning) och är den alltid högre än den totala tillgängligheten.
TDI	Tolerabelt dagligt intag - motsvarar det högsta dagliga intaget av en förorening (t.ex. TEQ) under en längre tid som inte innebär någon hälsorisk för konsumenten.
TCDD	Tetraklor-dibenso- <i>p</i> -dioxin, dioxinstruktur med fyra klor i positionen 2,3,7,8.
TCDF	Tetraklor-dibensofuran, furanstruktur med fyra klor i positionen 2,3,7,8.
TEQ	Toxiska ekvivalenter, vilket är summan av koncentrationerna eller mängderna av olika PCDD/F i en blandning som multiplicerats med respektive TEF. Används när det inte är specificerat vilken typ av TEF som använts i beräkningen.
TOC	Totalhalt organiskt kol
Total tillgänglighet	Totala biotillgänglighet utgör tillgängligheten i förhållande till det totala innehållet i en matris.
TS	Torrsubstans
WHO-TEF	Toxiska ekvivalensfaktorer som används vid beräkningen av TEQ från analysdata av enskilda substanser med toxicitet liknande 2,3,7,8-TCDD. Faktorerna är utgivna av WHO (van den Berg et al. 2006, van den Berg et al., 1998).
WHO-TEQ	Toxiska ekvivalenter, vilket är summan av koncentrationerna av olika PCDD/F i en blandning som multiplicerats med respektive TEF. Beräknade med WHO-TEF.

Sammanfattning

I två projekt som har finansierats av kunskapsprogrammet Hållbar Sanering har en kombinerad spridnings- och exponeringsmodell (CalTOX) utvärderats som ett verktyg för riskbedömning av dioxinförorenad mark. Modellens styrka jämfört med liknande modeller är dels att den inkluderar livsmedelsbaserade exponeringsvägar, dels att den kan hantera både bakgrundshalter i luft i kombination med förhöjda halter i marken samt att den är anpassad för att beskriva förändringar över tiden (dynamiska situationer). En initial utvärdering av modellen gjordes med ett generellt bakgrundscenario där modellresultaten jämfördes mot svenska mätdata. I en andra fas utvärderades modellen i ett platsspecifikt förorenad markscenario, där analyser av fältprover på ett dioxinförorenat område utgjorde basen för att kunna avgöra modellens användbarhet ur riskbedömningssynpunkt.

De övergripande erfarenheterna som erhållits då CalTOX har tillämpats för beräkningar av dioxinhalter i olika delar av miljön har sammanställts i tabell A och B. Syftet med sammanställningarna är att ge en vägledning av förväntade resultat från modellen samt att visa på hur omständigheter i både modelleringen och utvärderingen som kan leda till avvikelser. Som grund för utvärderingen användes uppmätta halter i miljöprover som ”sanna” värden. En avvikelse på 1-4 gånger mellan uppmätta och beräknade halter betraktades som *bra*, 5-9 gånger som *godkänd* och >10 som *tveksam*. Eftersom avvikelserna mellan beräknade och uppmätta halter varierade för olika kongener var den slutliga bedömningen ändå något subjektiv. Vid slutbedömningen vägdes även exponeringens betydelse in. Dessutom bedömdes en överskattning lindrigare än en underskattning eftersom den senare leder till en underskattad exponeringsrisk.

I tabell A återfinns utvärderingen av Bakgrundsscenariot, d.v.s. det scenario som förutsatte svenska bakgrunds nivåer och som är utvärderat med hjälp av analysdata från typiska svenska bakgrundsbelastade prover. Eftersom mätdata för både luft och mark utgjorde ingångsvärden till bakgrundsscenariot har modellresultat för dessa medier ej inkluderats i tabell A. De övergripande erfarenheterna som gjorts då CalTOX tillämpades för ett förorenad markscenario har sammanställts i tabell B.

Sediment, ytvatten och fisk uteslöts från utvärderingen eftersom det detaljkunskap om det akvatiska systemet saknades för den specifika platsen.

Utvärderingen av CalTOX har visat att verktyget är användbart för att bedöma spridningen av dioxiner till omgivande miljö, både i syfte att återspegla en bakgrunds-situation och en situation med förorenad mark. Med hjälp av modellberäkningar har bidraget från flera olika exponeringsvägar jämförts i olika scenarier med ökande koncentration av dioxiner i marken. De exponeringsvägar som uppenbart kan ge en ett väsentligt bidrag till en ökad yttre exponering om marken är förorenad är;

- intag av jord
- intag av ägg
- intag av mjölk
- intag av kött
- intag av ovanjordiska växter

- intag av underjordiska växter
- hudkontakt med jord

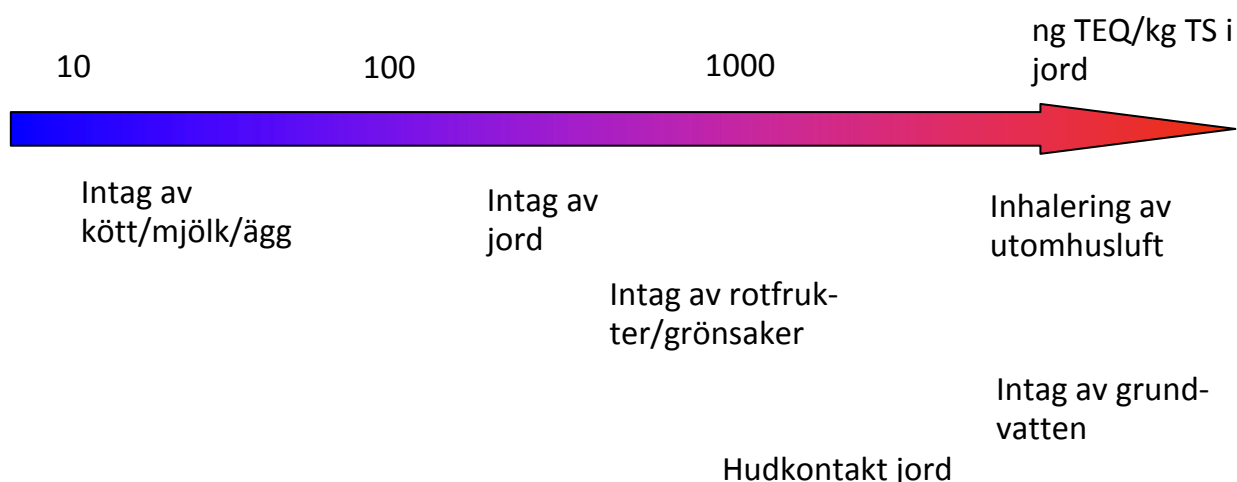
Tabell A. Sammanfattning av övergripande erfarenheter från modellberäkningar som erhöles då CalTOX tillämpades på ett bakgrundsscenario. Som grund för utvärderingen användes uppmätta halter i miljöprover som "sanna" värden. En avvikelse på 1-4 gånger mellan uppmätta och beräknade halter betraktades som bra, 5-9 gånger som godkänd och >10 som tveksam. Tabellen bör endast betraktas som en vägledning av förväntat resultat från en modellering. För förklaring and kommentarer till fotnoter, se kapitel 6.1.

	Ytvatten	Grundvatten	Sediment	Ovanjordiska växtdelar	Underjordiska växtdelar
Överensstämmelse	Bra ^a	Godkänd ^b	Tveksam ^c	Bra ^d	EA
Risk för överskattning				x ^d	
Risk för underskattning	x ^a	x ^b	x ^c	x ^d	
	Kött	Mjök	Ägg	Fisk	
Överensstämmelse	Bra ^e	Bra ^e	Tveksam ^f	Godkänd ^g	
Risk för överskattning	x ^e	x ^e	x ^f		
Risk för underskattning	x ^e	x ^e	x ^f	x ^g	

Tabell B Sammanfattning av övergripande erfarenheter från modellberäkningar som erhöles då CalTOX tillämpades på förorenad markscenario. Som grund för utvärderingen användes platsspecifika uppmätta halter som "sanna" värden. En avvikelse på 1-4 gånger mellan uppmätta och beräknade halter betraktades som bra, 5-9 gånger som godkänd och >10 som tveksam. Tabellen bör endast betraktas som en vägledning av förväntat resultat från en modellering. Överensstämmelsen är en sammanvägd bedömning av avvikelser mellan modellscenario/ verkligheten och konsekvenser av avvikelserna. Avvikelser som ger en viss (om än rimlig) säkerhetsmarginal i t.ex. exponeringsberäkningarna har bedömts som godkända. För förklaring och kommentarer till fotnoter, se kapitel 6.1.

	Luft	Ytvatten	Grundvatten	Ovanjordiska växtdelar	Underjordiska växtdelar
Överensstämmelse	Godkänd ^a	EA	Godkänd ^b	Godkänd ^c	Godkänd ^d
Risk för överskattning	x ^a		x ^b	x ^c	
Risk för underskattning					x ^d
	Kött	Mjök	Ägg		
Överensstämmelse	EA ^f	Bra ^e	Tveksam ^f		
Risk för överskattning		x ^e	x ^f		
Risk för underskattning			x ^f		

Figur A sammanfattar kritiska exponeringsvägar vid olika grad av dioxinförorenad jord identifierade med CalTOX. Intag av animaliska livsmedel (t.ex. kött, mjök och ägg) som producerats på förorenad mark står sannolikt för de största potentiella exponeringsriskerna eftersom fettnihålllet i dessa produkter bidrar till att dioxiner ackumuleras i dessa produkter. Redan vid låga markkoncentrationer kan livsmedlen kontamineras i relativt hög utsträckning. Områden som förorenats diffust eller som har fläckvis förhöjda halter kan därför utgöra en större risk än ett begränsat hot-spot område där ringa aktivitet pågår. Förorenade objekt med nära läge till betesmarker eller äggproduktion bör således ges hög prioritet vid miljöutredningar. Sannolikt är det spridning av förorenade jordpartiklar till betesväxters bladyltor samt direkt intag av förorenad jord vid betning som bidrar till att djuren exponeras. Förhöjda halter av dioxiner i luft och växter (utan jordpartiklar) bidrar i lägre utsträckning.



Figur A. Kritiska exponeringsvägar vid olika grad av dioxinförorenad jord identifierade med CalTOX modellering. Antaganden av tillgänglighet: 3 % för hudkontakt, 50 % för intag av jord, samt 100 % för övriga exponeringsvägar.

Utöver att fettfraktionen bidrar till att ackumulera dioxiner i mjölk, kött, ägg och andra animaliska livsmedel bidrar den också till att öka tillgängligheten av dioxinerna i mag-tarmkanalen. Intag av föroreningar via en fettfraktion, t.ex. genom att äta animalisk föda, resulterar i ett större upptag av föroreningarna jämfört med om intaget sker via intag av förorenade partiklar (t.ex. damm eller jord).

Intag av jord kan ge ett väsentligt bidrag om markkoncentrationerna är höga. Då jord är den bärande matrisen bör dock hänsyn tas till den lägre tillgängligheten för upptag jämfört med andra matriser (t.ex. livsmedel). Vid bakgrundskoncentrationer i miljön ger intag av jord inget väsentligt bidrag till exponeringen.

Exponeringsrisker vid intag av bär och grönsaker från ett förorenat område beror på damm och jord som fastnar på ytorna. Rotupptag och upptag av gasfas från luften är av mindre betydelse. Risker genom intag av bär och grönsaker kan därmed minskas genom att skölja produkterna.

Vissa rotfrukter, som morötter, kan ta upp dioxiner i relativt hög utsträckning medan andra rotfrukter, som potatis, tar upp betydligt mindre. Eftersom dioxinerna framförallt anrikas i skalén kan exponeringsriskerna minskas betydligt om produkterna skalas.

Hudkontakt kan ge ett väsentligt bidrag till exponeringen om markkoncentrationen är hög. Hur ofta och hur länge man exponeras via hudkontakt samt den hudyta som utsätts för exponeringen är dock avgörande för denna exponeringsvägs betydelse. Hänsyn måste också tas till den markant lägre tillgängligheten för absorbering genom huden då jord är den bärande matrisen.

I de generaliserade scenarier som använts befanns inhalering utomhus och intag vatten ej utgöra väsentliga exponeringsvägar. Inhalering torde dock kunna utgöra en exponeringsrisk i byggnader som innehåller förorenat damm och partiklar, t.ex. vid renoveringsarbete i kontaminerade lokaler.

Erfarenheterna från detta projekt visar att bidraget från en exponeringsväg kan variera kraftigt från situation till situation och att bidraget är starkt beroende av de olika antaganden som görs när exponeringen modelleras. För att få en bra uppfattning om vilka risker som är styrande bör dessa givetvis motsvara den verkliga situationen så långt det är möjligt. Fördelen med att modellera exponeringsriskerna i CalTOX är att varje given situation kan bedömas utifrån en helhet och man kan tydliggöra vilka spridnings- och upptagsvägar som kan bidra till en väsentlig påverkan på omgivningen. För varje exponeringsväg är det möjligt att se vilket medium (t.ex. luft, jord, grundvatten, etc.) som bidrar mest till exponeringsdosen. Detta innebär att en situation där risker för förhöjd exponering föreligger kan detaljstuderas. Eftersom bakgrundshalter kan inkluderas i form av t.ex. luftemissioner och markkoncentrationer, kan bidraget från bakgrundsexponeringen inkluderas i varje scenario, vilket underlättar bedömningen av hälsoriskerna.

Sammanvägd risk för dioxinexponering vid en given markkoncentration beror på kongensammansättningen eftersom biotillgänglighet, persistens och toxicitet varierar från kongen till kongen. Därför rekommenderas en kongensspecifik bedömning ända från markförekomst fram till humanexponering. I den modell som används på rekommendation av Naturvårdsverket (den s.k. svenska modellen) görs enbart en bedömning av det totala TEQ-värdet, vilket innebär att de kongensspecifika riskerna förbises.

Summary

The combined fate and exposure model CalTOX was evaluated as a supportive tool for risk assessments of dioxin contaminated soil. The strength of this model, compared to other models of similar use, is that food consumption exposure pathways are included, background concentrations in the environment can be included in parallel to elevated soil concentrations and it allows changes over time (unsteady-state scenarios).

In a first phase of the project, an initial evaluation of the model was made for a generic background exposure scenario, where model results were compared to Swedish dioxin measurements. In a second phase, the model was used for a site specific contaminated site scenario where field data from a real contaminated site was used for the evaluation.

Results from the evaluations are summarized in table A and B. These tables present the expected performance of CalTOX for different scenarios and point out circumstances that may lead to deviations between model and measured data. Measured concentrations in environmental samples were used as “true” values. A deviation of 1-4 times between measured and modelled concentrations was considered *good*, 5-9 times *acceptable* and more than 10 times *doubtful*. However, since the deviations varied between the congeners, the final judgments of the results were still subjective. Consideration was also taken to how the modelled concentrations in the environment and biota would affect calculated exposures. In addition, an over-estimation was considered to be less acceptable as compared to deviations that would lead to an underestimation of the exposure.

The evaluation of the generic background scenario is reported in table A. Swedish background concentrations in air and soil were used in this scenario, which was evaluated against analytical data from typical Swedish background samples. Air and soil is not included in the table since measured concentrations of air and soil were used as input-data in the scenario.

The results from the site specific contaminated site evaluation are summarized in table B. Sediment, surface water and fish were excluded from this scenario since the aquatic system is complex and difficult to describe in a model without more detailed knowledge about the conditions at the site.

The evaluation of CalTOX showed that the model may be useful for assessing the fate of dioxins in the environment at background concentrations as well at a contaminated site scenario. The model was used to investigate the potential contribution from various exposure pathways to human exposure at increasing soil concentrations. Important exposure pathways which may contribute significantly to the external exposure at a polluted site are;

- ingestion of soil
- ingestion of egg
- ingestion of milk
- ingestion of meat
- ingestion of aboveground plant parts
- ingestion of root vegetables
- dermal contact with soil

Table A. Summarized experiences from modelling of the generic background scenario. Measured concentrations in environmental samples were used as "true" values. A deviation of 1-4 times between measured and modelled concentrations was considered good, 5-9 times acceptable and more than 10 times doubtful. The table should only be regarded as guidance to expected results from modelling.

	Surface-water	Groundwater	Sediment	Above ground plant parts	Underground plant parts
Agreement	Good ^a	Acceptable ^b	Doubtful ^c	Good ^d	EA
Risk for overestimation				x ^d	
Risk for underestimation	x ^a	x ^b	x ^c	x ^d	
	Meat	Milk	Egg	Fish	
Agreement	Good ^e	Good ^e	Doubtful ^f	Acceptable ^g	
Risk for overestimation	x ^e	x ^e	x ^f		
Risk for underestimation	x ^e	x ^e	x ^f	x ^g	

EA Not evaluated in this scenario. ^a The evaluation was made for stagnant water. ^b Measured concentrations in water are often below the limit of detection. The model does not account for a particle phase, which may result in underestimated concentrations. ^c Sediments are often affected by historical emissions, and the model does not allow initial concentrations in sediments. ^d An adjustment of the half-life for the leaf cuticle was made. ^e If the concentrations in the above-ground plant parts are over/underestimated, the concentrations in milk and meat will probably also be over/underestimated since ingestion of grass is the main source pathway of dioxins in animals at environmental background concentrations. ^f The modelled congener pattern deviated from the analyzed congener pattern. This was probably due to lack of suitable experimental biotransfer factors (BTFs). The default BTFs were used and these do not reflect decreased bioavailability for highly chlorinated congeners. The hen ingestion of soil was set to 5 mg/day. ^g Bioaccumulation factors (BAFs) were used instead of bioconcentration factors (BCFs)

Table B. Summarized experiences from modelling of the site specific contaminated site scenario. Measured concentration in environmental samples were used as "true" values. A deviation of 1-4 times between measured and modelled concentrations was considered good, 5-9 times acceptable and more than 10 times doubtful. The table should only be regarded as guidance to expected results from modelling.

	Air	Surface water	Groundwater	Above ground plant parts	Underground plant parts
Agreement	Acceptable ^a	EA	Acceptable ^b	Acceptable ^c	Acceptable ^d
Risk for overestimation	x ^a		x ^b	x ^c	
Risk for underestimation					x ^d
	Meat	Milk	Egg	Fish	
Agreement	EA ^f	Good ^e	Doubtful ^f	EA	
Risk for overestimation		x ^e	x ^f		
Risk for underestimation			x ^f		

EA Not evaluated in this scenario. ^a Overestimation at high source strength in soil (see also ^o), ^b Groundwater may locally show high concentrations and concentrations varies over time. In the evaluation, there was a tendency of that modelled concentrations were higher than measured. ^c It is probable that overestimation of air concentrations also result in overestimation in above-ground plant parts. ^d Concentrations of unpeeled carrots were used in the evaluation. Underestimation is probably due to the fact that carrots hyper-accumulate PCDD/Fs compared to other root vegetables and most of the PCDD/Fs are accumulated in the peel. ^e Modelled concentrations in milk were very good. Since the dioxin exposure of the animals may depend on ingestion of soil, the scenario becomes sensitive to the soil concentration input in the model, which should be representative of the pasture. ^f The default biotransfer factors (BTFs) of the model were used. The result would probably be improved if experimental BTFs were accessible. Over- or underestimations are due to uncertainties in input values (e.g. soil ingestion of hen), and also to large variation of exposure level of hen (e.g. due to variation in dioxin levels in feed).

Figure A summarises different critical exposure routs in relation to the level of contamination in soil as identified by CalTOX modelling. Ingestion of animal foodstuff (e.g. egg, milk and meat), locally produced at a dioxin contaminated site, probably constitute the most significant risk for elevated dioxin exposure since hydrophobic pollutants accumulate in the fat fraction of the foodstuffs. Even at low soil concentrations (i.e. 10-100 pg TEQ/kg d.w. soil), these products may accumulate dioxins to a level that poses risk. Areas with a diffuse or heterogeneous contamination can therefore constitute a higher risk compared to a limited hot-spot area with negligible human activity. The model indicate that, contaminated sites situated close to pastures or egg production should be given high priority in environmental investigations. The most significant exposure pathway to animals that reside contaminated land is probably ingestion of soil, either by direct ingestion or by ingestion of plants, which have been contaminated by soil particles. Inhalation of elevated air levels or intake of plants (free from soil particles) contribute to a minor extent.

Beside the fact that fat accumulates dioxins in animal foodstuff, the fat also contribute to a higher availability in the digestive tract. The intake of an external dose of dioxins through fatty food results in a higher uptake into the body (internal dose) compared to intake of an external dose from ingestion of soil or dust.

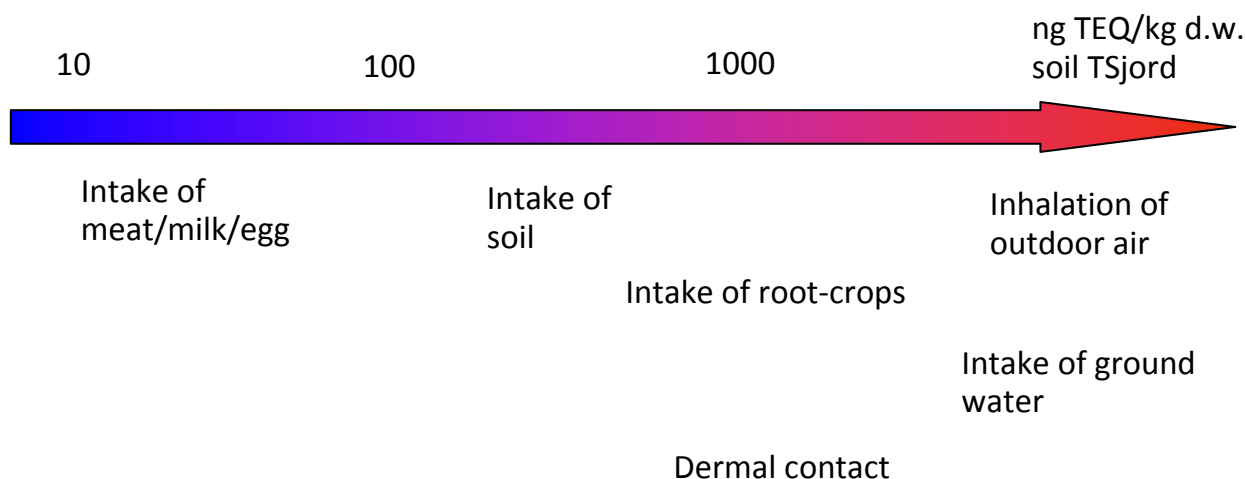


Figure A. Critical exposure routs in relation to the level of contamination in soil as identified by CalTOX modelling. Assumptions of availability: 3 % for dermal contact, 50 % for soil intake, and 100 % for all other exposure routes

Ingestion of soil may significantly contribute to the external exposure if the soil concentrations are elevated > 100 – 500 ng TEQ/kg d.w. soil. However, consideration should be taken to the low availability of uptake from soil compared to other matrices (e.g. food). Ingestion of soil does not contribute significantly at environmental background concentrations.

Risk for exposure by ingestion of berries or leafy vegetables at a contaminated site are mostly associated to the risk of ingesting dust and soil that has adsorbed to the plant surfaces. Root uptake and gaseous uptake from the air are of minor importance. Exposure risks can therefore be reduced by rinsing the products. Root vegetables may

accumulate dioxins by root uptake. Carrots accumulate dioxins to a larger extent than other root vegetables (e.g. potatoes). Since the dioxins are preferably accumulate in the peel, rather than in the fruit, peeling of the products will likely reduce risk for exposure.

Dermal contact may contribute significantly to the external exposure if soil concentrations are high. However, for good estimations, several variables have to be accurately described, e.g. frequency and duration of dermal exposure and the fraction of the skin that actually is exposed. Consideration should also be taken to the low soil availability for absorption through the skin.

Neither inhalation nor ingestion of ground water seems to be significant dioxin exposure pathways in the generalized scenarios that were used in the CalTOX modelling. However, inhalation of indoor air with high fraction of contaminated particles may pose risk for elevated exposure, e.g. occupational exposure.

In conclusion, the contribution from separate exposure pathways varies between different situations and depends on assumptions made in the scenarios. To get an understanding of the most dominant exposure pathway in reality, the modelled scenario should resemble the real situation as much as possible. The advantages of using CalTOX to estimate the exposure is that a large variety of situations can be assessed. For each exposure pathway it is possible to identify the media (e.g. air, surface soil, root zone soil, ground water) that will give rise to the most significant potential exposures.

The risk for elevated exposure at a given soil concentration is congener-specific since bioavailability, biotransfer, persistence and toxicity varies between the congeners. A congener specific risk assessment is therefore highly recommended from prevalence in soil all the way to human exposure. In the Swedish model, which is recommended by the Environmental Protection Agency, the assessment is based on the total TEQ-value. This approach may easily lead to that congener specific risks may be overlooked.

1 Bakgrund

Sverige har en lång tradition av skogs- och trärelaterad industriverksamhet där både sågverk och träimpregnering har utgjort en del av aktiviteterna. Vid dessa industrier användes ofta klorfenoler som impregneringsmedel. Vid framställningen av dessa kemikalier bildades bl a dioxiner som biprodukt, ett ämne som har en mycket hög toxicitet och en stor beständighet (persistens) i miljön.

Tidigare var kunskapen om risker vid hantering av kemikalier betydligt lägre än vad den är idag. Situationen var den samma inom alla industrigrenar och verksamheter. Vid olyckor vid t.ex. sågverk som medförde spill av klorfenolpreparat på marken, tömning av impregneringskärl, öppen behandling av virke, deponering av restavfall etc. uppstod fläckvis föroreningar av dioxiner. Dessa föroreningar upptäcktes idag vid inventeringar och undersökningar av förorenade områden. År 2005 utfördes en kartläggning av sekundära källor av oavsiktligt bildade ämnen i Sverige (NV, 2005a). Studien uppskattade att den totala mängden klorfenoltomter kan uppgå till så mycket som 500 stycken. Dessa tomter beräknades innehålla dioxiner som motsvarar en mängd på 2-50 kg TEQ. De totala utsläppen av dioxiner till luft i Europa har skattats för år 2000 till ca 6 kg (Shatalov et al., 2004)

Olika modeller för riskbedömning har utvecklats internationellt, men alla modeller är inte optimerade för att ta hänsyn till de specifika förhållanden som kan vara aktuella för dioxinförorenade områden. Dioxinernas persistens medför att de kan transporteras långa sträckor och bidrar till en allmän bakgrund genom atmosfärisk deposition. Således finns ett behov av att kunna bedöma risken för förhöjd exponering från förorenad mark i relation till bakgrundsexponeringen. En kombinerad spridnings- och exponeringsmodell, som beräknar koncentrationer i både miljö och biota som en följd av förekomst av dioxiner i både luft, vatten och/eller mark, kan vara ett möjligt verktyg för att göra en kvantitativ bedömning av exponeringen.

Modeller kan utgöra värdefulla komplement till fältprovtagning och kemisk analys eftersom de är flexibla och kan anpassas till de förhållanden som råder på platsen. Matematiska modeller har även fördelen att de kan producera resultat som är baserade på statistisk kännedom om området och osäkerheter i dataunderlaget. Med hjälp av modellsimuleringar kan riskbedömningen utökas och därmed jämföra spridningsrisker för olika områden och scenarier. Den potentiella transporten från de förorenade markområden kan relateras till bidraget som kan komma från andra källor. Detta är av betydelse då flera föroreningskällor påverkar statusen på en recipient som anses skyddsvärd. Modellsimulering kan även ge kompletterande information om spridningsrisker utifrån ämnens egenskaper på ett sätt som förbiser de praktiska problemen som är kopplade till både provtagning och analys.

Om spridningen av dioxiner till miljön kan modelleras med god precision kan större tillförlitlighet ges till de exponeringsberäkningar som utförs i en riskbedömning. Man kan också rangordna vikten av respektive exponeringsväg vid en given situation samt utvärdera var riskerna för exponering är som störst för en komplex förorenings-situation där relevanta mätdata inte är tillgängliga för hela området. Med hjälp av en

modell kan kompletterande mätningar/undersökningar planeras för områden där exponeringsriskerna är som störst på ett tidigt stadium i ett projekt.

Inom ramen för Hållbar Sanering har två projekt finansierats där Umeå Universitet (Miljö- och Biogeokemi), Geo Innova AB, samt Institutet för Miljömedicin (IMM), Karolinska Institutet, utgjort projektgruppen. Ett första projekt beviljades pengar i syfte att kartlägga kunskapen om aktuella spridnings- och exponeringsvägar som är relevanta både vid bakgrundsexponering och vid förorenade områden. Som en del av detta projekt gjordes en inventering av tillgängliga modeller som kan tjäna som verktyg för en riskbedömning där exponeringen kan behandlas ur ett helhetsperspektiv. Bland de inventerade modellerna valdes CalTOX ut som ett lämpligt verktyg. En initial utvärdering av modellens prestanda gjordes med ett bakgrundscenario där modellresultaten jämfördes mot svenska mätdata (Wiberg et al., 2007). I ett andra projekt utvärderades modellen i ett platsspecifikt förorenad-markscenario, där fältprovtagning på ett dioxinförorenat område utgjorde en förutsättning för att kunna avgöra modellens användbarhet ur riskbedömningssynpunkt (Åberg et al., 2009). Denna rapport sammanfattar de resultat och erfarenheter som erhållits i de båda projekten. Totalt redovisas resultat från fyra olika modellandskap, två med bakgrundskoncentrationer och två med förhöjda halter dioxin i marken.

Inom ramen för det första delprojektet har även en litteraturstudie över forskningsresultat kring spridning och exponering av dioxiner genomförts vilket redovisas i bilaga 5 (kapitel 8.5) till denna rapport.

2 CalTOX

Modellen CalTOX, som använts som verktyg i detta arbete, utvecklades av Kaliforniens motsvarighet till Naturvårdsverket i början på 90-talet (Ca EPA, 1993a; Ca EPA, 1993b). Modellvärlden består av två moduler; en spridningsmodul och en exponeringsmodul (figur 1). Modellen är skapad i Microsoft Office Excel[®] och är tillgänglig för nedladdning via Internet.

CalTOX identifierades som ett lämpligt verktyg från ett urval av modeller som används för riskbedömning av förorenade media (CLEA, EUSES, CSOIL, NV:s beräkningsmodell).

De kriterier som användes för bedömningen var:

- a) spridning mellan ett flertal medier ska kunna beräknas (dvs. en multimediamodell)
- b) emissioner till både luft, vatten, sediment och mark ska kunna behandlas
- c) modellen ska ta hänsyn till förändringar i halter med tiden (s.k. dynamisk modell)

För exponeringssteget bedömdes följande modellegenskaper som viktiga

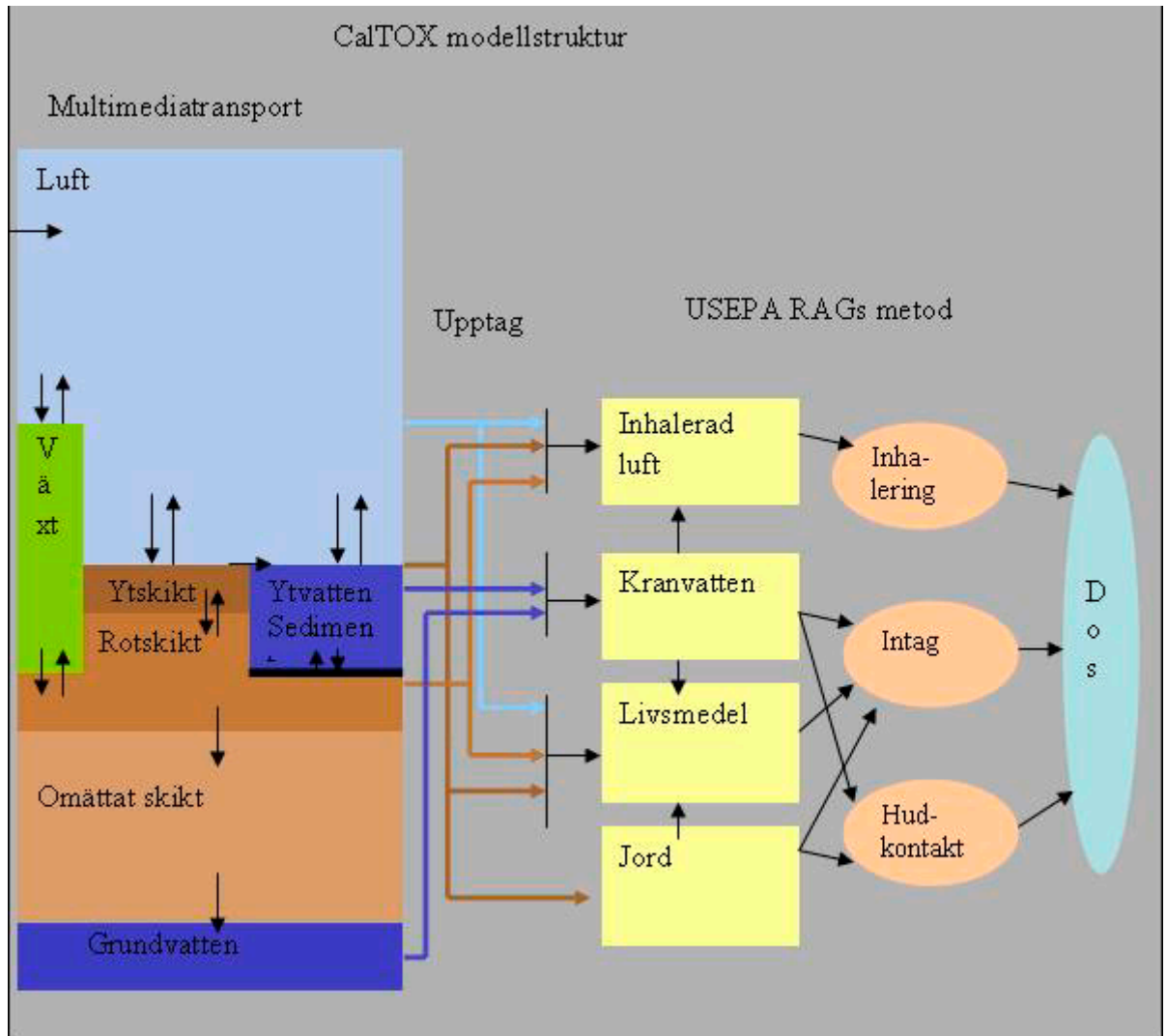
- a) multipla exponeringsvägar ska kunna beaktas
- b) modellen ska inkludera både direkta och indirekta exponeringsvägar

För spridningen av föroreningar uppfyllde både EUSES och CalTOX de önskvärda modellegenskaperna i störst utsträckning. Båda dessa modeller tar hänsyn till att en föroreningskälla kan påverka flera medier genom olika transportprocesser. CLEA inkluderar inga spridningsvägar till vatten överhuvudtaget. CSOIL och den svenska modellen innehåller spridningsvägar till både luft och vatten, men dessa beskrivs inte genom massbalanser. Varken CSOIL eller den svenska modellen inkluderar sediment som möjlig källa/sänka.

I både CalTOX och EUSES kan föroreningar introduceras till både mark, luft och vatten. Detta innebär att bakgrundshalter i luft kan inkluderas samtidigt med en annan föroreningskälla. Detta är en förutsättning för att kunna studera effekter av dioxinförorenad mark i förhållande till bakgrundsexponeringen som härrör från atmosfärisk deposition. EUSES saknar dock alternativ för att behandla en initial markkoncentration (d.v.s. ett engångsutsläpp). Istället består föroreningskällan till marken av ett kontinuerligt utsläpp, vilket innebär att effekter över tid till följd av transport och nedbrytning av markföroreningen inte kan tas hänsyn till. I CalTOX kan användaren välja om utsläppet till marken sker som ett engångsutsläpp (d.v.s. initial markkoncentration) eller som ett kontinuerligt utsläpp. Ur spridningssynpunkt gjorde dessa funktioner att CalTOX bedömdes som den bäst lämpade modellen att arbeta vidare med.

Både CalTOX och EUSES saknar dock en funktion som ansågs vara viktig ur projektets synvinkel, ingen av modellerna medger att användaren introducerar föroreningar direkt till sedimenten. Intag av fisk är en betydelsefull exponeringsväg för dioxiner och en betydande andel av de utsläpp av dioxiner som skett historiskt har skett till akvatiska miljöer där ämnena fortfarande återfinns i sedimenten. Denna brist i

modellstrukturen innebär att en viktig spridnings- och exponeringsväg från dioxinförorenade områden inte kan kvantifieras med hjälp av modellen.



Figur 1. En schematisk illustration av CalTOX:s modellvärld (modifierad från <http://eetd.lbl.gov/ied/era/> med tillstånd från T. McKone, California EPA).

Med CalTOX beräknas ett ämnes fördelning mellan olika medier (luft, ytvatten, jord, grundvatten och sediment) som en följd av både diffusion och advektion. Eftersom modellen antar att alla föroreningar fördelas homogent inom ett fördelningsrum möjliggör metoden ingen skattning av den rumsliga variationen av ett ämnes fördelning. Detta antagande minskar komplexiteten hos modellen men bedöms ofta som en rimlig förenkling. CalTOX tar hänsyn till nedbrytning av organiska ämnen och andra transporter ut ur modellområdet. Den är semi-dynamisk, vilket innebär att förändringar över tiden kan beräknas, men inga nya "händelser" över tidsförloppet kan ske. Exponeringsberäkningarna är länkade till spridningsmodulen genom att beräknade koncentrationerna i miljön används för att skatta koncentrationen i de media som en modellpopulation kan utsättas för.

Tabell 1 summerar de transportprocesser som är inkluderade i CalTOXs spridningsmodul.

Tabell 1. Transportprocesser i CalTOXs spridningsmodul (översatt från Ca EPA, 1993b).

Fördelningsrum	Källa	Sänka
Luft (både gas- och partikelfas i troposfären)	Diffusion från jord Diffusion från växter Diffusion från ytvatten Resuspension av markpartiklar Föroreningskälla	Diffusion till yttjord Diffusion till ytvatten Diffusion till växter Urtvättning genom nederbörd Utfloede av luft Deposition till jord Deposition till växter Deposition till ytvatten Kemisk/fysikalisk omvandling
Växter	Deposition av partiklar i luft Upptag genom blad Rotupptag från rotzon	Diffusion från blad Avtvättning från blad Kemisk/fysikalisk omvandling
Yttjord	Diffusion från luft Diffusion från rotzon Urtvättning av luft genom nederbörd Torr deposition av luftpartiklar Föroreningskälla	Diffusion till luft Diffusion till rotzon Advektion till rotzon Avrinning av markvatten Erosion Resuspension av markpartiklar Kemisk/fysikalisk omvandling
Rotzon	Diffusion från yttjord Advektion från yttjord Föroreningskälla	Diffusion till yttjord Infiltration till omättad jordzon Kemisk/fysikalisk omvandling
Omättad jordzon	Infiltration från rotzon Föroreningskälla	Infiltration till grundvatten
Ytvatten	Diffusion från luft Urtvättning från luft genom nederbörd Deposition av partiklar i luft avrinning av markvatten erosion Diffusion från sediment Resuspension av sediment Föroreningskälla	Sedimentation Diffusion till luft Diffusion till sediment Utfloede av ytvatten Kemisk/fysikalisk omvandling
Sediment	Diffusion från ytvatten Sedimentation från ytvatten	Diffusion till ytvatten Resuspension av sediment Kemisk/fysikalisk omvandling

Som framgår av tabell 1 innehåller CalTOX en relativt komplex kombination av spridningsvägar. Resultatet av en modellering summeras dels i en massflödestabell, där advektiv och diffusiv transport mellan två fördelningsrum kvantifieras. Modellen genererar också en tabell med de beräknade koncentrationerna i miljön (luft, ytskikt, rot-skikt och omättat skikt i mark, ytvatten, sediment, grundvatten och växter). Utöver de spridningsvägar som definierats ovan, tillkommer även transport av jordpartiklar till bladytor i exponeringsmodulen.

Föroreningarna som ska studeras med modellen kan introduceras genom initiala startkoncentrationer i rotskiktet och det omättade markskiktet samt genom kontinuerliga emissioner till luft, ytvatten, rotskiktet och det omättade skiktet. Modellen erbjuder också möjlighet att definiera en initial koncentration även för grundvattnet, men denna funktion har inte använts i de scenarier som presenteras i denna rapport.

För dioxinförorenad mark är det främst två olika emissioner som är av intresse, en initial startkoncentration i markskiktet samt en kontinuerlig emission till luften som representerar bakgrundsbelastningen via atmosfären. Den initiala startkoncentrationen i marken skrivs in direkt i form av våtviktsskoncentration (mg/kg) medan den kontinuerliga luftemissionen skrivs in i form av en emission (mol/dag). För att få en korrekt bakgrunds-koncentration i luften måste den kontinuerliga emissionen justeras tills rätt luftkoncentration erhålls i det modellandskap som ska användas. CalTOXs exponeringsmodul innehåller 18 olika exponeringsvägar (tabell 2), men endast 10 av dessa har modellerats i detta arbete. I jämförelse med andra modeller som utvecklats specifikt för riskbedömning av förorenad mark saknar CalTOX ett par exponeringsvägar för direkt exponering som finns i t.ex. CSOIL och CLEA. CalTOX innehåller å andra sidan flest livsmedelsrelaterade exponeringsvägar och dessa är av betydelse för upptag av dioxiner till födokedjan.

CalTOX har granskats av experter inom området och resultat från modelleringar har publicerats i ett flertal arbeten (Chang et al. 2004; Chen & Ma 2006; Glorennec et al. 2005; Maddalena et al. 1994; Wiberg et al. 2007). Modellen uppfyller akademiska kvalitetskrav och har därför blivit väletablerat som riskbedömningsverktyg.

För att skapa förtroende för modellen som ett verktyg för riskbedömning av förorenad mark har den använts och utvärderats i två olika projekt där resultaten sammanställs i följande två kapitel. I kapitel 3 redovisas resultaten från modellering av ett bakgrundsområde och i kapitel 4 beskrivs modellering av ett dioxinförorenat område. Modellen har utvärderats med hjälp av befintliga och platsspecifika data. Slutligen används CalTOX för att göra en mer detaljerad undersökning av humanexponering kring förorenade områden (kapitel 5).

För att utvärdera beräkningarna i CalTOX användes de uppmätta halterna i miljöproverna som ”sanna” värden. En avvikelse på 1-4 gånger mellan uppmätta och beräknade halter betraktades som *bra*, 5-9 gånger som *godkänd* och >10 som *ej godkänd*. Eftersom avvikelserna mellan beräknade och uppmätta halter varierade för olika kongener var den slutliga bedömningen ändå något subjektiv. Vid slutbedömningen vägdes även exponeringens betydelse in då en överskattning betraktades som lindrigare än en underskattning eftersom den senare kan leda till en underskattad exponeringsrisk.

Tabell 2. Jämförelse mellan exponeringsvägar som beaktas i olika exponeringsmodeller (hämtad från RIVM (2004) men här kompletterad med uppgifter för NV:s modell).

	EUSES ¹	NV ²	CSOIL ³	CLEA ⁴	CalTOX
Direkt exponering	Intag av jordpartiklar utomhus	x	x	x	X
	Intag av jordpartiklar/damm inomhus		a	x	
	Hudkontakt jord utomhus	x	x	x	x
	Hudkontakt jord/damm inomhus			x	x
	Inandning av jordpartiklar/ damm utomhus		x	x	x
	Inandning av jordpartiklar/ damm inomhus		x	x	x
	Inandning ånga utomhus	x	x	x	x
	Inandning ånga inomhus			x	x
Indirekt exponering	Intag av växter	x	x	x	x
	Intag av jord på växter			x	x
	Intag av fisk	x	x		x
	Intag av kött	x			x
	Intag av ägg				x
	Intag av mjölk	x			x
	Intag av bröstmjölk				x
	Intag genom dricksvatten	x	x	x	x
	Intag genom badvatten				x
	Inandning av ångor från dricksvatten vid bad/dusch			x	x
Hudkontakt genom dricksvatten vid duschning			x	x	
Hudkontakt genom badvatten				x	

¹ EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) är ett verktyg som tagits fram inom EU för att utvärdera risker med olika ämnen för både människa och miljö (ECB, 2004).

² Den svenska beräkningsmodellen för riktvärden för mark som tagits fram av Naturvårdsverket (NV, 2005b).

³ Modell från Nederländerna som utvecklats av RIVM (National Institute for Public Health and the Environment) som tar hänsyn till specifika exponeringsvägar från förorenad mark, (RIVM, 2001)

⁴ The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA) som tagits fram av Storbritanniens motsvarighet till Naturvårdsverket för riskbedömning av förorenad mark (EA UK, 2002).

^a Intaget av jord i den svenska modellen inkluderar både intag inomhus och utomhus men dessa modelleras inte som separata exponeringsvägar.

3 Modellering av ett bakgrunds- område

3.1 Modellsenario

I en första tillämpning av CalTOX konstruerades ett fiktivt landskap där det studerade området utgjordes av en area på 100 x 100 m. Ett ytvatten inkluderades i modellvärlden som utgjorde 10 % i förhållande till områdets area, vilket motsvarar en 10 m bred strandremsa som löper längs med kanten området alternativt en damm på området med arean 1000 m². Djupet på ytvattnet sattes till 5 m vilket skulle motsvara ett mer strandnära vatten alternativt en relativt grund damm.

Klimatdata till landskapet hämtades från SMHI (2002), där de södra delarna av landet fick representera klimatet i modellen. De värden som användes utgörs av medelvärden av perioden 1860-2001. Vindhastigheten hämtades från Taesler (1972). Ingångsvärden för alla landskaps-parametrar är sammanställda i bilaga 1.

De kongener som inkluderas i denna modellering var 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, OCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF samt 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF. Kongenerna valdes utifrån en eller flera av följande punkter;

- de representerar varierande kemiska egenskaper bland PCDD/F
- de återfinns i mätbara halter i både luft och markprover
- 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD och 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF bidrar ofta signifikant till det totala TEQ-värdet på dioxinförorenad mark
- 2,3,4,7,8-PeCDF är vanligt förekommande i livsmedel

Bakgrundsscenario utformades för att åskådliggöra exponering som uppstår vid bakgrundshalter i miljön. Eftersom modellen även tar hänsyn till att en del av luftemissionen avsätts i form av deposition på mark och växtytor skapades bakgrundshalter i modellen genom att ansätta en kontinuerlig luftemission. Denna justerades så att luftkoncentrationer erhöles så nära som möjligt värden som uppmätts av IVL under 2004 och 2005 (IVL, 2006). Ansatsen bygger på antagandet att det är luftkoncentrationerna och atmosfärisk deposition som styr bakgrundsexponeringen, både i verkligheten och i modellen. För att erhålla rätt markkoncentrationer användes initiala markkoncentrationer som tillsammans med luftemissionerna gav en beräknad markkoncentration som motsvarade bakgrundshalter i lantbruksjord (Matscheko et al., 2002). De emissioner/markkoncentrationer som användes som ingångsvärden i modellen redovisas i tabell 3 nedan. Vid utvärdering av modellresultaten i relation till uppmätta halter användes de kriterier som beskrivs i slutet av kapitel 2.

Tabell 3. Kontinuerliga luftemissioner (mol/dag) samt initiala markkoncentrationer (mg/kg jord våtvikt) som användes för att modellera bakgrundshalterna i CalTOX.

	2,3,7,8-TCDD	1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	OCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF
mol/dag	1,4E-10	7E-10	8E-9	2E-8	8E-10	2,2E-9
mg/kg	7E-8	1,2E-7	2,3E-6	1,2E-5	4E-7	3,6E-6

3.2 Fysikalisk-kemiska egenskaper

Eftersom de kemisk-fysikaliska egenskaperna styr ett ämnes förmåga att fördelas mellan olika media har dessa stor betydelse för resultatet vid en modellering. I modelleringen användes rekommenderade värden för ångtryck (P), vattenlöslighet (S), fördelningskoefficienten för oktanol-vatten (K_{ow}), samt Henrys lags konstant (H) (Mackay et al., 2006). För 1,2,3,6,7,8-HxCDD saknades dock rekommenderade värden och värden för 1,3,4,6,7,8-HxCDD användes istället. Kongensspecifika diffusionskoefficienter i luft och vatten räknades ut enligt Ca EPA (1994). I bilaga 2 återfinns en sammanställning över de fysikalisk-kemiska data som användes för modelleringen.

Fördelning av föroreningar till organiskt kol i marken beskrivs av K_{oc} . K_{ow} används ofta för att skatta K_{oc} genom ett linjärt samband, men det finns flera osäkerheter kring hur detta samband ser ut (Seth et al., 1999). Det finns också andra metoder som kan användas för att uppskatta K_{oc} (Gawlik et al., 1997). Faktorer som bidrar till ett varierande samband mellan K_{oc} och K_{ow} är sammansättningen på den organiska fraktionen i marken och det experimentella utförandet. Sambandet $0,35 * K_{ow}$ har presenterats som en tumregel (Seth et al., 1999). För att ta hänsyn till variationen för detta samband rekommenderade författarna intervallet $0,14 * K_{ow} - 0,89 * K_{ow}$. Om experimentella data för K_{oc} saknas i CalTOX räknas denna ut med $0,48 * K_{ow}$, vilket är något högre än den förslagna tumregeln, dock ligger det inom det förslagna intervallet.

I många vetenskapliga arbeten där dioxiner har modellerats har man använt sig av rekommenderade värden för fysikalisk-kemiska parametrar, som valts ut av experter inom området (e.g. Mackay et al., 2006). Eftersom egenskaperna utgörs av ämnens lösligheter och relaterade fördelningskoefficienter som utgör kvoter mellan olika lösligheter, finns det en inbördes korrelation dem emellan som kan beskrivas enligt termodynamiska principer. I den vetenskapliga litteraturen finns metoder som utvecklats för att man ska kunna anpassa ämnens fysikalisk-kemiska egenskaper på ett sätt inom ramen för termodynamiken. Metoderna har hittills tillämpats på bl.a. PCB (Beyer et al., 2002).

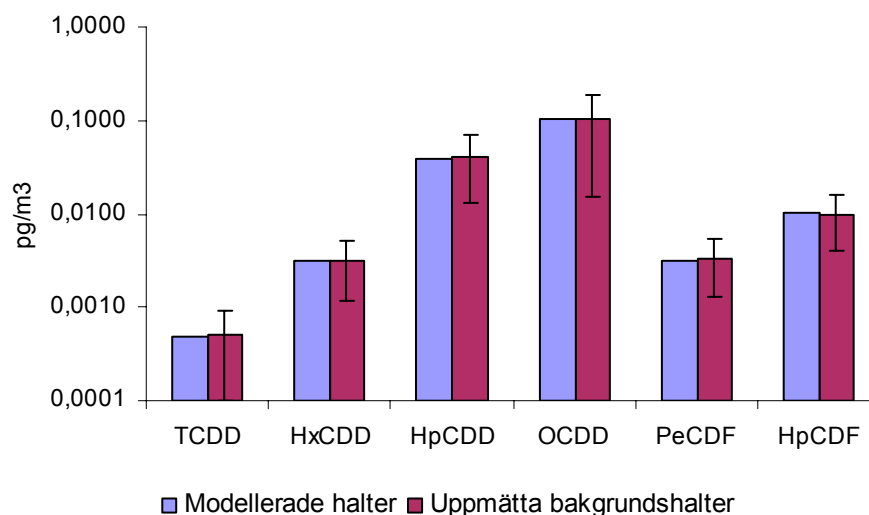
Modelleringarna i detta arbete har utförts med fysikaliska-kemiska egenskaper för 25° C. Då fysikaliska-kemiska egenskaper oftast tas fram vid 20-25° C innebär detta att de inte är anpassade till temperaturerna i miljön. Vid låga temperaturer ökar lösligheten av dioxiner i vatten medan ångtrycket minskar i luften. För att undersöka om temperaturberoendet hos dioxinerna kunde påverka modellresultaten i en större utsträckning, gjordes en kontrolljustering av egenskaperna till 9° C med preliminära termodynamiska data som tagits fram från den vetenskapliga litteraturen (Åberg et al., 2008). Justeringen visade att både ångtryck, Henrys lags konstant samt K_{ow} påverkades något och att detta i viss mån kunde påverka modellresultaten beroende på vilket medium som

avsågs. Resultatet hade dock ingen större inverkan på de utvärderingar som har utförts i detta arbete, då skillnaden mellan uppmätta data och modellerade värden generellt var större än skillnaden mellan modellerade värden för två olika temperaturer.

3.3 Koncentrationer i miljön

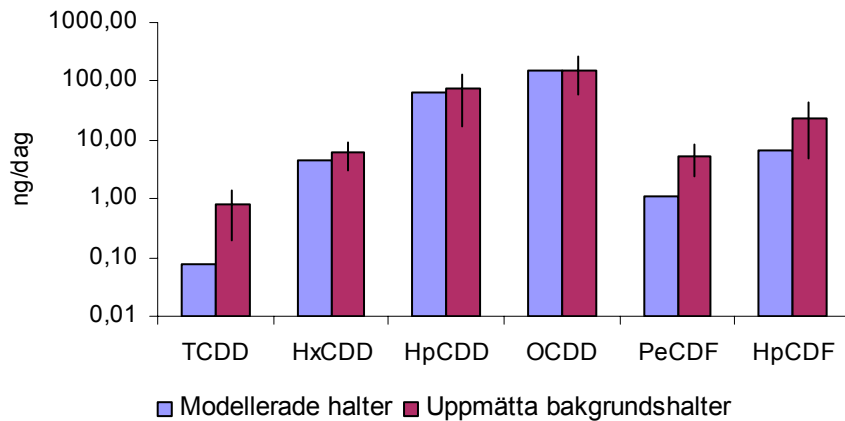
3.3.1 Luftkoncentrationer

Figur 2 visar de beräknade halterna i luft tillsammans med uppmätta halter i luft från IVL (medelvärden; IVL, 2006). Eftersom de uppmätta halterna användes för att justera emissionen i modellen är överensstämmelsen mycket god. De luftkoncentrationer som användes för att bestämma den kontinuerliga emissionen i modellen utgör medelvärden av 7 prover som togs vid olika två olika tillfällen, okt-dec 2004 och jun-jul 2005.



Figur 2. Beräknade halter i luft och uppmätta halter (\pm en standardavvikelse) i luft (pg/m^3) från Sveriges västkust (IVL, 2006). De uppmätta halterna utgörs av medelvärden av 7 prover. I de fall halterna var under detektionsgränsen inkluderades denna i medelvärdet. Observera att logaritmisk skala använts.

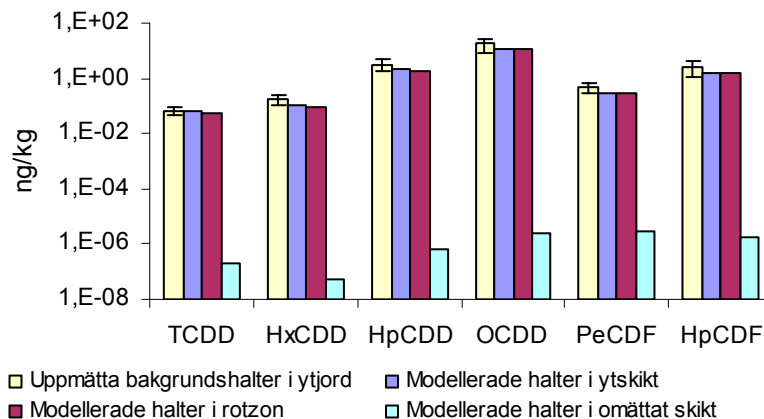
Eftersom depositionen utgör den huvudsakliga dioxinkällan i en bakgrundsmiljö har en jämförelse gjorts mellan den beräknade depositionen och den uppmätta (figur 3). Den beräknade depositionen blev något för låg för de två mest flyktiga kongenerna TCDD och PeCDF. För övriga kongener var överensstämmelsen med uppmätta data mycket bra vilket tyder på att bakgrundsscenarioet är realistiskt modellerat jämfört med verkligheten.



Figur 3. Beräknad och uppmätt (\pm en standardavvikelse) deposition (ng/dag; beräknad för 10 000 m²). De uppmätta halterna utgörs av medelvärden av 7 prover från Sveriges västkust (IVL, 2006). Om halten av en kongen var under detektionsgränsen inkluderades detta värde som ett mätvärde. Observera att logaritmisk skala använts.

3.3.2 Markkoncentrationer

I figur 4 visas beräknade halter i ytskiktet, rotskiktet, det omättade skiktet samt uppmätta bakgrundshalter i svensk lantbruksmark (Matscheko et al. 2002). De uppmätta halterna har justerats till våtvikt för att motsvara modellens enhet och utgörs av medelvärden av fyra prover. De låga koncentrationerna i det omättade skiktet indikerar att transporten ner till djupare lager är liten. De uppmätta halterna användes för att bestämma en initial markkoncentration i modellen som tillsammans med luftemissionen gav upphov till uppmätta bakgrundshalter i modellen.

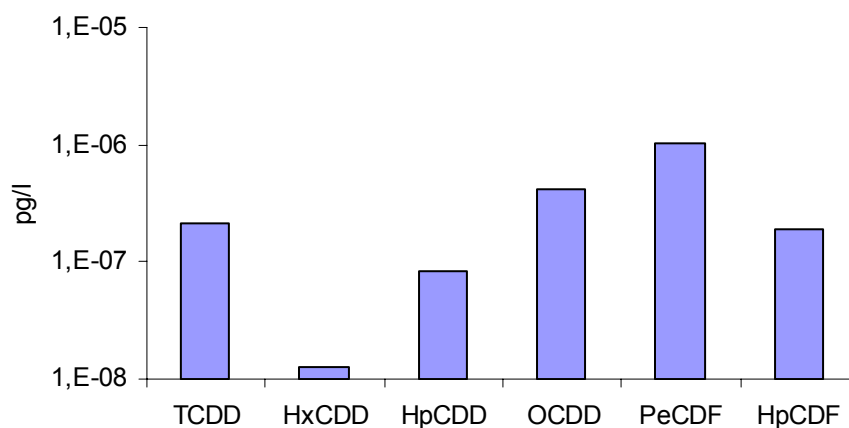


Figur 4. Beräknade halter (ng/kg jord våtvikt) i de tre markskikten samt uppmätta bakgrundshalter (\pm en standardavvikelse) i svensk lantbruksjord (Matscheko et al., 2002). Om halten av en kongen var under detektionsgränsen inkluderades detta värde som ett mätvärde. Observera att logaritmisk skala använts.

3.3.3 Grundvattenkoncentrationer

De beräknade halterna i grundvattnet sammanställs i figur 5. Uppmätta halter i grundvatten från ett helt opåverkat område som jämförelse saknas. De beräknade halterna visar att mycket låga grundvattenhalter är att förvänta i områden med bakgrundshalter.

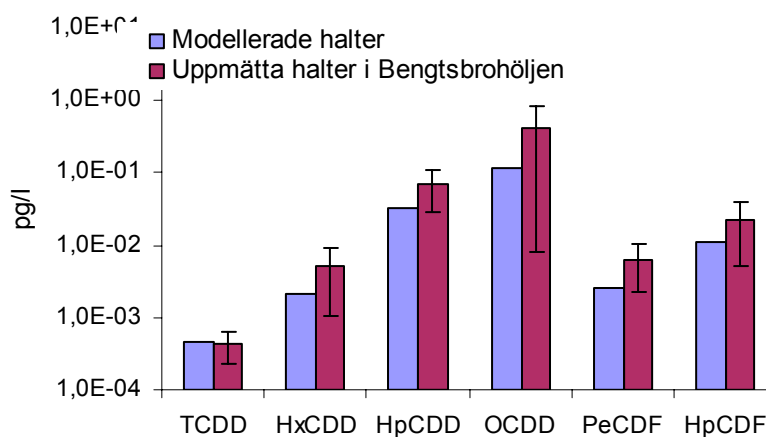
De halter som modelleras i CalTOX utgörs endast av den lösta fasen. Tidigare studier har visat att dioxin i grundvatten till största delen är associerade till kolloider (Jobb et al. 1990; Kim et al. 2002), vilket innebär att modellen troligen underskattar totalhalten i grundvatten.



Figur 5. Beräknade halter (pg/l) i grundvatten från område med bakgrundshalter. Observera att logaritmisk skala använts.

3.3.4 Ytvattenkoncentrationer

Beräknade och uppmätta ytvattenkoncentrationer är sammanställda i figur 6. De uppmätta halterna kommer från sjön Bengtsbrohöljen (Bengtsfors kommun) och utgör ett medelvärde av prover tagna mellan 2001 och 2004. Modellens ytvattenkoncentrationer är beroende av inflödet av ytvatten som anges i modellen. I modelleringen användes modellens originalvärde som motsvarar ett stillastående vatten.

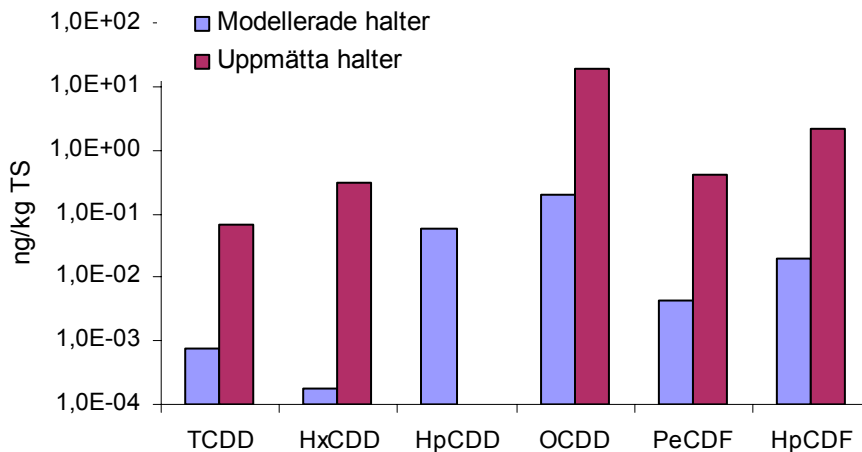


Figur 6. Beräknade halter i ytvatten samt uppmätta (\pm en standardavvikelse) halter (pg/l) i Bengtsbrohöljen (Bengtsfors kommun). De uppmätta värdena utgör medelvärden för prover tagna mellan 2001 och 2004. Observera att logaritmisk skala använts.

Avvikelserna mellan beräknade och medelvärden av uppmätta halter var som högst en faktor 4. De beräknade halterna låg inom det statistiska intervallet (en standardavvikelse), med undantag för PeCDF som låg precis på gränsen. Eftersom Bengtsbrohöljen innehåller sediment som påverkats av utsläpp från en f.d. kloralkalifabrik återspeglar de uppmätta halterna inte nödvändigtvis en bakgrundshalt. I en undersökning av sediment från Bengtsbrohöljen konstaterades att kongensammansättningen domineras av lågklorerade furaner, ett mönster som kan relateras till den f.d. kloralkaliproduktionen (Studsvik RadWaste, 2003). Furanerna var också mer frekventa i sedimenten än dioxinerna. Detta skulle kunna bidra till att förklara varför modelleringen av PeCDF gav en större avvikelse mot de uppmätta halterna jämfört med både dioxinerna och HpCDF.

3.3.5 Sedimentkoncentrationer

Figur 7 visar beräknade halter i sedimentet samt uppmätta halter i sediment från sjöar i norra Finland (Vartiainen et al. 1995). De beräknade sedimentkoncentrationerna justerades till koncentration per torrsvikt för att kunna jämföras med de uppmätta värdena. För sedimentkoncentrationerna gav modellen ett mindre tillfredställande resultat då de beräknade sedimenthalterna var betydligt lägre än de halter som hade mätts upp. Detta kan bero på att sjösedimentet har påverkats av bakgrundshalter i luften under flera decennier innan det provtogs, vilket har byggt upp en pol av PCDD/F i sedimenten som fortfarande påverkar de ytliga skikten. Trots att luftemissionerna har minskat tar det tid för sediment att återhämta sig eftersom systemet har en viss tröghet. I modelleringen togs inte någon hänsyn till att historiska emissioner skulle kunna påverka halterna i sedimentet.

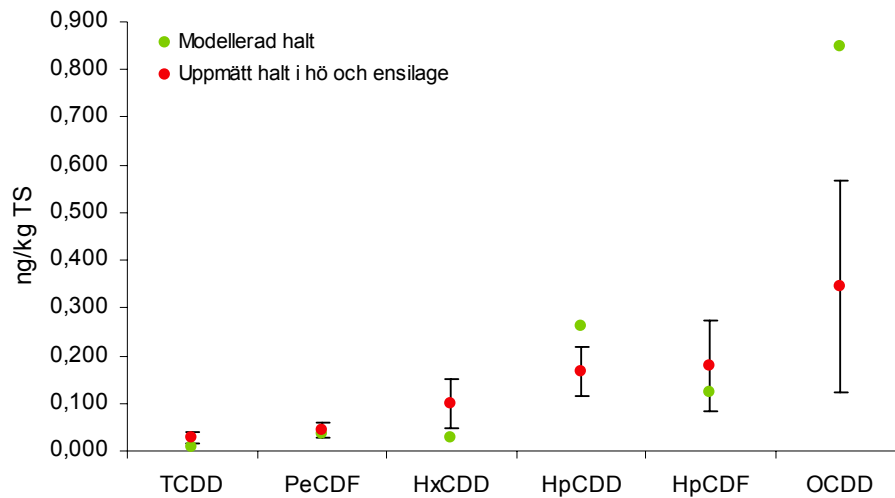


Figur 7. Beräknade sedimenthalter samt uppmätta halter (ng/kg torrsvikt) i sediment från arktiska sjöar i norra Finland (Vartiainen et al. 1995). De uppmätta halterna utgör medelvärden av två prover. Modellens halter har justerats till torrsvikt. Observera att logaritmisk skala använts.

3.4 Koncentrationer i biota

3.4.1 Ovanjordiska växtdelar/bladdelar

Figur 8 visar beräknade halter i ovanjordiska växtdelar (blad) i bakgrundsscenarioet. Som jämförelse används uppmätta halter i svenskt hö och ensilage (Jordbruksverket foderkontroll, 2005). Både beräknade halter och uppmätta halter har justerats till torr-vikt för att halterna ska bli jämförbara då varken hö eller ensilage utgörs av färskt gräs.

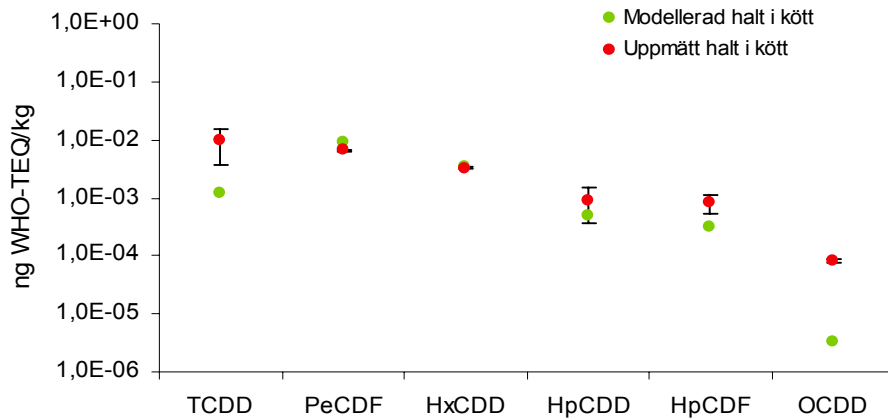


Figur 8. Beräknade halter i ovanjordiska växter samt uppmätta (\pm en standardavvikelse) halter (ng/kg torr-vikt) i hö och ensilage (Jordbruksverkets foderkontroll, 2005). De uppmätta halterna utgör medelvärden av 5 prover.

Som figuren visar erhöles varierande resultat för de olika kongenerna med både under och överskattningar. Överensstämmelsen är dock bra eftersom den maximala avvikel-sen var på endast en faktor 2,5 (OCDD). Kongenmönstret från modellen och för de uppmätta halterna följer också varandra väl, vilket indikerar att modellsimuleringen återger verkligheten på ett representativt sätt. I modelleringen justerades modellens originalvärde för halveringstiden för bladens vaxskikt (*Thalf_{le}*) från 14 till 42 dagar eftersom originalvärdet resulterade i kraftig underskattning. Justeringen motiveras av vetenskapliga data, till exempel visade resultat från Hung et al. (2001) att PCB-halterna i gräs ökade under hela experimenttiden (42 dagar), vilket indikerar att 14 dagars halveringstid för vaxskiktet är för lågt.

3.4.2 Kött

Figur 9 visar beräknade halter i kött från bakgrundsscenarioet tillsammans med uppmät-ta halter i svenskproducerat kött (SLV, 2002). Halterna anges i färskvikt och har justerats till WHO-TEQ. I modelleringen användes experimentella bioöverförings-faktorer (BTFs) från Birak et al. (2001).

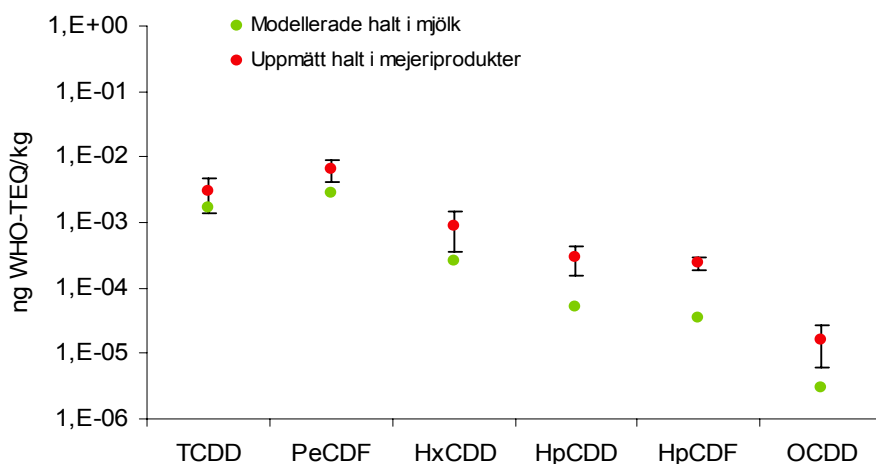


Figur 9. Beräknade och uppmätta (\pm en standardavvikelse) halter i kött (ng WHO-TEQ/kg; SLV, 2002). De uppmätta halterna utgör medelvärden av fyra prover. Observera att logaritmisk skala använts.

De beräknade halterna återgav kongenmönstret i köttproverna väl, vilket indikerar att de experimentella BTFs som användes överensstämmer med verkliga värden. Överlag stämde också de beräknade halterna med de uppmätta, även om större avvikelser kunde noteras för TCDD och OCDD. För dessa kongener noterades 8 respektive 25 gånger högre halter än modellens beräkningar.

3.4.3 Mjök

Figur 10 sammanställer beräknade halter i mjök från bakgrundsscenarioet samt uppmätta halter i svenska mejeriprodukter (SLV, 2002). Halterna återges som färskvikter. I likhet med kött användes experimentella bioöverföringsfaktorer i modelleringen. De beräknade värdena var i allmänhet lägre än de uppmätta. Avvikelsen motsvarade som högst faktorn 7 (HpCDF).



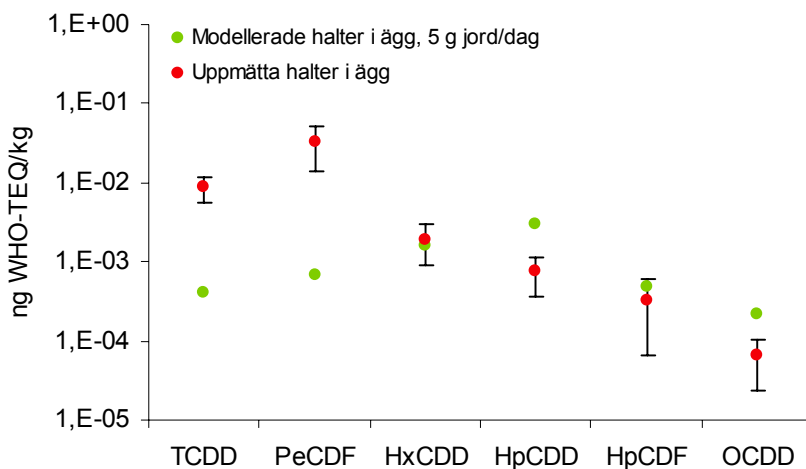
Figur 10. Beräknade halter i mjök samt uppmätta halter (\pm en standardavvikelse) i mjök ng WHO-TEQ/kg (SLV, 2002). De uppmätta värdena utgör medelvärden av fyra prover. Observera att logaritmisk skala använts.

3.4.4 Ägg

I figur 11 illustreras beräknade halter i ägg från bakgrundsscenarioet samt uppmätta halter i svenska ägg (SLV, 2002). Till skillnad från tillvägagångssättet vid beräkningarna av kött- och mjölkhalter användes modellens originalvärden för bioöverföring från höna till ägg då lämpliga experimentella värden saknades. En justering gjordes också av hörnas intag av jord som enligt modellens originalvärde var satt till 0,013 g/dag. Enligt källor varierar hörnas jordintag mellan 2 och 10 g per dag SCAN (2000). I modelleringen justerades därför hörnas intag av jord till 5 g/dag. Här ska det dock påpekas att hörnas jordintag varierar beroende på uppfödningförhållanden.

Jämförelsen mot uppmätta värden i ägg visar att modelleringen inte gav ett tillfredställande resultat för äggen då kongenmönstret mellan beräknade och verkliga ägg var markant avvikande. För två kongener, TCDD och PeCDF, var de beräknade halterna mycket underskattade (ca 22 resp. 50 gånger), men för övriga kongener överensstämde halterna relativt väl.

Anledningen till de avvikande värdena för denna modellering kan vara flera. Dels användes modellens originalvärden för bioöverföringsfaktorerna till ägg. Denna härleds från K_{ow} med ett linjärt samband. För kongener med höga K_{ow} (hög kloreringsgrad) erhålls i allmänhet överskattade koncentrationer om linjära samband används då dessa har en lägre biotillgänglighet (Birak et al., 2001).



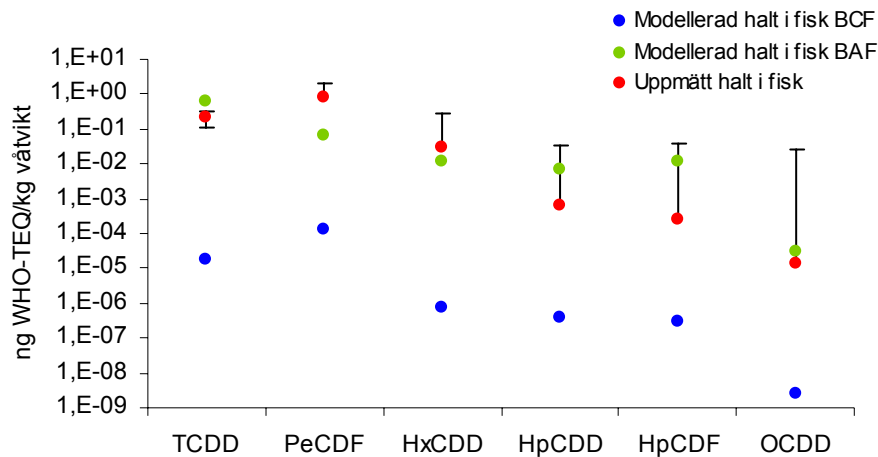
Figur 11. Beräknade halter samt uppmätta halter (\pm en standardavvikelse) i ägg (ng WHO-TEQ/kg färskvikt; SLV 2002). De uppmätta värdena utgör medelvärden av fyra prover. Observera att logaritmisk skala använts.

Hörnors exponering för miljögifter är beroende av flera faktorer, vilket innebär att det kan vara svårt att återge upptaget i en modell med hög precision. Bl.a. visar opublicerade data från Uppsala Universitet att foder som innehöll fiskmjöl var den viktigaste orsaken till förhöjda dioxinhalter i ekologiska ägg. Även hörnas ålder, beteende och uppfödningförhållandena spelar stor roll, då ägg från frigående höns utomhus uppvisar betydligt högre halter än höns som föds upp inomhus. Halterna i ägg ökar också efter vistelse utomhus sommartid jämfört med vintertid då hönsen hölls inomhus (opublice-

rat arbete, Uppsala Universitet). Air et al., (2003) påpekade att tiden som hönorna tillbringar utomhus och faktorer som styr exponeringen genom hönornas pickning (t.ex. uppfödningförhållanden, miljöfaktorer, underlagets karaktär samt förekomst och täthet av markdjur) kan vara avgörande för vilka dioxinhalter som återfinns i äggen. Därför är jordintag/dag troligen en mycket kritisk parameter vid modellberäkningen. Den bästa jämförelsen mellan beräknade och uppmätta halter i ägg görs sannolikt mot ägg från frigående höns där bakgrundskoncentrationen i marken är känd.

3.4.5 Fisk

Figur 12 visar beräknade halter i fisk från bakgrundsscenarioet tillsammans med uppmätta halter i fisk (lax, öring och röding) från Vättern (Vätternvårdsförbundet, 2003). De uppmätta halterna i fisk har justerats till våtvikt. I modelleringen användes två olika typer av bioöverföringsfaktorer, BCF (biokonzentrationsfaktor; Govers & Krop, 1998) och BAF (bioackumulationsfaktor; Morrison et al., 1999). Båda beskriver exponeringen för biota i relation till omgivande media.



Figur 12. Beräknade halter i fisk samt uppmätta halter (\pm en standardavvikelse) i lax, öring och röding från Vättern. (ng WHO-TEQ/kg våtvikt; Vätternvårdsförbundet, 2003). De uppmätta halterna utgör medelvärden av 6 prover. Observera att logaritmisk skala använts. BCF= biokonzentrationsfaktor; BAF= bioackumulationsfaktor.

BCF är en experimentell bioöverföringsfaktor som endast tar hänsyn till exponering genom upptag av lösta ämnen i vattnet. I en första modellering användes BCF. Detta förfarande ledde till kraftig underskattning av halterna i fisk. När fältbaserade BAF användes istället för BCF erhöles en bättre överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta halter i fisk.

Upptag av hydrofoba föroreningar i fisk består av komplexa samband i verkligheten, vilket medför att modelleringar bör göras på platsspecifik basis och det kan vara svårt att göra generaliseringar av resultat som genereras (US EPA, 2003a). Till exempel har fiskens fetthalt och trofinivå stor betydelse för hur mycket föroreningar som ackumuleras i fisken. CalTOX innehåller inga funktioner där hänsyn kan tas till dessa faktorer. Till viss del kan detta kompenseras för genom att (om det är möjligt) välja BCF/BAF som motsvarar just den fiskart som avses i modelleringen. Även fiskars

levnadssätt har en viss inverkan då upptaget av föroreningar skiljer sig mellan stationära och rörliga fiskarter.

3.5 Sammanfattning

De koncentrationer som beräknades i bakgrundsscenarioet uppvisade en tämligen god överensstämmelse med de uppmätta värden som användes i utvärderingen. Uppmätta halter i luft och mark användes som ingångsvärden i modellen. Ytvatten, grundvatten och sedimentkoncentrationerna var dock ett resultat av spridning från övriga medier. Av dessa var det endast sedimentet som uppvisade kraftiga avvikelser från de uppmätta värden som modellresultatet jämfördes med. Eftersom det akvatiska systemet är komplext bedömdes det som osannolikt att uppnå godkända resultat utan plats specifika data. Sediment påverkas också av historiska emissioner som inte kan modelleras i CalTOX. För grundvatten saknades lämpliga jämförelsevärden men modellvärdena kan ändå betraktas som realistiska eftersom de speglar dioxinernas låga vattenlöslighet. En jämförelse av den beräknade depositionen mot uppmätta deposition för västkusten visade också på en god överensstämmelse.

Eftersom de beräknade halterna i flertalet fördelningsrum återgavs med god precision i bakgrundsscenarioet utvärderades också de beräknade halterna i biota. Då dessa är kopplade till CalTOXs exponeringsmodul skulle en god överensstämmelse mellan uppmätta och beräknade halter för aktuella livsmedelstyper indikera en hög tillförlitlighet för exponeringsberäkningarna.

Utvärderingen av koncentrationerna i biota visade att modellen gav realistiska resultat för flera livsmedelstyper (ovanjordiska växtdelar, kött, mjölk och fisk) under de förutsättningar som gavs. För en bra överensstämmelse mellan uppmätta och beräknade halter i ovanjordiska växtdelar krävdes emellertid en justering av vaxskiktets halveringstid. För kött och mjölk användes experimentella bioöverföringsfaktorer (BTFs) istället för de algoritmer som relaterar upptaget till K_{ow} . För fisk erhöles goda resultat då bioackumulationsfaktorer (BAFs) användes istället biokoncentrationsfaktorer (BCFs).

Upptaget av dioxiner i ägg gav större avvikelse än övriga upptagsvägar. Experimentellt framtagna bioöverföringsfaktorer saknas vilket är en förklaring till denna avvikelse. Dessutom saknades information om hönornas uppfödningförhållanden vilket kan spela roll för de halter som användes för jämförelse. Originalvärdena bestäms från ämnens K_{ow} . För att få en bättre kontroll över modellens användbarhet i fall med ägg var det väsentligt att göra en egen provtagning av ägg från frigående höns, där även jorden från det område där hönorna vistades provtogs (se kapitel 5). Erfarenheterna från denna första modellering med CalTOX visade att lyckade resultat beror lika mycket på de ingångsvärden och antaganden som görs i modelleringen som på de mätvärden som används för att utvärderingen. Eftersom modellen är utrustad med originalvärden för flertalet parametrar finns det en risk att man introducerar felaktigheter i resultaten om dessa värden inte beskriver de plats specifika förutsättningarna. Särskilt gäller detta för de kongens specifika bioöverföringsfaktorer. Ett antagande i modelleringen som i stor grad styrde upptaget av dioxiner i ovanjordiska växter, kött, mjölk och ägg var att scenariot innehöll en spridning av jordpartiklar till

växternas bladytor. Eftersom kor och höns i modellen kan tillåtas få sin föda från de växter som modelleras påverkas deras upptag av den jordtransport som sker från marken till bladytorna. För denna spridningsväg användes enbart originalvärden från ett av CalTOXs standardscenarier som ingångsvärden. Om spridningsvägen mellan jord och växt är aktiverad i modelleringen blir halterna i ovanjordiska växtdelar, kött, mjölk och ägg känsliga för den markkoncentration som antas i modellen.

Eftersom modelleringen inkluderade ett flertal kongener med olika kloreringsgrad var det också möjligt att utvärdera själva kongenmönstret, vilket bidrog till att öka tillförlitligheten för modellresultaten. Även de mätvärden som används bör granskas kritiskt för att se om de är representativa för det scenario som ska utvärderas. Om de platspecifika förutsättningarna för analysdata skiljer sig markant från modelleringen kan avvikelser uppstå som inte kan tillskrivas brister hos modellen.

4 Modellering av ett dioxin-förorenat område

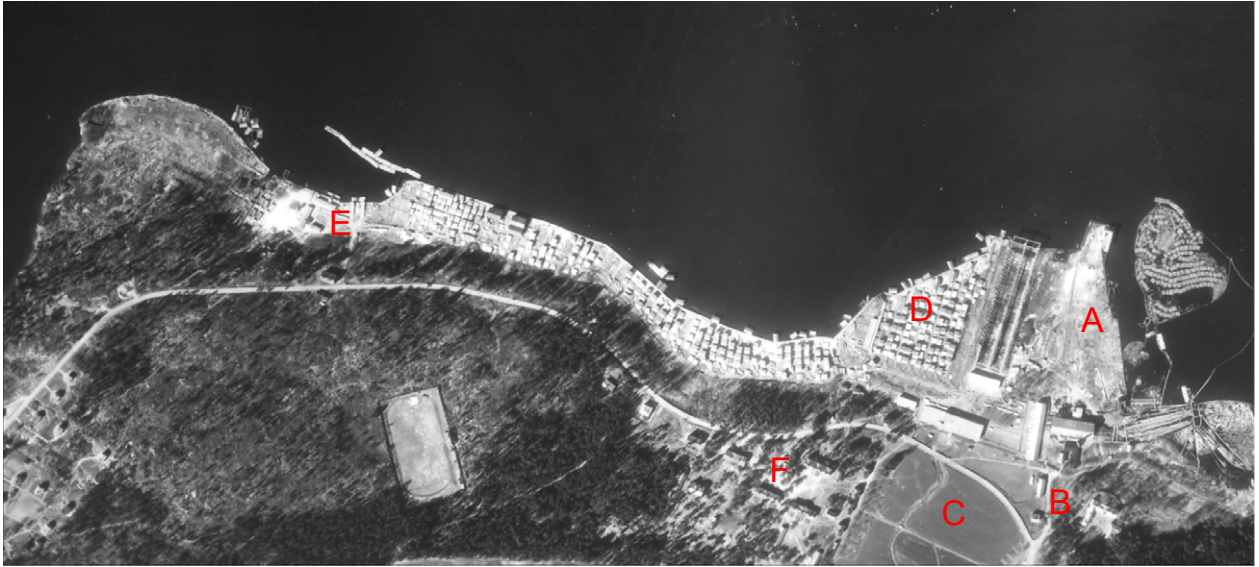
Efter de generella beräkningarna i bakgrundsscenarioet var det önskvärt att gå vidare med en mer platspecifik utvärdering. För att skapa de förutsättningar som krävdes genererades mätdata för ett förorenat område och CalTOX användes för att göra en platspecifik modellering av området (Åberg, 2008). Provtagningen förlades till ett förorenat sågverksområde (Marieberg) i Kramfors kommun.

4.1 Områdesbeskrivning

Sågverksområdet i Marieberg är beläget i Kramfors Kommun, nära Kramforsfjärden där Ångermanälven har sitt utlopp. Sågverket var aktivt mellan 1862 och 1970. 1940 byggdes en virkestork för torkning av impregnerat virke. Impregneringsmedlet som användes var pentaklorfenol (PCP). Hanteringen av PCP resulterade i spill av impregneringsvätskor på marken vid ett flertal platser. År 2005 genomfördes en mer omfattande undersökning av sågverksområdet och man kunde då konstatera att området var kontaminerat av dioxiner, som ursprungligen fanns som en förorening i PCP (SWECO VIAK, 2005).

I förstudien uppmättes den högsta halten i marken till 110 000 ng I-TEQ/kg TS. Föroreningen domineras av hexa-oktakerade dioxiner och furaner. Kongenerna 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF och OCDF var de som återfanns i högst halter i marken, medan 1,2,3,6,7,8-HxCDD och 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF var de kongener som bidrog mest till det totala TEQ-värdet. Dioxinerna återfanns både i ytliga och djupare jordlager (ned till 2,5 m) likväl som i grundvatten. De högsta koncentrationerna av dioxin i grundvattnet återfanns i rör som hade etablerats vid en sågspånsdeponi. Den högsta halten i grundvatten uppmättes till 56 ng/L (1,2,3,4,6,7,8-HpCDF).

Figur 13 visar en flygbild över Mariebergs sågverksområde tagen under den verk samma tiden. Område A-F markerar aktuella delområden (A = hot-spot, B = bostadshus, C = betesmark, D = grusplan, E = camping samt F = kulturresevat). En bondgård ligger i andra änden av betesmarken men är ej med på bilden.



Figur 13. Flygbild över Mariebergs industriområde under den verksamma tiden (SWECO VIAK, 2005). Område A-F markerar aktuella delområden, A = hot-spot, B = bostadshus, C = betesmark, D = grusplan, E = camping samt F = kulturresevat. Bondgården ligger i andra änden av betesmarken. Foto:Lantmäteriet, Gävle.

4.2 Fältprovtagning

För att kunna utvärdera beräknad förorenings spridning bedömdes grundvatten- och luftprovtagning från det förorenade området och ett referensområde som nödvändiga. Efter erfarenheterna från beräkningar av bakgrundsscenario (kapitel 3), bedömdes även överföringen av dioxiner från bioöverföringen som kritisk och därför provtogs och analyserades även biota från området (Åberg et al., 2009).

Luftprovtagningen utfördes på tre olika platser (hot-spot, grusplanen och bondgården, se figur 13), vid två olika tillfällen (september och oktober 2006). Platserna valdes dels för att spegla eventuella skillnader mellan en öppen och mer vindpåverkad plats (grusplanen) och en plats med tät vegetation som kan fungera som barriär (hot-spot). Både grusplanen och hot-spot är belägna i den del av området som är mest kontaminerad. Bondgården valdes som referenspunkt eftersom den är belägen ca 500 från hot-spot och risken för påverkan från industriområdet bedömdes som liten. För att utvärdera spridningen till grundvattnet från förorenad mark har mätdata från SWECOs förstudie använts. För att kunna jämföra spridningen till grundvattnet i ett bakgrundsscenario användes ett referensprov från huvudstudien (Kemakta Konsult & Envipro Miljöteknik, 2007). Flera luftprover på Marieberg togs inom ramen för huvudstudien och även dessa inkluderades i utvärderingen av modellen.

Prover på biota inkluderade morötter som odlades i en trädgård belägen i anslutning till industriområdet, mjölk från kor som betat på en närbelägen äng, ägg från frigående höns på bondgården, hallon som växte precis vid industriområdets hot-spot samt hallon från ett referensområde utanför industriområdet. I samband med skörden av morötterna togs också ett samlingsprov på jorden från odlingslotten.

4.3 Modellsценарier

För att kunna utvärdera CalTOX mot de prover som togs på Marieberg utformades tre olika modellsценарier (Referensområdet, Industriområdet, samt Odlingslotten), som så långt det är möjligt motsvarar de förhållanden som råder på provtagningsplatserna på Marieberg. Som alltid i modelleringar gjordes förenklingar, bl.a. med avseende på koncentrationerna i marken. Gemensamt för de tre scenarierna är klimatdata, där mätserier (1996-2006) från en närliggande SMHI mätstationer användes. Modellandskaps storlek sattes till 3 700 m², vilket grovt motsvarar hot-spot området norr om virkesmagasinet. Landskapsparametrarna är sammanställda i bilaga 3.

Skillnaderna mellan varje scenario utgörs av koncentrationen av dioxin i marken samt i viss mån även innehållet av organiskt kol (Total Organic Carbon; TOC; tabell 4). Halterna i Referensområdet samt Odlingslotten är hämtade från fältprovtagningen i denna studie medan halterna i Industriområdet hämtades från förstudien som utfördes av SWECO VIAK (2005).

Utöver den initiala startkoncentrationen av dioxiner i mark innehöll varje scenario en bakgrundskoncentration av dioxiner i luft. Optimalt hade dessa halter motsvarat de halter som har mätts upp på området, men eftersom lufthalterna för flera kongener var under detektionsgränsen användes luftkoncentrationer från IVL (2006) som bakgrundskoncentration istället. Dessa mätningar var från flera tidpunkter och bedömdes även ur den aspekten som ett bättre underlag modelleringen. De uppmätta lufthalterna från Marieberg och IVL visade generellt små skillnader.

Tabell 4. Markkoncentrationer (ng/kg våtvikt) samt totalt organiskt kol (TOC i %) i de tre scenarierna som användes för att utvärdera modellresultat från CalTOX. Det omättade skiktet uteslöts för odlingslotten eftersom morötter enbart växer i rotskiktet.

	HxCDD	HpCDD	OCDD	PeCDF	HpCDF	OCDF	TOC
	ng/kg våtvikt						%
Referensområdet- rotskikt	4	17	29	0,3	105	70	3,9
Referensområdet- omättat skikt	0,0004	0,002	0,003	0,00003	0,01	0,007	3,9
Industriområdet- rotskikt	34 000	11 400	11 100	300	206 000	177 000	3,9
Industriområdet- omättat skikt	2 200	4200	3900	170	70 300	45 200	3,9
Odlingslott-rotskikt	1 600	3 300	2 700	13	21 000	34 000	2,7

Tabell 5. Sammanställning miljöprov som togs i det Mariebergsområdet samt de modellsценарier där respektive prov använts.

	Luft	Grundvatten	Hallon	Mjolk	Ägg	Morötter
Referensområdet	x	x	x	x	x	
Industriområdet	x	x	x			
Odlingslott						x

Tabell 5 sammanställer de miljöprov som togs i området samt de modellsценарier där respektive prov använts vid utvärderingen.

Referensområdet är det scenario som användes för att utvärdera modellresultaten mot de prover som togs utanför det förorenade industriområdet i Marieberg.

Markkoncentrationerna i rotsiktet samt TOC utgör medelvärden av de jordprover som togs vid bondgården. För det omättade skiktet antogs en markkoncentration som var 10 000 gånger lägre än rotsiktet.

Industriområdet är det scenario som användes för att utvärdera modellresultaten mot de prover som togs vid Mariebergområdets mest förorenade område. Markkoncentrationerna i rotsiktet utgörs av medelvärdet av ytliga prover (0-1m) från SWECOs förstudie. Markkoncentrationen i det omättade skiktet utgörs av medelvärdet av djupare jordprover från SWECOs förstudie (1-2,3 m). TOC är samma som för Referensområdet.

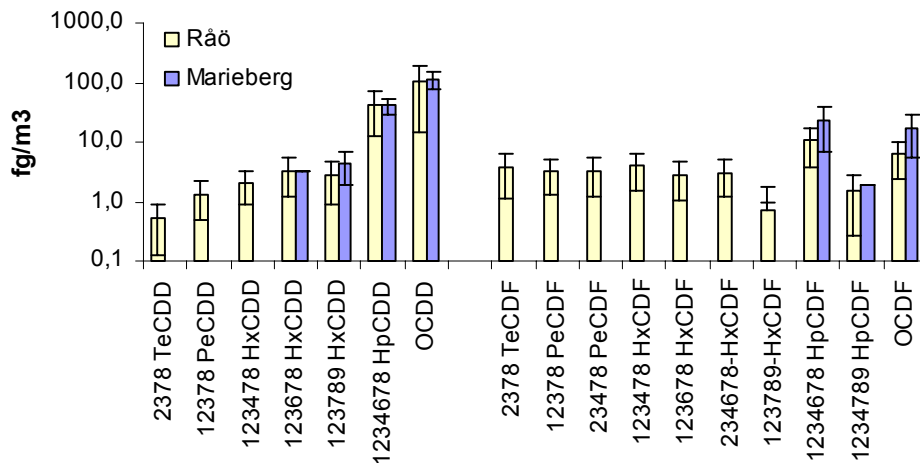
Odlingslotten är det scenario som användes för att utvärdera modellresultaten för upptag i rotfrukter. Markkoncentrationerna i rotsiktet samt TOC sattes till samma värden som de analyserade halterna i ett samlingsprov från odlingsplatsen.

Precis som för bakgrundsscenarioet (kapitel 3), användes de kriterier som beskrivs i slutet av kapitel 2 för utvärdering av modellresultaten i relation till uppmätta halter.

4.4 Koncentrationer i miljön

4.4.1 Luftkoncentrationer

Analyserna av luftproverna från Marieberg visade att endast ett fåtal kongener kunde detekteras. Någon större skillnad mellan de olika platserna kunde inte urskiljas och därför redovisas lufthalterna från Marieberg i form av ett medelvärde samt standardavvikelse för området (figur 14). I figuren jämförs medelhalterna i Marieberg med luftmätningar (medel samt standardavvikelse) från svenska västkusten (IVL, 2006).



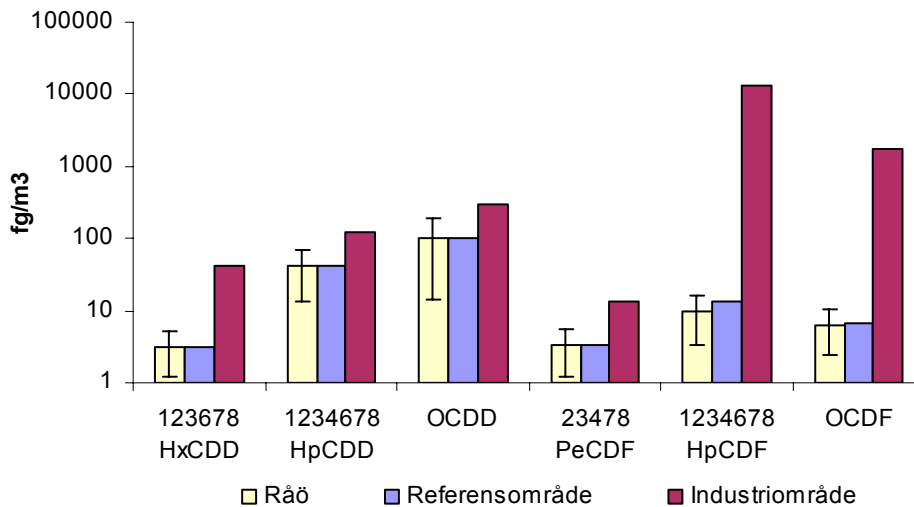
Figur 14. Uppmätta halter i luft (fg/m³) från Marieberg (denna studie) och från svenska västkusten (Råö; IVL, 2006). Endast kongener med halter över detektionsgränsen visas. För HxCDD utgörs Mariebergsvärdet av endast ett resultat. Observera att logaritmisk skala använts.

Provtagningen i Marieberg visade att luftkoncentrationerna inte var markant förhöjda jämfört med halterna från Råö, med viss reservation för 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF och OCDF. Både 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF och OCDF förekommer i mycket höga halter på

industriområdet och det kan inte uteslutas att skillnaden beror på påverkan från uppvirvlade markpartiklar.

Eftersom omfattningen av luftprovtagningen i Marieberg var begränsad till endast ett fåtal mättillfällen under hösten 2006 det inte att dra några slutsatser om hur väderleken inverkar på luftkoncentrationerna. Spridningsförhållandena på platsen styrs sannolikt av mark- och lufttemperaturer samt vind och nederbörd. Undersökningar av fördelningen av dioxiner mellan gas och partikelbunden fas i atmosfären har till exempel visat att gasfasen ökar vid ökande lufttemperaturer, särskilt för Pe-HxCDD/Fs (Oka et al., 2006). Man kan därför inte utesluta att gasavgången av dioxiner från marken kan vara signifikant under varma sommardagar. Vid torr väderlek får man dessutom en större dammspridning genom att markfuktigheten är låg. Ur spridningssynpunkt torde öppna och direkt solbelysta markytor medföra den största spridningsrisken till luft. En tät vegetation kan fungera som ett filter som fångar upp markångor (Hornbuckle & Eisenreich, 1996). Den skänker dessutom skugga och bidrar till att hålla nere marktemperaturen. Dessutom ger ett vegetativt skikt skydd mot vinderosion.

De beräknade lufthalterna för Referensområdet och Industriområdet är illustrerade i figur 15 tillsammans med uppmätta halter från svenska västkusten. De uppmätta lufthalterna användes för att justera emissionen på Referensområdet, vilket är anledningen till den mycket goda överensstämmelsen mellan de två första staplarna.



Figur 15. Beräknade dioxinhalter i luft (fg/m³) för Referensområdet och Industriområdet samt uppmätta halter från Råö (IVL, 2006). Observera att logaritmisk skala använts.

Modelleringen av Industriområdet utgick från betydligt högre markkoncentrationer än vid beräkningarna för Referensområdet. Modellen förutsäger alltså en markant förhöjning i luften vid höga markkoncentrationer.

Som framgår av figuren överskattades lufthalten i modelleringen som mest med ca 100 gånger i jämförelse med uppmätta halter. Storleksordningen för de beräknade halterna i luften motsvarar de luftkoncentrationer som kan förväntas i en urbaniserad region (Lohmann & Jones, 1998). Både industrier och trafik bidrar till att dioxinkoncentrationer i allmänhet är högre i storstadsområden än på landsbygden. Eftersom motsvarande halter inte kunde detekteras i fältproverna är det inte

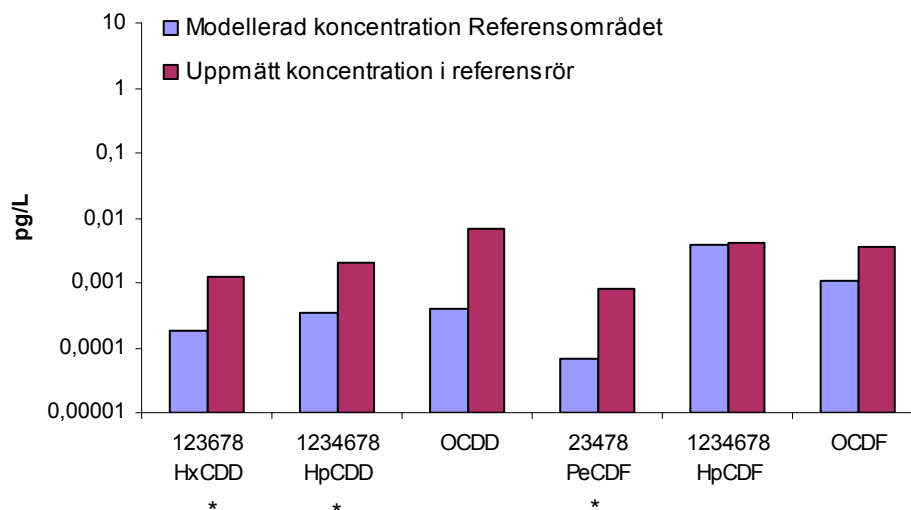
sannolikt att den luftburna exponeringen vid förorenade markområden medför större exponeringsrisker än ett urbaniserat område, med viss reservation för tillfällena med stark vind samt varm och torr väderlek.

4.4.2 Grundvattenkoncentrationer

Ett referensrör för grundvattenprovtagning etablerades 2006 på den östra sidan av landsvägen i Marieberg och analysresultat från detta grundvatten används för att utvärdera modelleringen av Referensområdet (figur 16). Halterna i grundvattenröret var så låga att endast ett fåtal kongener kunde detekteras, och därför redovisas även detektionsgränserna. Detektionsgränsen varierade för de olika kongenerna, men låg i allmänhet mellan 0,0006 och 0,001 pg/L. Avvikelserna mellan beräknade värden och uppmätta halter för HxCDD, HpCDD och PeCDF var därför mindre än vad som redovisas i figuren.

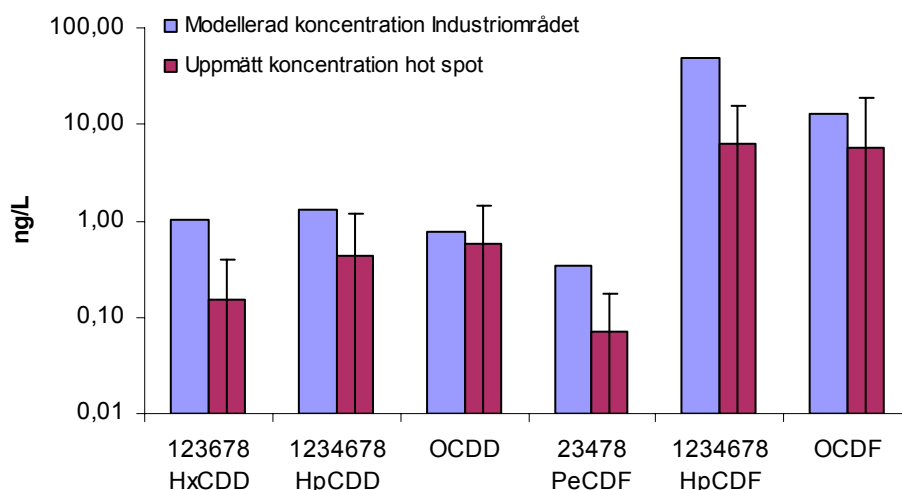
De kongener som kunde detekteras var högklorerade (OCDF och OCDD). Man kan därför anta att halterna huvudsakligen utgörs av en partikelbunden fraktion. Eftersom CalTOX endast ger den lösta fraktionen i grundvattnet kan man förvänta sig en viss avvikelse mellan beräknade och verkliga grundvattenhalter, särskilt för högklorerade ämnen som har en hög affinitet till partiklar. Persson et al. (2008) har visat att majoriteten av dioxinerna som återfinns i grundvatten är bundna till kolloidala partiklar.

Det finns ingen exakt uppgift på markkoncentrationen vid referensröret, så det går inte att fastställa hur väl de verkliga markkoncentrationerna i området stämmer med de som användes vid beräkningarna. Resultatet från modelleringen bedömdes dock som godkänt efter de kriterier som hade satts upp (se 4.3). Det bör också noteras att CalTOX-beräkningarna inte tar hänsyn till partikelbunden fraktion.



Figur 16. Beräknade grundvattenkoncentrationer (pg/L) för Referensområdet samt uppmätta halter i grundvatten från ett referensrör i huvudstudien (REF). * detektionsgräns – ej uppmätt. Observera att logaritmisk skala använts.

De beräknade grundvattenkoncentrationerna för Industriområdet redovisas i figur 17. Som jämförelse används medelvärdet samt standardavvikelsen på analyserade grundvattenprover från området norr om virkesmagasinet från förstudien och huvudstudien. Modellen gav generellt en god överensstämmelse mot de uppmätta värdena, även om modellvärdena tenderade att bli för höga snarare än för låga. Eftersom dioxiner hittats ned till minst 2 m djup på Mariebergs industriområde avspeglades detta i modellen genom en förhöjd markkoncentration även i det omättade skiktet. Om markkoncentrationen i det omättade skiktet uteslöts blev grundvattenkoncentrationerna i detta scenario alldeles för låga. Eftersom transporten av dioxiner i grundvattnet är en komplex process som påverkas både av områdets källstyrka, föroreningens utbredning, partikelkoncentrationen i vattnet, partiklarnas storlek m.m., kan det vara svårt att få en god överensstämmelse mellan modellresultat och uppmätta halter. De vattenhalter som använts härrör från olika provtagningsomgångar och variationen var stor både mellan olika rör, mellan också mellan samma rör vid olika tidpunkt. Med tanke på det generella angreppssätt som användes för att återge områdets markkoncentrationer samt de analyserade halternas stora variation kan man ändå anse att modellen ger en god fingervisning om hur grundvattnet kan påverkas av en dioxinförorening i marken.



Figur 17. Beräknade halter i grundvattnet (ng/l) för Industriområdet samt uppmätta halter (medelvärde och en standardavvikelse) i dekanterade grundvattenprover från området norr om magasinbyggnaden från (SWECO VIAK, 2005 och huvudstudien). De uppmätta halterna inkluderar koncentrationer vid detektionsgränsen. Observera att logaritmisk skala använts.

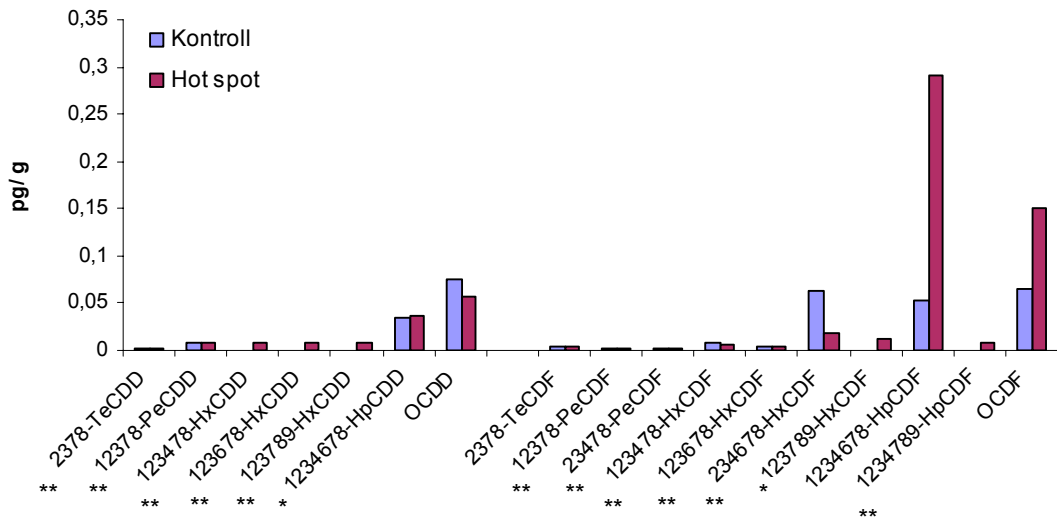
4.5 Koncentrationer i biota

4.5.1 Hallon

Figur 18 illustrerar dioxinkoncentrationerna i hallonen som växte på hot-spot och utanför industriområdet. Hallonen analyserades osköjljda. Detekterbara halter återfanns endast för OCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF och OCDF i båda proverna. Både 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF och OCDF var markant förhöjda i hallonen från hot-spot. Mest sannolikt beror denna förhöjning på luftburen spridning av dioxiner (t ex damm) till bärens yta. Det totala TEQ-värdet i hallonen från hot-spot uppgick till 0,013 pg

WHO-TEQ/g våtvikt vilket motsvarar TEQ-värdet från kommersiellt odlade morötter i SLVs livsmedelskontroll. TEQ-värdet för hallonen inkluderar värden för detektionsgränserna (s.k. övre halt; eng. upper bound level) och TEQ-halten utgör således ett maximalt värde.

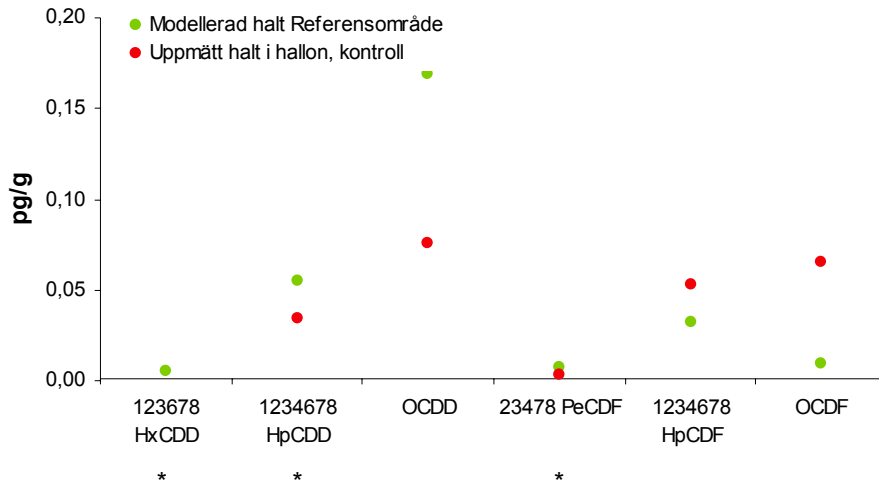
Växter har, med få undantag, obetydligt upptag av dioxiner via rötterna (Hülster & Marschner, 1993; Uegaki et al., 2006). Frukträd som växt under flera decennier på kontaminerad mark har till exempel inte visat förhöjda halter. Man såg inte heller någon påverkan i frukterna (Müller et al., 1993). Därför är det med all sannolikhet atmosfärisk deposition samt damning som bidragit till TEQ-halterna i hallonen från Marieberg, och en minskning av halten kan förväntas efter sköljning. Provtagning av färska växtdelar kan fungera som en indikator på förorenings-spridning från ett förorenat område, eftersom dessa fungerar som filter som påverkas av kontinuerligt av den miljö de växer i (Di Guardo et al., 2003).



Figur 18. Uppmätta dioxinhalter (pg/g) i hallon från hot-spot respektive utanför industriområdet. ** markerar att halten av kongenen var under detektionsgränsen för båda proverna. * markerar att halten av kongenen, detektionsgräns visas för kontrollprovet.

Den beräknade halten i ovanjordiska växtdelar från Referensområdet jämfördes med halterna i de hallon som plockades från kontrollområdet utanför Marieberg (figur 19). Modelleringen visar varken på en systematisk över- eller underskattning.

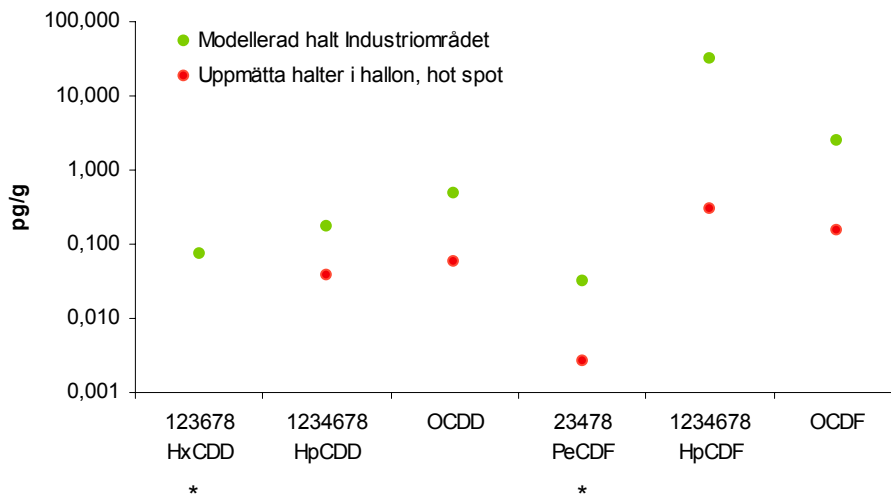
För att ta hänsyn till att hallonen växte en bit ovanför marken och därmed utsätts för en låg kontaminering av jordpartiklar från markytan, uteslöts transport av jordpartiklar till bladytorna i modellen. Det beräknade upptaget är således enbart ett resultat av det som togs upp från luften i form av atmosfärisk deposition. Halveringstiden för växternas vaxskikt (*Thalf_{le}*) hade tidigare identifierats som en parameter som bidrog till att modellen producerade för låga halter i bladiga växtdelar (Wiberg et al., 2007). I dessa modelleringar användes 42 dagar, ett värde som gav en bättre överensstämmelse då modellen utvärderades för bakgrundsscenarioet (se 3.4.1).



Figur 19. Beräknade halter i ovanjordiska växtdelar för Referensområde samt uppmätta halter i hallon som plockades från ett kontrollområde utanför Mariebergs industriområde (pg/g).

* detektionsgräns.

De beräknade halterna i ovanjordiska växtdelar för Industriområdet visas i figur 20. I jämförelse med de halter som mättes upp i hallonen från hot-spot överskattar modellen innehållet av dioxiner i växtdelarna. Detta är ett direkt resultat av de förhöjda luftkoncentrationer som modelleras då höga initiala markkoncentrationer introduceras i ett scenario.



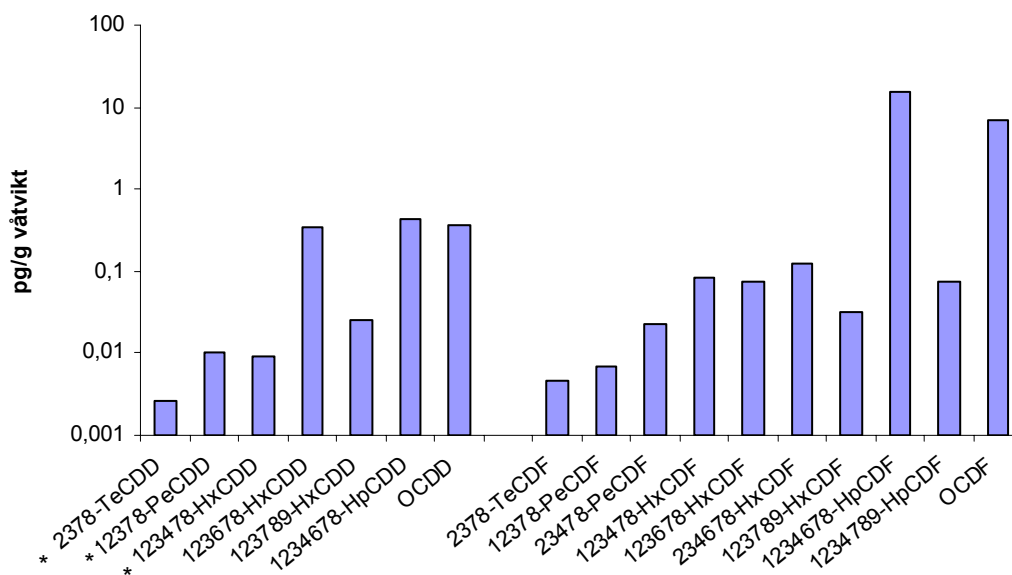
Figur 20. Beräknade halter i ovanjordiska växtdelar från industriområde samt uppmätta halter i hallon som plockades från hot-spot (pg/g). * detektionsgräns. Observera att logaritmisk skala använts.

Avvikelse mellan de beräknade och uppmätta värdena i figur 20 uppgår för flera kongener till en tiopotens. Det kan dock vara en fördel att modellen kan återge en förhöjning av halterna i exponerade växtdelar som en följd av höga koncentrationer i marken. Däremot bör man vara medveten om att detta även kan leda till en överskattning av exponeringen genom intag av ovanjordiska växtdelar.

4.5.2 Morötter

Halterna av dioxin i morötterna som odlades på bostadsområdet redovisas i figur 21. Morötterna från Marieberg uppvisade kraftigt förhöjda halter jämfört med rotfrukter i Livsmedelsverket livsmedelskontroll (SLV, 2007), vilket var att förvänta då morötter är kända för att kunna ackumulera dioxiner via rotupptag. Det totala TEQ-värdet i morötterna uppgick till 0,25 pg WHO-TEQ/g våtvikt. Detta kan jämföras med TEQ-värdet från rotfrukterna i SLV:s livsmedelskontroll som uppgick till ca 0,012 pg WHO-TEQ/g våtvikt.

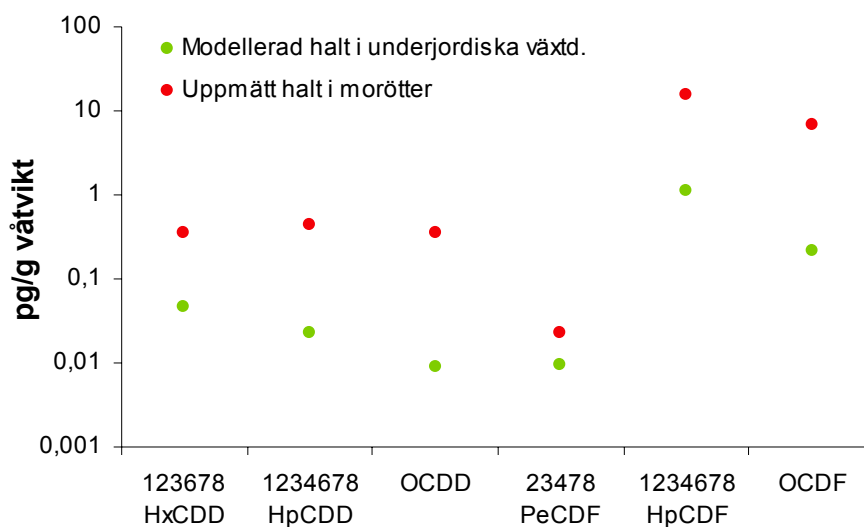
Eftersom morötterna växte i kontakt med jorden och analyserades borstade men oskalade finns en viss risk att jordpartiklar fanns kvar på ytan och bidrog till att höja halterna. Innehållet av dioxiner i potatis har visat sig korrelera mot dioxininnehållet i mark vid höga markkoncentrationer (Hülster & Marschner, 1993). I de fall då skalad potatis analyserades saknades dock den korrelationen. Därför är det sannolikt att den största andelen dioxiner i morötterna återfinns i de yttre delarna.



Figur 21. Uppmätta dioxinhalter (pg/g våtvikt) i morötter odlade i trädgården som är belägen på Mariebergs industriområde (medelvärde av två prover). * detektionsgräns. Observera att logaritmisk skala används.

Jordprovet från odlingslotten visade att marken innehöll ca 580 ng WHO-TEQ/kg TS. Kvoten mellan koncentrationen i morötterna och koncentrationen i marken (biokoncentrationsfaktor; BCF), varierade från 0,001 till 0,026. Skillnaden mellan den kongen som togs upp i lägst och högst utsträckning var ca 30 gånger. Detta innebär att biotillgängligheten hos dioxiner kan felbedömas om man utgår från att varje kongen är lika tillgänglig. Normalt förväntar man sig att högre klorerade dioxiner och furaner har en lägre biotillgänglighet jämfört med lågklorerade kongener. Så var också fallet för dioxin-kongenerna där BCF avtog med ökande kloreringsgrad. För furanerna är saknades motsvarande trend.

Figur 22 illustrerar beräknade halter för underjordiska växtdelar och uppmätta halter i morötter från odlingslotten.

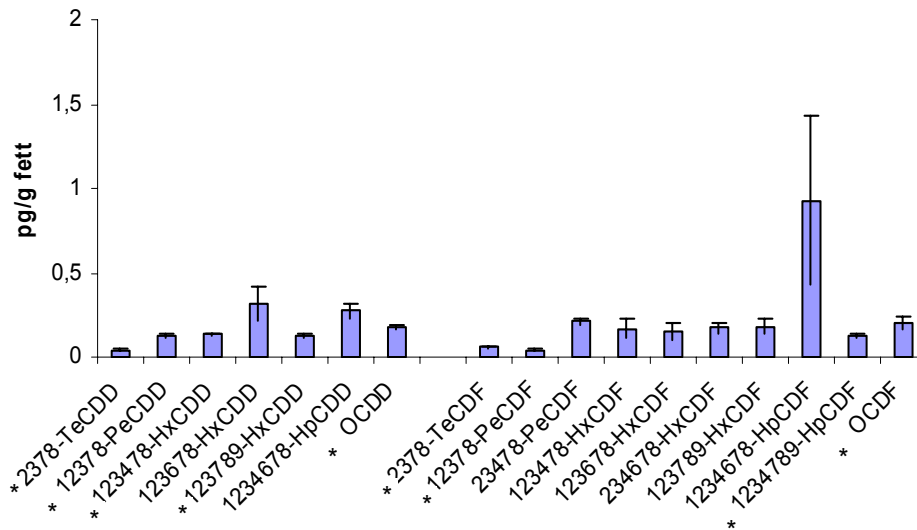


Figur 22. Beräknade dioxinhalter i underjordiska växtdelar och uppmätta halter i morötter från odlingen i Marieberg (pg/g vätvikt).

För flertalet kongener blev de beräknade halterna i underjordiska växtdelar väsentligt lägre än de halter som mättes upp i morötterna. Resultatet med för låga halter i modellen beror sannolikt inte på brister i själva modellen, snarare har det ett samband med att morötter ackumulerar dioxiner i högre utsträckning jämfört med andra växter (Engwall & Hjelm, 2000; Shroll & Schneuert, 1993). Om andra rotfrukter än morötter hade använts för jämförelsen hade avvikelserna sannolikt varit mindre. För att få en överensstämmelse mellan modellen och de morötter som hade odlats på Marieberg justerades värdet på fördelningskoefficienten i mark (Kd_s) så att en god överensstämmelse kunde erhållas. De justerade värdena användes senare för att modellera exponeringsrisker med intag av rotfrukter som odlats i förorenad mark.

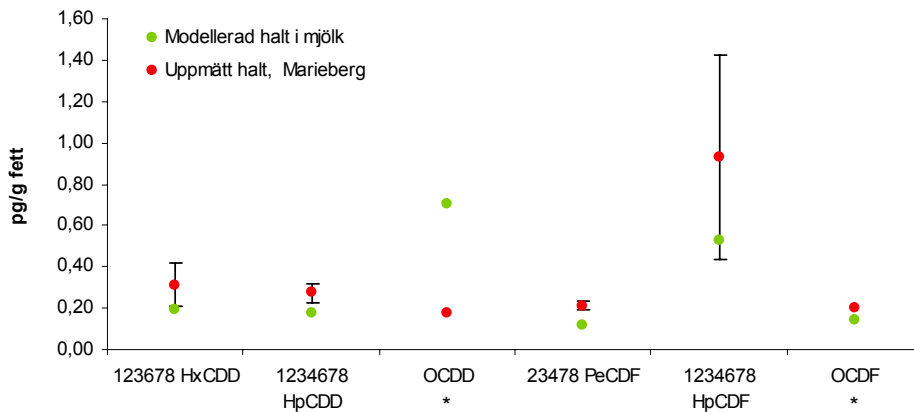
4.5.3 Mjölken

Dioxinhalterna i komjölken var genomgående låga (figur 23). Trots betesmarkernas närhet till industriområdet och trots att en viss påverkan kunde konstateras genom att studera kongenmönstret, var det totala TEQ-värdet i mjölken från Marieberg endast 0,31 pg WHO-TEQ/g fett. Detta är långt under gränsvärdet på 3 pg/g fett som satts av EU (EC, 2006). Under förstudien konstaterades det att delar av hagmarken uppvisar något förhöjda halter medan jordproverna tagna i denna studie mer eller mindre tydde på bakgrundshalter. Även om betesmarken i någon mån är påverkad av industriområdet tycks detta inte medföra någon negativ inverkan på halterna i mjölken.



Figur 23. Uppmätta dioxinhalter (pg/g fett) i mjölk från bondgården som är belägen i anslutning till industriområdet (medelvärde och standardavvikelse för tre prover). * detektionsgräns.

I figur 24 görs en jämförelse av de beräknade halterna i mjölk från referensområdet mot de uppmätta halterna i mjölken från Marieberg vilket uppvisar god överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta halter. Avvikelsen var som mest inte större än faktorn 4.



Figur 24. Beräknade halter i mjölk (pg/g fett) från referensområdet och uppmätta halter i mjölk från Marieberg.

Modelleringen utgår från att djurens föda härrör helt och hållet från modellens växtde- lar. Eftersom gräs växer nära marken och kor riskerar ett direktintag av jordpartiklar då de betar nära marken inkluderades både spridning av jordpartiklar till växternas blad- ytor och direktintag av jord i scenariot. Bidraget från jordpartiklar som sprids till blad- delar och direktintaget av jord till djuren är två funktioner som enkelt kan stängas av eller sättas på för varje scenario som modelleras.

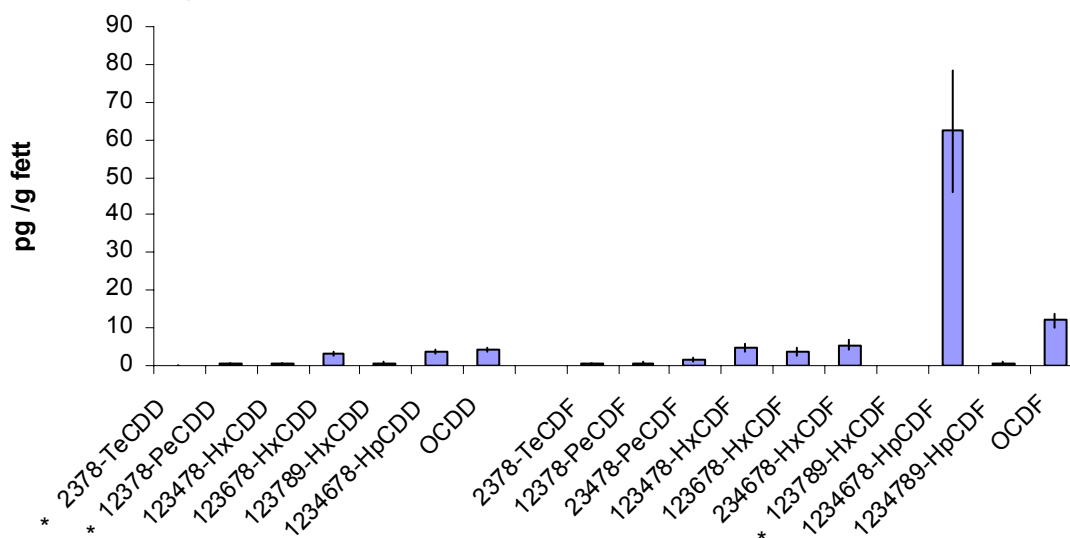
4.5.4 Ägg

Dioxinhalterna i ägg från Marieberg sammanställs i figur 25. De redovisade värdena utgörs av medel samt standardavvikelser.

Arbeten av Stolt (2006) och Air et al. (2003) har visat att utomhusvistelse bidrar till högre halter av dioxiner i ägg eftersom hönorna exponeras för omgivningens bakgrundshalter. Eftersom höns som går utomhus och pickar direkt på marken får de i sig både jord och maskar, vilket bidrar till deras upptag av föroreningar. Det är inte ovanligt att redan låga koncentrationer i jord kan medföra kraftigt förhöjda halter av dioxin i ägg. Ägg från frigående höns som hölls på jordar som innehöll ca 11-13 ng TEQ/kg TS fick ett innehåll på 24-121 pg TEQ/g fett (Pirard et al., 2003). Även det omvända har noterats, det vill säga att höga koncentrationer i marken gav upphov till oväntat låga halter i ägg. I en studie utförd av Air et al. (2003) innehöll marken 41-148 ng I-TEQ/kg TS, medan äggen innehöll 16-21 ng I-TEQ/kg fett. Jordproverna från det området där hönorna vistades i Marieberg innehöll dioxinhalter i nivå med normala bakgrundskoncentrationer (2,0-5,5ng WHO-TEQ/kg TS).

De tre äggproverna från Marieberg innehöll 2,6-4,3 pg WHO-TEQ/g fett, vilket är betydligt lägre än vad som mätts upp i ovanstående studier.

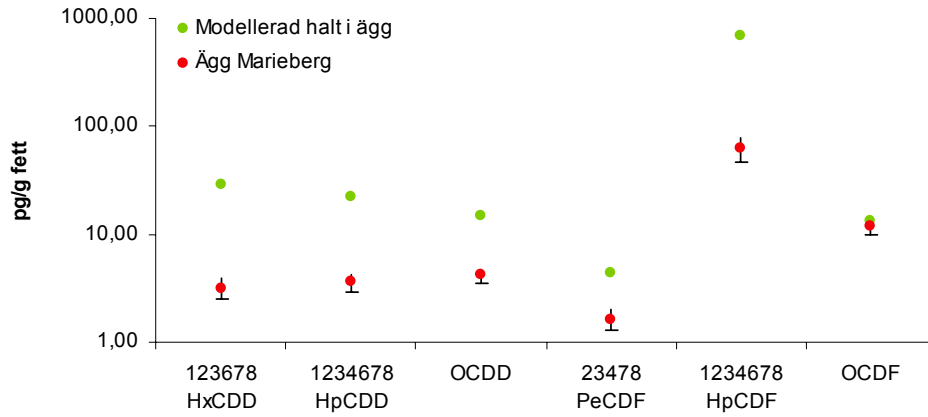
Även om halterna i äggen inte kan anses som markant förhöjda med tanke på att det är frigående höns visade närvaron av den typiska kongenen 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF att det finns en viss påverkan från området. Eftersom det visat sig att hönsfoder kan bidra till innehållet av dioxiner i ägg, analyserades även hönsfodret men detta innehöll endast låga halter.



Figur 25. Uppmätta dioxinhalter i ägg (pg/g fett) från Marieberg (medelvärde samt en standardavvikelse för tre prover). * detektionsgräns.

De beräknade halterna i ägg från Referensområdet var överskattade i jämförelse med uppmätta halter (figur 26). Som mest var de beräknade halterna ca 10 gånger högre. Frigående hönsors intag av jord har uppgetts variera mellan 2 och 10 g/dag (SCAN, 2000). Vid beräkningarna användes därför ett jordintag på 5g/dag i stället för modellens originalvärde (0,013 g/dag).

Hönors jordintag är beroende på uppfödningförhållandena. Värdet för jordintaget är kritiskt och man kan konstatera att beräkning av dioxinhalter i ägg är en komplex och därmed svår uppgift att modellera (se även 3.4.4).

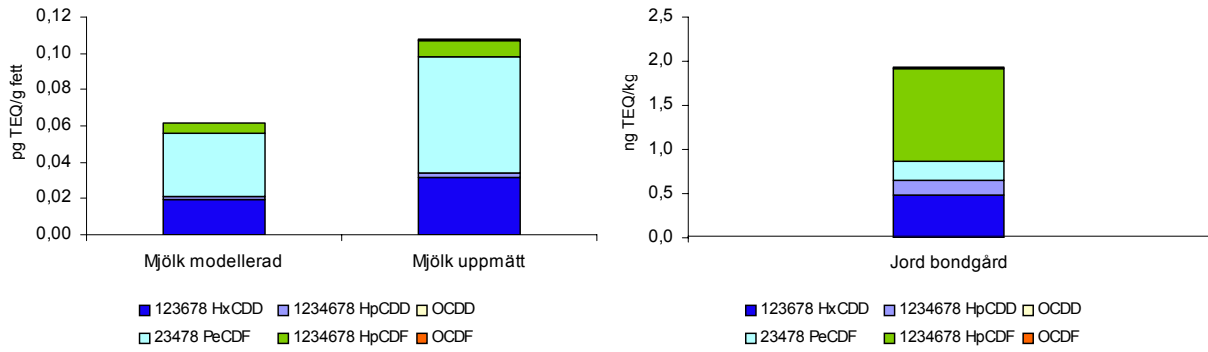


Figur 26. Beräknade halter i ägg och uppmätta halter i ägg från Marieberg (pg/g fett). Observera att logaritmisk skala använts.

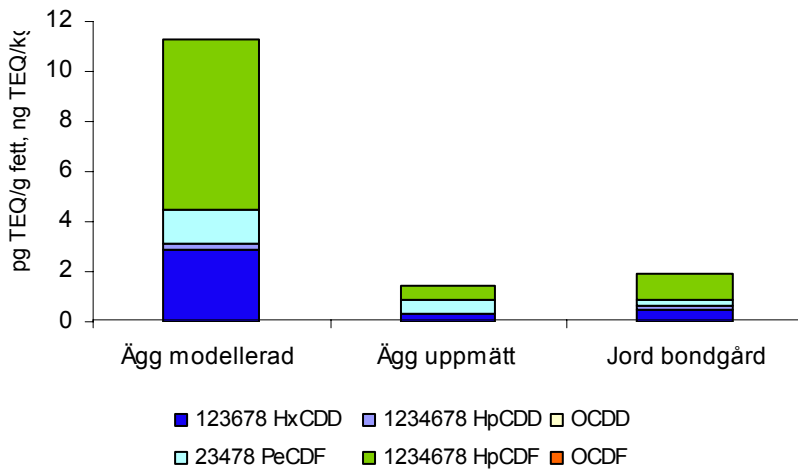
4.6 Omfördelning av kongenernas TEQ-bidrag efter upptag

Upptag av dioxiner i biota skiftar kraftigt mellan kongener och mellan arter. Olika arter har varierande förmåga att biotransformera (omvandla) kongener olika snabbt vilket kan leda till en förskjutning av olika kongenernas relativa bidrag till det totala TEQ-värdet, från abiotiska till biotiska matriser, t.ex. från mark till kött, mjölk eller ägg. Det är alltså viktigt att skilja mellan exponering (t.ex. intag) och upptag (inre dos), samt att vara medveten om organismers förmåga att "avgifta sig" så att olika kongener får olika lång biologisk "livslängd" (variation i biologisk persistens). I högre organismer matriser återfinns vanligtvis bara 2,3,7,8-substituerade kongener eftersom övriga metaboliseras och utsöndrats. Även mellan de olika 2,3,7,8-klorerade kongenerna finns markanta skillnader i organismernas förmåga till avgiftning. Det är därför relevant att studera hur olika kongener bidrar till det totala TEQ-värdet och hur det ändras från matris till matris. Riskbedömningar av förorenad mark koncentreras ofta till markens dioxinkoncentration, men de kongener som bidrar till markens TEQ-värde bidrar sällan i samma utsträckning till TEQ-värdet i biota. De WHO-TEF-värden som använts i nedanstående exempel är från revideringen 2005 (van den Berg et al., 2006).

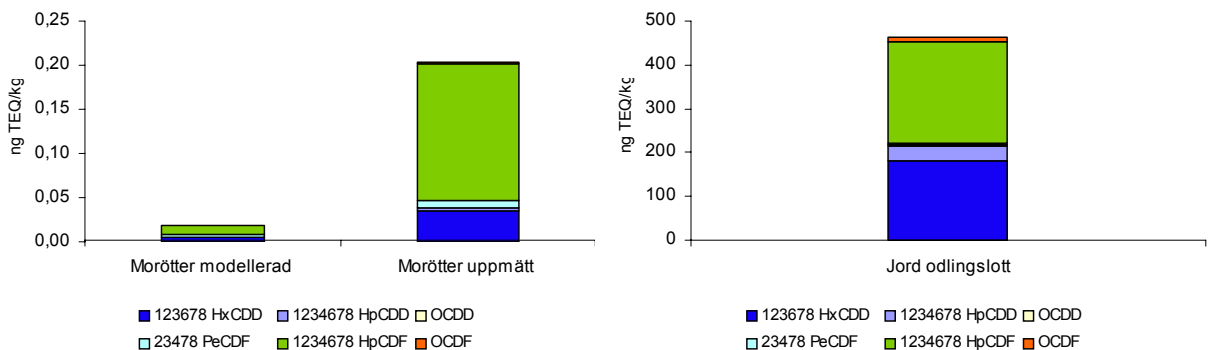
Figur 27-29 illustrerar beräknade och uppmätta värden för olika kongeners bidrag till de totala TEQ-halterna för mjölk, ägg, morötter och jord.



Figur 27. Beräknade och uppmätta bidrag från respektive kongen till totala TEQ-värdet i mjölk och jord (TEF-värden, van den Berg et al., 2006).



Figur 28. Beräknade och uppmätta TEQ-bidrag från respektive kongen till totala TEQ-värdet i ägg och jord (TEF-värden, van den Berg et al., 2006).



Figur 29. Beräknade och uppmätta TEQ-bidrag från respektive kongen till totala TEQ-värdet i morötter och jord (TEF-värden, van den Berg et al., 2006).

De två kongenerna HxCDD och HpCDF står tillsammans för ca 80 respektive 90% av TEQ-värdet i jorden från bondgården respektive odlingslotten. I livsmedlen bidrar dessa två kongener med 40% av TEQ-värdet i mjölken, 65% i äggen och 95% i morötterna. PeCDF, som inte bidrar nämnvärt till TEQ-värdet i marken, står för hela 60 % av TEQ-värdet i mjölken, 35 % i äggen och endast 5 % i morötterna.

Modellen återgav i allmänhet TEQ-profilen i de analyserade proverna på ett representativt sätt. För mjölken var överensstämmelsen mellan profilerna mycket god, men totala TEQ-värdet var något överskattat. För äggen gav beräkningarna en något låg bidrag för PeCDF och en för högt bidrag för HpCDF. Det totala TEQ-värdet blev därför högre än det uppmätta. För morötterna var förhållandet det omvända, PeCDF fick en något högre betydelse än HpCDF och det totala TEQ-värdet var lägre.

Sammantaget visar denna jämförelse att även låga halter i marken av kongener med hög biotillgänglighet och/eller persistens kan ha en stor inverkan på TEQ-värdet i biota. På motsvarande sätt kan kongener med hög koncentration i marken få en liten eller obetydlig inverkan på TEQ-värdet efter upptag.

4.7 Sammanfattning

Utvärderingen av CalTOX i en platsspecifik tillämpning visar att modellen genererar användbara resultat för flertalet spridningsvägar. Den största avvikelserna mellan modellen och uppmätta data erhålls sannolikt för spridningen till luft. När en hög källstyrka i marken anges i modellen medför detta kraftigt förhöjda luftkoncentrationer. Eftersom de uppmätta halterna inte kunde bekräfta denna bör man betrakta de beräknade luftkoncentrationerna som maximalvärden. Följden av detta blir att man riskerar att överskatta ett förorenat områdes påverkan på halterna i ovanjordiska växtdelar eftersom dessa påverkas av dioxiner som finns i modelluften. Som mest noterades en överskattning på ca 10 gånger i utvärderingen för upptag i växter. Analyserna av hallon som plockats i Marieberg visade dock att man kan förvänta sig en viss förhöjning av halterna i t.ex. bär, beroende på var de växer. Det är således realistiskt att förvänta sig en högre kontamineringsgrad av växter i närheten av förorenade områden och denna återspeglas således i modellen. Vid en modellering av upptag i växter bör hänsyn tas till om spridning av jordpartiklar till bladytorna ska inkluderas eller inte. Denna spridningsväg är i de flesta fall endast aktuell för marknära växter och är i hög grad beroende av faktorer som jordtyp, markanvändning, klimat, växtsätt och markens täckningsgrad.

Analys och CalTOX-beräkningar av dioxinhalt i mjölk visade på en god överensstämmelse. Experimentella bioöverföringsfaktorer bör dock användas. Upptag av dioxiner i betande djur utvärderades inte platsspecifikt, men för ett mot bakgrund av de goda resultat som erhöles för mjölk samt utvärderingen för kött i bakgrundscenariot (3.4.2), finns god grund att tro att modellen även genererar goda resultat för upptag i kött i ett förorenad mark scenario. Upptaget av dioxiner till både kött och mjölk är i hög grad beroende av vilken markkoncentration som används i modelleringen eftersom det är spridning av jordpartiklar till växtytor samt djurens direktintag av jord som leder till ett högt upptag.

Om CalTOX används för att beräkna morötters upptag av dioxiner ska man vara medveten om att morötter är hyperackumulerande till skillnad från de flesta andra rotfrukter, och en underskattning av dioxinhalten kommer sannolikt att ske. Graden av underskattning varierade för olika kongener och beräknade halter var upp till 10-40 gånger för låga i jämförelse med oskalade morötter som växt på platsen. För andra rotfrukter (t.ex. potatis) kan beräknade halter utgöra en god uppskattning av verkliga halter, men vidare analyser och utvärdering krävs för att utreda detta. Eftersom morötterna i denna studie analyserades med skalet på torde man kunna anta att skalade morötter innehåller halter som är mer lika de beräknade halterna, eftersom experimentella studier visat att det är just i skalet som dioxinerna ackumuleras.

De uppmätta dioxinhalterna i ägg visade att förhöjda halter i jord kan leda till överskattade halter i ägg. I våra scenarier blev dock överskattningarna som mest en faktor 10. Svårigheten med att beräkna sanningsenliga ägghalter är kopplade både till själva modellen och parametervärdena, men också till bristande förståelse / kunskap om hur hönor exponeras i sin miljö och hur detta ska kvantifieras på ett korrekt sätt. Mot bakgrund av de resultat som erhöles bedöms modellen kunna användas för att göra en grov bedömning av riskerna med äggproduktion på ett område. Om sådana finns kan modellen kalibreras mot de analyserade värdena vilket ökar förutsättningen att nå säkrare resultat.

Upptaget av dioxiner i fisk utvärderades inte plats specifikt. Erfarenheterna från den tidigare bakgrundsmodelleringen visade att det finns svårigheter med att modellera denna exponeringsväg även om relativt goda resultat erhöles då bioackumulationsfaktorer användes i stället för biokoncentrationsfaktorer. För ett förorenad markscenario tillkommer en extra svårighet med att bestämma hur stort läckage av föroreningar ett förorenat område orsakar till omgivande ytvatten. För att kunna förbättra noggrannheten i beräknade flöden av hydrofoba ämnen från förorenad mark till omgivande ytvatten krävs mer forskning, eftersom full insikt i hur dessa processer går till saknas. Därtill beror upptaget av hydrofoba föroreningar i fisk på egenskaper hos själva fisken, och dessa kan inte återges i CalTOX.

Beräknade grundvattenkoncentrationer stämde någorlunda väl överens med uppmätta värden från det förorenade området. Vid mycket låga markkoncentrationer tenderar modellen att generera för låga koncentrationer, medan vid höga markkoncentrationer tenderar modellen att förutspå för höga halter. Variationen i de uppmätta grundvattenkoncentrationerna var mycket stor, både inom och mellan olika rör. Eftersom flera grundvattenmätningar från olika rör och från samma rör vid olika tidpunkter hade inkluderades i jämförelsen kan resultatet tolkas som att de beräknade grundvattenkoncentrationerna är representativa, men att de medger en viss säkerhetsmarginal.

Eftersom upptag av dioxiner i biota skiftar kraftigt mellan kongener och eftersom biota har en förmåga att biotransformera (bryta ned) kongener olika snabbt sker en markant förskjutning av kongenernas bidrag till det totala TEQ-värdet från abiotiska till biotiska matriser, t.ex. från mark till kött, mjölk eller ägg. En jämförelse gjordes mellan olika matriser från det förorenade området, och denna visade att även låga halter i marken av kongener med hög biotillgänglighet och/eller persistens, kan ha en stor inverkan på TEQ-värdet i biota. På motsvarande sätt kan kongener med hög koncentration i marken få en liten eller obetydlig inverkan på TEQ-värdet efter bioöverföringen.

5 Humanexponering från dioxinförorenad mark

I detta kapitel beskrivs ett exponeringsscenario vid olika markkoncentrationer i syfte att åskådliggöra hur förorenad mark kan påverka människor i dess nära omgivning. För beräkningarna har CalTOX's exponeringsmodul använts. Då spridningsmodulens styrkor och svagheter redan har identifierats kan exponeringsberäkningarna ges relativt god tillförlitlighet. Scenariot grundar sig på data för små barn då dessa har ett annat beteende samt en, i förhållande till kroppsvikten, högre konsumtion av luft, vatten och livsmedel, vilket innebär att de blir utsatta för en högre exponering än vuxna.

5.1 Beskrivning av scenario

Den riskbedömningsmodell för förorenad mark som tagits fram av Naturvårdsverket är under revision och i samband med remissförfarandet har IMM föreslagit nya parametervärden. Vårt scenario motsvarar till stor del scenariot för känslig markanvändning (KM) med IMMs föreslagna parametervärden för barn eftersom denna grupp utgör den mest utsatta gruppen i detta sammanhang. Ett tillägg har dock gjorts för intag av mjölk, kött och ägg eftersom dessa exponeringsvägar inte är inkluderade i den svenska modellen. För intag av kött, mjölk, grönsaker, potatis, rotfrukter, ägg användes medelintag för 4-åringar från Riksmaten Barn (SLV, 2006).

Alla parametervärden som användes i exponeringsberäkningarna återfinns i bilaga 4. IMMs föreslagna värden användes för följande parametrar: kroppsvikt, intag av jord, antal dagar per år som medför hudkontakt, adsorberad mängd jord på hudyta, exponerad hudyta, intag av dricksvatten, andel hemodlade grönsaker/ rotfrukter, koncentration av inandningsbart damm inomhus samt andningskapacitet. Andelen lokalt producerad mjölk och ägg som konsumeras i scenariot sattes till 0,8 eftersom det är sannolikt att de som har egen produktion av dessa livsmedel är mer eller mindre självförsörjande. Andelen lokalt producerat kött sattes något lägre till 0,5, vilket sannolikt är en överskattning i de flesta fall. Tiden som tillbringas inomhus respektive utomhus i scenariot sattes till 20 respektive 4 timmar per dag.

Utöver ovan nämnda parametrar finns det två andra parametrar i CalTOX som kan vara av stor betydelse för exponeringen. Den ena parametern beskriver andelen jord som kommer från förorenad mark vid hudkontakt. Med andra ord kan användaren själv styra i hur hög grad den kontaminerade jorden ska bidra till hudkontakt. I detta scenario antogs 100 % eftersom det ger en worst-case bedömning. Den andra parametern beskriver en direkt transport av jordpartiklar till bladytor. Detta innebär att både människor och djur i modellen kan utsättas för ett ”extra” intag av jord genom konsumtion av kontaminerade bladdelar. Beroende på vilken typ av växtlighet (växtsätt, marktäckning, etc.) som avses i modelleringen, kan inverkan från denna parameter enkelt uteslutas genom en avstängningsfunktion i CalTOX.

I samband med exponeringsberäkningarna har känslighetsanalyser utförts som visar vilka parametrar i beräkningarna som har en stor inverkan på modellresultatet. Resultatet från en känslighetsanalys kan därmed ge ledning om vilka

parametrar som bidrar mest till osäkerheter i resultaten. Dessa parametrar bör förses med en så god uppskattning som möjligt av ett representativt värde för den individ/population man avser att modellera.

Det bör uppmärksammas att åtskillnad måste göras mellan exponerad (d.v.s. yttre dos) och upptagen (absorberad inre dos). I dessa beräkningar redovisas enbart den yttre dosen, vilket inte innebär att hela mängden förorening tas upp i kroppen. För intag av jord och hudkontakt har den yttre dosen dock justerats för att ta hänsyn till den lägre tillgängligheten för dioxiner i en jordmatrix.

5.2 Markkoncentrationens betydelse för olika exponeringsvägar

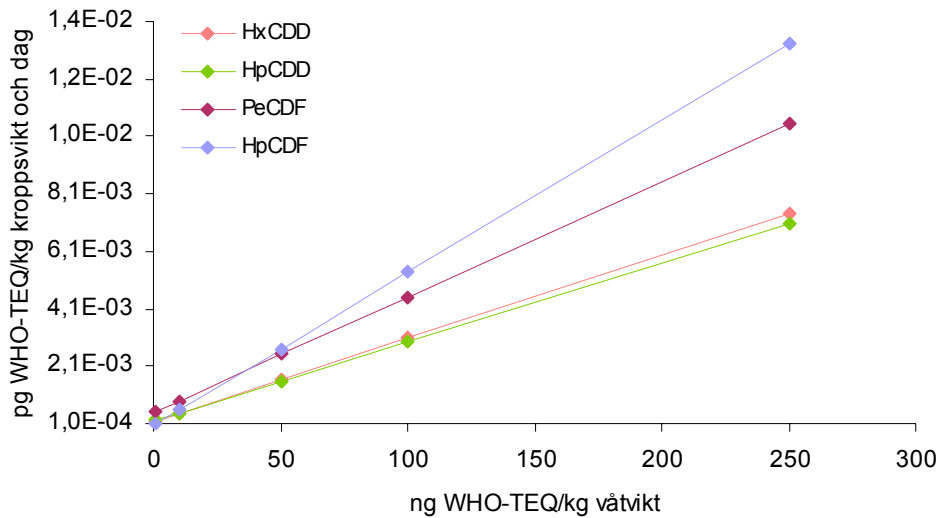
De exponeringsvägar som beräknades var

- Inhalering
- intag av vatten
- intag av jord
- hudkontakt
- intag av mjölk
- intag av kött
- intag av ägg
- intag av ovanjordiska växter
- intag av rotfrukter

Intag via frukt och bär inkluderades ej eftersom denna exponeringsväg troligen är av mycket liten betydelse enligt tidigare observationer (t.ex. Müller et al., 1993). Exponeringsberäkningarna utfördes för olika markkoncentrationer, från 1 till 250 ng TEQ/kg våtvikt. Av de sex kongener som användes för att utvärdera modellen inkluderades endast de kongener som normalt bidrar till en väsentlig del av toxiciteten på dioxinförorenad mark i exponeringsberäkningarna: HxCDD, HpCDD, PeCDF och HpCDF. De TEF-värden som användes är WHO:s senaste värden (van den Berg et al., 2006).

5.2.1 Inhalering

Figur 30 visar den totala exponeringen via inhalering av inom- och utomhusluft som beräknats för scenariot. Upptagsfraktionen antogs vara 100 % av exponerad dos. Vid 250 ng TEQ/kg uppgår den till max 0,014 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag, vilket endast utgör 0,7 % av det rekommenderade TDI-värdet på 2 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag (EC, 2001).



Figur 30. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via inhalering vid ökande TEQ-koncentrationer i marken (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

Inhalering av inomhusluft bidrar till större delen av den totala exponeringen eftersom samma koncentration beräknades för både inom- och utomhusluften, och tiden för exponering inomhus och utomhus var satt till 20 respektive 4 timmar. Förhöjda halter av dioxiner i inomhusluft till följd av impregnerat byggmaterial har påvisats i tidigare studier (Sagunski et al., 1989). Vid undersökningar av förorenade områden har man också konstaterat förhöjda halter av dioxiner i damm från byggnader (Dahlgren et al., 2003), vilket kan bidra till exponeringen via inhalering kan öka. Hushållsdamm har också visat sig kunna bidra något till variationen av 2,3,7,8-TCDD och 1,2,3,7,8-PeCDF i blodserum (University of Michigan, 2006). Aktiviteter som orsakar damning (renoveringsarbete, transporter under sanering etc.) bör därför undvikas i dioxinkontaminerade miljöer. Inomhus i fallet med förorenade byggnader kan den lägre omsättning av luften leda till omständigheter där inhalering utgör en betydande exponeringsväg.

Ingen åtskillnad har gjorts med avseende på andningskapacitet beroende på graden av aktivitet som utförs även om detta är möjligt i CalTOX. Vid höga aktiviteter som medför tyngre andhämtning ökar givetvis exponeringen, men denna grad av aktivitet utförs troligen endast under begränsade tidsperioder. Exponeringskurvorna i figuren innehåller en viss säkerhetsmarginal eftersom ökande markkoncentrationer i modellen ger upphov till förhöjda halter i luften utomhus som sannolikt inte kan påvisas i verkligheten. Scenariot förutsätter också 24 timmars vistelse på det beräknade området. Inhalering utgör sannolikt ingen väsentlig exponeringsrisk på dioxinförorenad mark. Både industrier och trafik bidrar till att luftkoncentrationer av dioxiner i allmänhet är högre i storstadsområden jämfört med landsbygden. Detta innebär att den luftburna exponeringen kan vara väsentligt högre för människor i en stor stad jämfört med människor som bor i anslutning till ett förorenat område.

För HxCDD och HpCDD gav den partikelbundna fasen i luften ett större bidrag till exponeringen jämfört med gasfasen. Exponeringen för PeCDF och HpCDF dominerades istället av bidraget från gasfasen. Vid höga TEQ-värden i marken var exponeringen från furankongenerna upp mot två gånger högre jämfört med

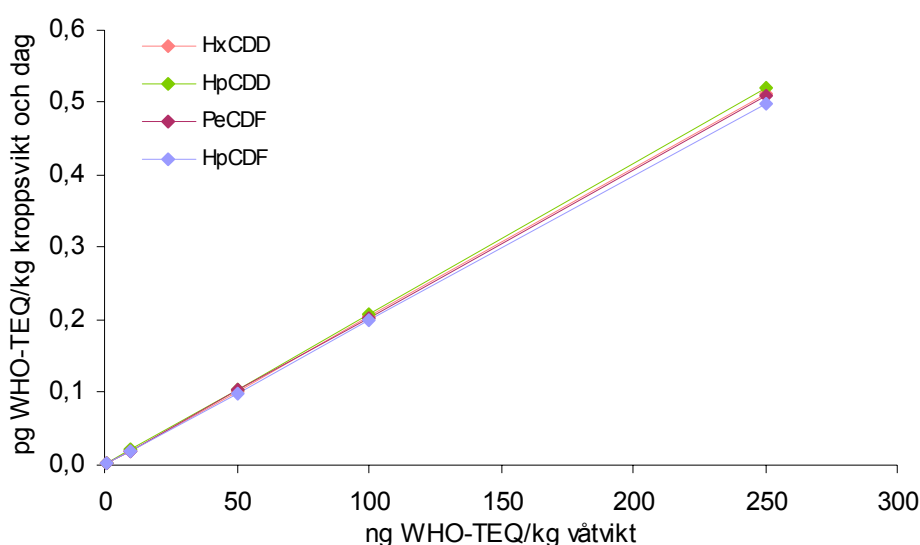
dioxinkongenerna. PeCDF är den lättaste och därmed den mest flyktiga av de fyra kongenerna, medan HpCDFs har större tendens att hamna i gasfasen än både HxCDD och HpCDD eftersom furaner är något mer flyktiga än dioxiner. En PCDF-förorening i mark kan alltså lättare förorsaka förhöjda luftkoncentrationer än en PCDD-förorening, samtidigt som markförorening av lågklorerade kongener medför högre luftexponeringsrisk än förorening av högklorerade kongener.

Känslighetsanalyser av inhalering visade att det framförallt var andningshastigheten (*BRA*), exponeringstiden inomhus (*ET_{ai}*) och dammängden i inomhusluft (*dust_{in}*) som påverkade modellvärdet. Andningshastigheten är kopplad till graden av aktivitet som utförs, men påverkas också av individernas ålder. Exponeringstiden inomhus och mängden damm i inomhusluft kan i hög grad vara individ- och platsberoende, och valet av dessa parametervärden har stor inverkan på slutresultatet.

5.2.2 Hudkontakt med jord

Figur 31 visar hur exponeringsrisken via hudkontakt ökar med ökande markkoncentrationer. Hänsyn är tagen till den låga tillgängligheten för absorption vid hudkontakt och sattes till 3%. Absorptionen av dioxiner från jord till hud och blod har tidigare uppskattats till 0,5-3 % enligt US EPA (följdreferens US EPA, 2003b), där 3 % ska utgöra ett konservativt antagande.

För denna exponeringsväg kan ingen större skillnad mellan kongenerna avläsas eftersom exponeringen styrs helt av markkoncentrationen. Vid 250 ng WHO-TEQ/kg ger hudkontakt med jord en exponering på ca 0,5 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt, vilket motsvarar 25 % av rekommenderat TDI. IMMs föreslagna värde för den hudyta som utsätts för exponeringen motsvarar 0,5 m² (eller 0,03 m²/kg för ett barn på 15 kg) utgör ca 70 % av den totala kroppsytan på en 0-6 åring (d.v.s. armar, ben och ansikte). I CalTOX har denna hudyta räknats om till 0,1 m²/kg för att kompensera för en korrektionsfaktor på 0,3 som ingår i modellens algoritm.



Figur 31. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via hudkontakt med ökande TEQ-koncentrationer i marken (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

I känslighetsanalysen var det fraktionen förorenad jord vid hudkontakt (*dfct_sl*), exponerings-frekvensen för jord (antal dagar per år, *EfsI*), exponerad hudarea (*Sab*) samt jordens adsorptionsförmåga till hud (*Slsk*) som visade sig vara de mest känsliga parametrarna. Som redan nämnts, kan det för dessa parametrar vara svårt att hitta representativa värden. För en säkrare bedömning av exponeringen bör antagandena för dessa parametrar revideras. Om det är sannolikt att endast en mindre andel förorenad jord kan bidra till hudkontakten, att den exponerade hudarean är mindre eller att vistelsen på det förorenade området är sådant att exponeringen kan ske färre än 365 dagar per år, minskar exponeringen. Beräkningen i figuren ovan visar exponeringen under förutsättning att den sker varje dag under ett år. Om hudkontakt uppstår endast vid sporadisk vistelse på ett område, t.ex. under 36 dagar per år, minskar exponeringen i figuren 10 gånger (36 dagar/ 365 dagar per år). Eftersom vi har en tydlig klimatvariation under året med perioder av kall väderlek (frusen mark/snö) som förhindrar jordkontakt samt väder då man företrädesvis vistas inomhus (regn) är det sannolikt att hudkontakt med jord sker betydligt färre dagar än 365 dagar per år.

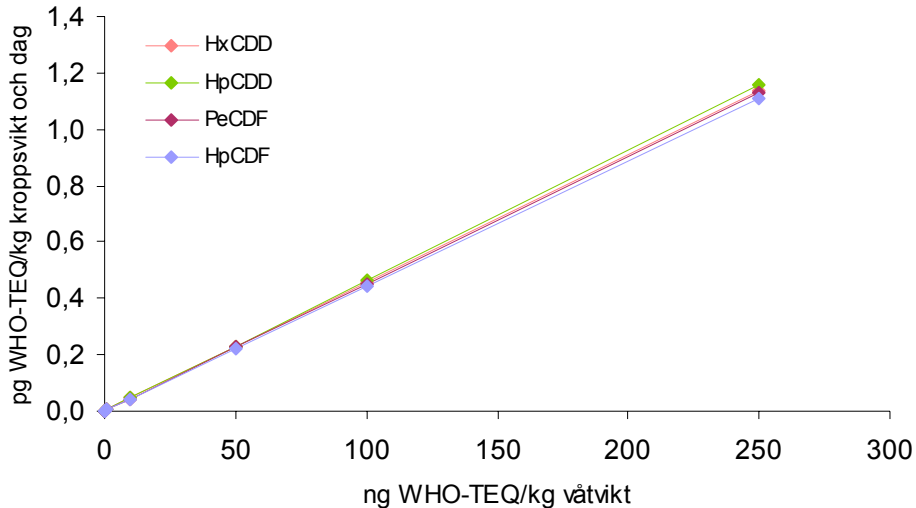
Jordens adsorptionsgrad till huden är en osäker parameter med en stor variation. Det rekommenderade värdet på 2 g/m^2 härrör från en studie med vuxna individer som arbetar i trädgårdar och motsvarar mängden jord som fastnar på deras händer. Choate et al. (2006) konstaterade att mindre jord adsorberades på tvättade händer eftersom fett bidrar till att fastlägga jordpartiklar mer effektivt. Eftersom adsorption av jord på händer används som modell för adsorption av jord till övriga delar av kroppen i beräkningarna erhålls troligen en överskattning av hudexponeringen.

Bortsett från exponerad hudarea och jordens adsorptionsgrad till huden kan man i CalTOX även ange hur stor andel av hudkontakten med jord som kommer från ett förorenat område. Värdet för denna parameter måste göras som en subjektiv bedömning och beror på platsspecifika förutsättningar. I modelleringen angav vi värdet 1 för denna parameter, men det finns en viss rimlighet i att anta att inte all jord som adsorberas består av förorenad jord med tanke på att markpartiklar förflyttas med hjälp av vind och ytavrinning.

5.2.3 Intag av jord

Beräknad exponering via intag av jord sammanställs i figur 32. En biotillgänglighet på 50 % antogs för alla kongener. Detta värde är en sammanvägning av observationer från ett flertal studier. Den relativa biotillgängligheten för oralt intag av sex olika jordar varierade mellan 19% och 34% (medelvärde för 17 olika kongener på sex olika jordar) och ansågs vara ett resultat av jordens sammansättning, tiden som föroreningen varit i jorden, kongensammansättningen m.m. (US EPA, 2003b; Ruby et al., 2002). En sammanställning av tidigare undersökningar i Ruby et al. visade att tillgängligheten kan variera från 16% till 63%. Morinello et al. (2006) sammanställde data från flera biotillgänglighetsstudier med dioxinförorenad jord och fann att biotillgängligheten vid oralt intag sannolikt underskrider 50%. En total tillgänglighet på 50% motsvarar en relativ tillgänglighet som är högre än 50%, vilket enligt ovanstående uppgifter borde vara ett realistiskt antagande.

Redan vid så pass låga markkoncentrationer som 100 ng WHO-TEQ/kg utgör exponeringen ca 25 % av det rekommenderade TDI-värdet (0,45 pg WHO-TEQ/kg och dag).



Figur 32. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av jord med ökande TEQ-koncentrationer i marken (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

Enligt känslighetsanalysen för exponering via intag av jord är det framförallt individens kroppsvikt (*BW*) och storleken på jordintaget (*Isl*) som påverkar exponeringen.

Det värde för intag av jord som användes i denna modellering var 120 mg/dag för barn. Värdet har föreslagits av IMM, och deras beräkning grundar sig på ett intag på 100 mg/dag samt en tillfällig exponering vid 15 tillfällen där 5 g jord intas från 0 till 6 års ålder. Intaget inkluderar både jord och damm och utgör exponering som sker både inomhus och utomhus. Ett högt jordintag är mer sannolikt för barn under 3 år och det förslagna värdet på 120 mg/dag som användes i modelleringen ska representera intag av jord för barn mellan 0 och 6 år.

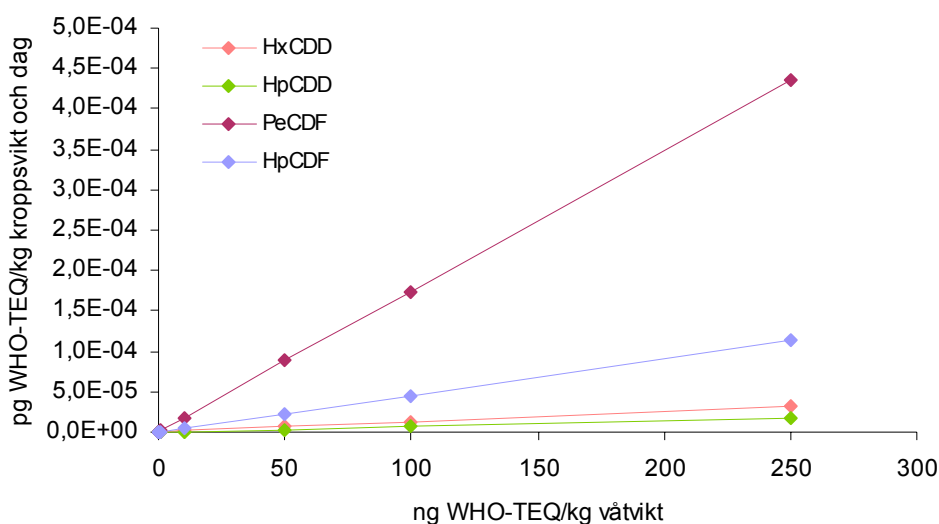
Antalet dagar som jordintag sker under ett år anges inte som en specifik parameter i CalTOX. Om ett jordintag förväntas ske under ett begränsat antal dagar per år måste därmed mängden jord som intas justeras. Intaget av jord inkluderar dock även intag av damm vilket antas ske inomhus och påverkas således inte av antalet dagar som intag av jord sker på ett förorenat område.

5.2.4 Intag av vatten

Figur 33 illustrerar beräknad exponering via intag av dricksvatten baserat på grundvatten som påverkats av förorenad mark. I modelleringen har det antagits att vattnet som konsumeras utgörs uteslutande av grundvatten och att biotillgängligheten är 100 %. Denna exponeringsväg bidrar inte väsentligt till det rekommenderade TDI-värdet. Vid 250 ng WHO-TEQ/kg jord är exponeringen endast 0,0004 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt, d.v.s. 0,2 promille av TDI för PeCDF. IMM:s föreslagna värde för intag av

vatten på 1 liter/dag som användes i modelleringen är sannolikt en överskattning av barns vattenintag då det genomsnittliga intaget av vatten (inklusive te och kaffe) för 4-åringar var ca 0,13 l (Riksmaten Barn 2003). IMMs värde inkluderade dock intag av vatten genom soppa.

När grundvattenkoncentrationen beräknas i CalTOX tas enbart hänsyn till den lösta fasen i grundvattnet. Tidigare studier har visat att majoriteten av dioxinerna återfinns i den partikelbundna fasen i grundvattnet (Persson et al., 2008), vilket innebär att modellen riskerar att ge underskattade grundvattenkoncentrationer. Utvärderingen som gjordes mot uppmätta halter i grundvatten från Marieberg visade dock att modellen ändå tenderade att ge en överskattning vilket skulle innebära att exponeringen i figuren kan vara överskattad för höga markkoncentrationer. Tidigare studier har visat att partikelavskiljande åtgärder effektivt minskar mängden dioxiner i dricksvatten (Jobb et al., 1990; Kim et al., 2002).



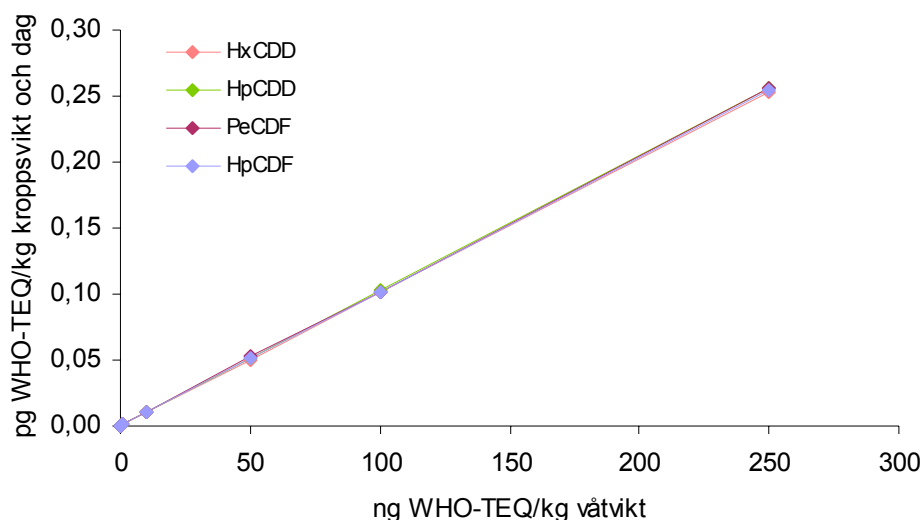
Figur 33. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av vatten vid ökande markkoncentrationer (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

Figuren illustrerar även tydligt skillnaden på dioxinernas olika kemiska egenskaper. Av de kongener som inkluderats är PeCDF den mest vattenlösliga kongenen. Detta resulterar i en exponeringsrisk vid den högsta markkoncentrationen som är nära 10 gånger större för PeCDF än för HpCDD, som är den minst vattenlösliga av dessa fyra kongener.

5.2.5 Intag av ovanjordiska växtdelar

I figur 34 illustreras beräknad exponering via intag av ovanjordiska växtdelar. Vid den högsta markkoncentrationen uppgår exponeringen till ca 0,25 pg WHO-TEQ/kg och dag, vilket motsvarar 12 % av rekommenderat TDI. De ovanjordiska växterna i modellen kan ta upp föroreningar via luft, via rotupptag och via jordpartiklar som adsorberas på ytorna. Vid höga markkoncentrationer är det framförallt spridning av jord till växternas bladdelar som bidrar till att exponeringen i figuren blir hög.

Jordpartiklar på växter stod för upp till 95 % av exponeringsdosen vid de högsta markkoncentrationerna. Aktivering eller avaktivering av denna spridningsväg beror på de platsspecifika förutsättningar som ges för ett givet scenario. För sallad som odlas nära marken är det rimligt att anta att en viss kontaminering från markytan kan ske. För bär och blad som växer på högre höjd från marken är det sannolikt rimligare att utesluta denna. Eftersom exponeringen domineras av ett bidrag från adsorberade jordpartiklar torde sköljning av grönsaker vara en effektiv åtgärd som bidrar till att kraftigt reducera exponeringsrisken.



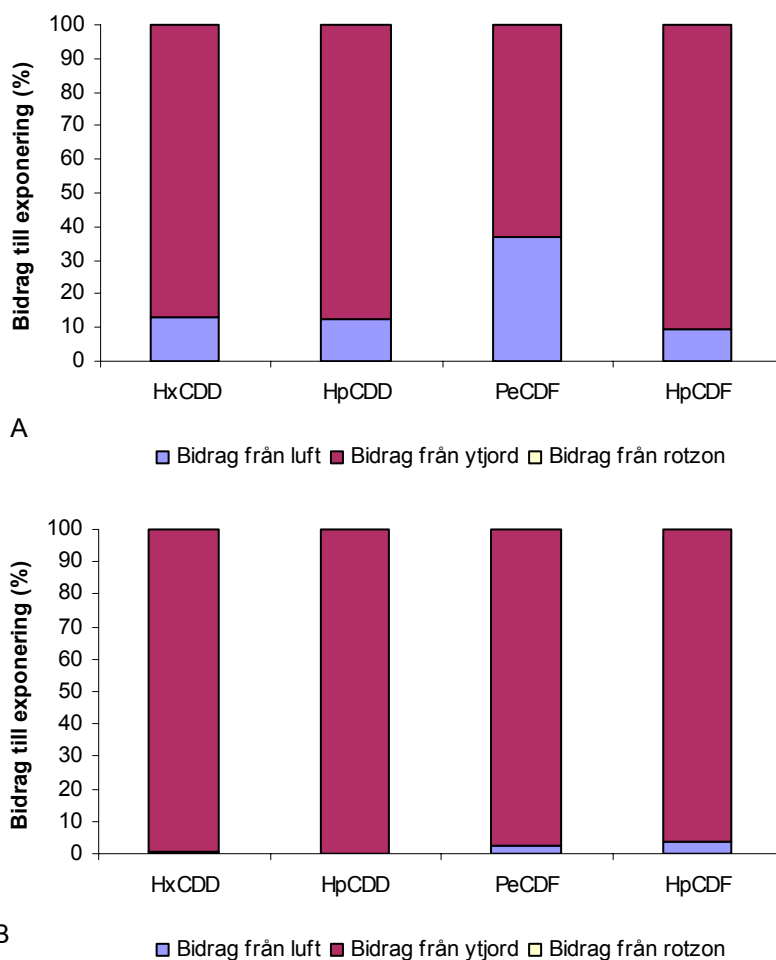
Figur 34. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av ovanjordiska växtde- lar vid ökande markkoncentrationer (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

Även om det är möjligt att både luftkoncentrationerna och innehållet i växterna överdrivs av modellen i ett förorenad markscenario är det ändå relevant ur exponerings- synpunkt att den potentiella påverkan genom mark-luft-växtkedjan åskådliggörs. Detta medför också att det finns en säkerhetsmarginal i bedömningen av exponeringsriskerna även för intag av ovanjordiska växter.

Känslighetsanalyser för denna exponeringsväg visade att det framförallt är konsumtionsrelaterade parametrar som styr modellvärdet, nämligen andelen lokalt producerade grönsaker som konsumeras (*flocal_v*), storleken på grönsaksintaget (*Ifv*) och fraktion underjordiska växter (*fabv_grd_v*). Även *Rainsplash*, parametern som beskriver hur mycket jord som adsorberas till växtytorna, har en stor inverkan. Utformningen av populationens konsumtionsmönster är således av stor betydelse för resultatet och denna bör givetvis så långt det är möjligt efterlikna en verklig situation. Intaget av grönsaker har hämtats från Riksmaten Barn 2003 (SLV, 2006) och utgör ett medelvärde för gruppen på 4 år. Hur stor andel lokalt producerade grönsaker som konsumeras varierar givetvis från situation till situation och kan vara svårt att bestämma. I modelleringen användes IMMs föreslagna värde på 0,1.

Figur 35 visar hur olika medier bidrar till exponeringen via intag av ovanjordiska växter vid två olika markkoncentrationer (1 respektive 250 ng WHO-TEQ/kg våtvikt). Både vid den lägsta och högsta koncentrationen i jorden var det generellt spridning av

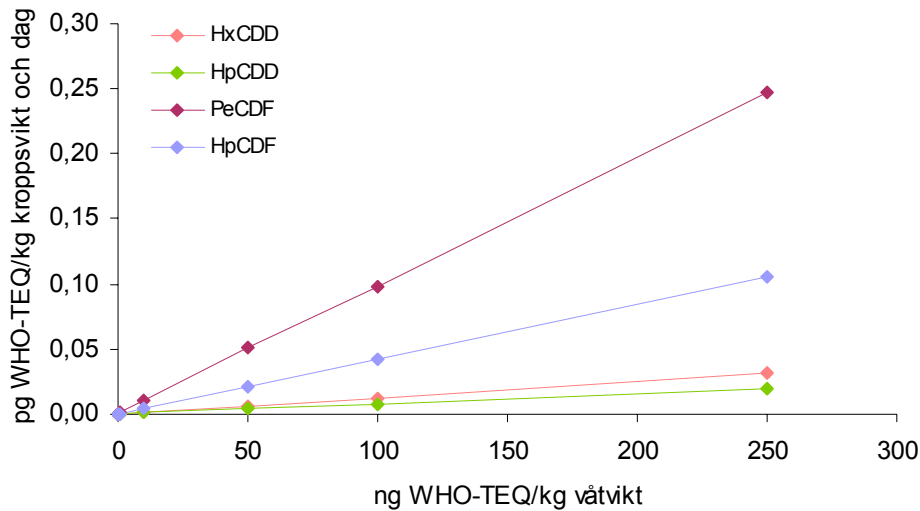
jordpartiklar till växternas bladytor som var den klart dominerande spridningsvägen. Undantaget var för PeCDF, där bakgrunds-koncentrationen i luften bidrog med ca 40 % av innehållet i växterna. Rotzonen bidrog inte nämnvärt i något av scenarierna.



Figur 35. Bidrag från luft, ytjord samt rotzon till exponering via intag av ovanjordiska växter vid A) 1 ng WHO-TEQ/kg våtvikt och B) 250 ng WHO-TEQ/kg våtvikt i marken.

5.2.6 Intag av underjordiska växtdelar

Exponering via intag av underjordiska växtdelar (rotfrukter) visas i figur 36. Vid den högsta markkoncentrationen uppgick exponeringen till ca 12 % av rekommenderat TDI. Skillnaden i exponering mellan vilka kongener som återfinns i marken är stor då PeCDF tas upp i ca 10 gånger mer effektivt än HpCDD. Eftersom modellen hade kalibrerats mot upptaget i morötterna från Marieberg och morötter är kända för att hyperackumulera dioxiner ((Engwall & Hjelm, 2000; Shroll & Schneuert, 1993) kan exponeringen i figuren vara överskattad om andra rotfrukter avses för konsumtion (t.ex. potatis). Även om rotfrukter kan ta upp dioxiner som finns i marken är det sannolikt att skalning av rotfrukterna minskar exponeringsrisken eftersom potatis som skalats inte visade någon korrelation med innehållet av dioxiner i marken trots höga markkoncentrationer (Hülster & Marschner, 1993).



Figur 36. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av underjordiska växtde-
lar vid ökande markkoncentrationer (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

Känslighetsanalysen visade att för exponering via intag av underjordiska växtde-
lar var det parametrar som beskriver fördelningen mellan marken och växten samt inom väx-
tens olika delar som hade störst inverkan på resultatet (fördelningskoefficienten i jord
 Kd_s , koncentrationsfaktorn för transpirationsflödet $TSCF$ och fördelningskoefficien-
ten för stam/xylem Ks_x). Observera att parametern Kd_s i dessa modelleringar kalibrerades
mot de uppmätta halterna i morötterna från industriområdet. Även storle-
ken på intaget av grönsaker (Ifv) och mängden lokalt producerade grönsaker ($flocal_v$)
hade en betydande inverkan. Intagsmängden har hämtats från Riksmaten barn (SLV,
2006) och andelen lokalt producerade grönsaker som konsumeras motsvarade IMMs
föreslagna värde.

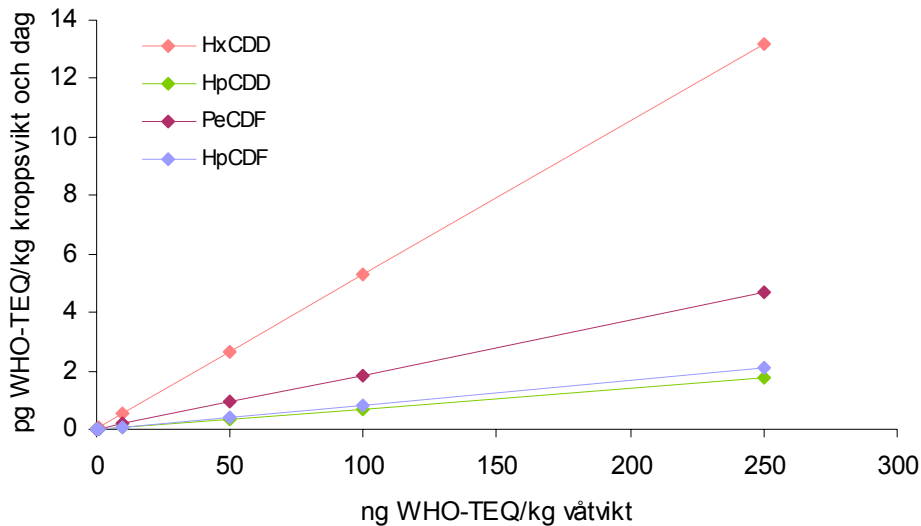
5.2.7 Intag av kött

Beräknad exponering via intag av kött visas i figur 37. Vid den högsta mark-
koncentrationen var exponeringen 13 pg WHO-TEQ/kg och dag för den kongen som
tas upp i störst utsträckning. Skillnaderna mellan olika kongener var dock stor.

Anledningen till den höga exponeringen beror sannolikt på att en viss spridning av
jord antogs ske till växternas bladytor. Om denna avlägsnas minskar exponeringen ca
10 gånger. Djuren i modellen har också ett visst direktintag av jord men detta bidrag i
mindre utsträckning jämfört med intaget av jord via kontaminerade växter. Eftersom
djur som betar kan exponeras för föroreningar i jorden via flera olika vägar är de extra
känsliga för förhöjda markkoncentrationer. Hur mycket jord som sprids till bladytorna
och hur mycket jord som djuren kan få i sig direkt från marken är naturligtvis svårt att
bestämma utan detaljerade undersökningar. I modelleringen användes originalvärden
från CalTOX.

Eftersom det inte är troligt att ett djur får hela sin diet från ett förorenat område
riskerar man kraftiga överskattningar av denna exponeringsväg om icke representativa
markkoncentrationer används i modelleringen. Därtill är det svårt att avgöra hur stor

andel av kontamineringen i växtfodret som verkligen härrör från jordpartiklar. I de fall lokalt producerat kött/mjolk är en möjlig exponeringsväg, vilket kan uppstå i verkliga situationer (se t.ex. Lindström et al., 2005 och Alcock et al., 2002), kan en förfinad modellering krävas som så långt det är möjligt tar hänsyn till rådande omständigheter. Modelleringen visar dock att relativt måttligt förorenade betesmarker kan leda till ökad risk för exponering genom intag av kött (se även Lindström et al. 2005).



Figur 37. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av kött vid ökande markkoncentrationer (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

Känslighetsanalysen visade att för exponering via intag av kött hade två konsumtionsrelaterade parametrar stor betydelse nämligen andelen lokalt producerat kött som konsumeras (*flocal_mt*) och storleken på köttintaget (*Imt*). Intaget av kött har hämtats från Riksmaten Barn (SLV, 2006) och gäller för 4-åringar.

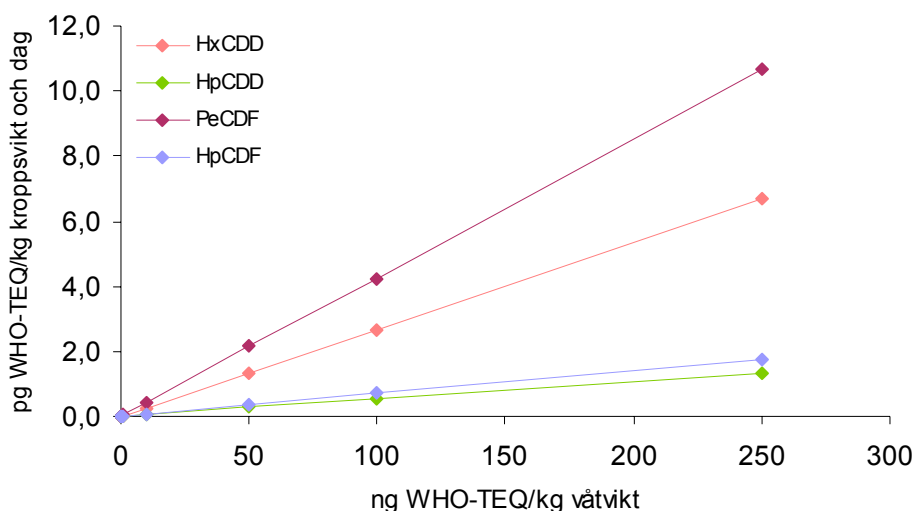
Även *Bt*, som beskriver upptaget av föroreningar från foder till kött (BTF) hade en stor inverkan på exponeringen. För denna konstaterades tidigare att CalTOX:s originalvärden gav en överskattning för högklorade kongener och därför valdes experimentell bestämda BTFs istället (sammanställda i Birak et al., 2001). Eftersom beräkningarna förutsätter att djuren exponeras genom foder som producerats inom modellvärlden styr även *Rainsplash* modellvärdet, eftersom denna parameter styr kontamineringen av ovanjordiska växtdelar. Även djurets intag av vallfoder (*Ivbc*) har en inverkan eftersom detta intag även ger ett ökat intag av jord.

Det bör observeras att när markkoncentrationerna ökar är det framförallt jordpartiklar som bidrar till upptaget av dioxiner i både kött och mjölk. De bioöverföringsfaktorer som använts är dock framtagna för naturliga situationer då intaget av dioxiner via jord är betydligt lägre. En sannolik konsekvens av detta är att upptaget av dioxiner i både kött och mjölk överskattas för höga markkoncentrationer eftersom dioxiner i en jordmatris förväntas ha en lägre biotillgänglighet jämfört med foder.

5.2.8 Intag av mjölk

Figur 38 visar beräknad exponering via intag av mjölk. Redan vid en markkoncentration på 50 ng WHO-TEQ/kg TS börjar intaget närma sig det rekommenderade TDI-värdet.

I likhet med kött är skillnaderna i exponering stora för de olika kongenerna, vilket kan relateras till deras fysikalisk-kemiska egenskaper. Även i detta fall är det intaget av jord via växter som står för den största delen av exponeringen. I den utvärdering som gjordes av de beräknade halterna i mjölk i tidigare stycken användes CalTOXs standardinställningar tillsammans med experimentella värden för upptaget i biota. De värden som beräknades stämde väl överens med de halter som hade analyserats, vilket ökar tillförlitligheten för att modellens standardinställningar (t.ex djurens intag av växter, intag av jord och transport av jord till växternas bladdytter) ger representativa resultat för denna exponeringsväg. Som figuren visar är mjölkintag en känslig exponeringsväg som det är viktigt att ta hänsyn till vid en fullständig riskbedömning av förorenade områden.



Figur 38. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av mjölk vid ökande markkoncentrationer (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

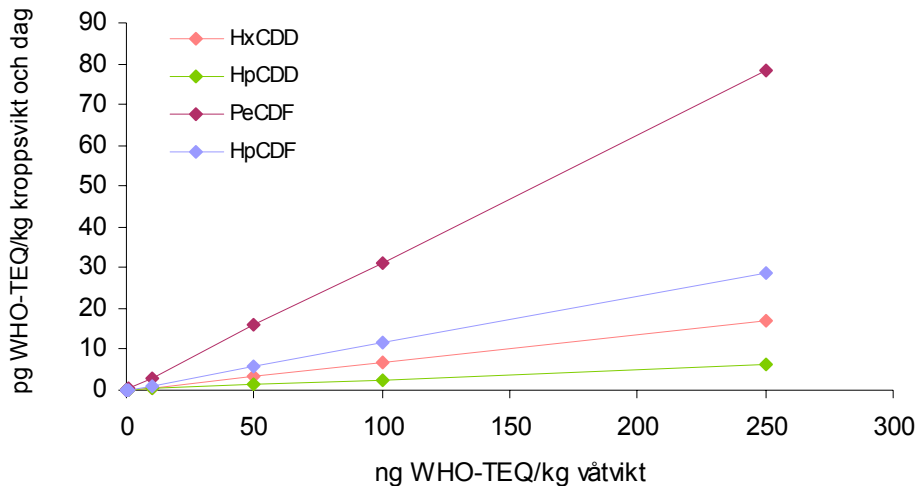
Känsliga parametrar för exponering via intag av mjölk överensstämde med känsliga parametrar för intag av kött.

Det beräknade upptaget av dioxiner i mjölk vid höga markkoncentrationer är sannolikt överskattad då ett högt intag av dioxiner via en jordmatris sannolikt ger en lägre tillgänglighet (se även 5.2.7).

5.2.9 Intag av ägg

Beräknad exponering via intag av ägg illustreras i figur 39. Vid den högsta markkoncentrationen överskreds det rekommenderade TDI-värdet för var och en av kongenerna. Upptaget av dioxiner i ägg var helt och hållet relaterat till hönornas intag av jord, som i likhet med nötdjuren beror på ett direkt intag eller intag av växter som

kontaminerats av jordpartiklar. Skillnaden i exponering för den kongen som togs upp mest (PeCDF) och minst (HpCDD) var ca 10 gånger.



Figur 39. Beräknad exponering (pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag) via intag av ägg vid ökande markkoncentrationer (ng WHO-TEQ/kg våtvikt).

De parametrar som var känsliga för exponering via intag av ägg motsvarar de parametrar som gav utslag för både mjölk och kött. Intaget av ägg har hämtats från Riksmaten Barn (SLV, 2006). Andelen lokalt producerat ägg som konsumeras (0,8) är en hypotetisk skattning som motsvarar ett hushåll som i princip är självförsörjande med avseende på ägg eftersom detta kan anses som ett realistiskt scenario. De kongen-specifika BTFs (*Be*) som användes vid beräkningarna motsvarar de som erhöles när upptaget i CalTOX kalibrerades mot de uppmätta halterna i ägg från Marieberg (4.5.4). CalTOXs originalalgoritmer genererar BTFs från föroreningarnas K_{ow} , men dessa algoritmer har tidigare visat sig ge kraftiga avvikelser i beräknade jämfört med uppmätta halter för dioxiner (se 4.5.4 samt Wiberg et al., 2007).

I likhet med intag av kött och mjölk var det BTF (*Be*) samt konsumtionsrelaterade parametrar såsom andel lokalt producerade ägg (*flocal_egg*), intag av ägg (*Iegg*), hönornas intag av växtfoder (*Ivh*) som var känsliga för denna exponeringsväg. Även spridningen av jord till växtdelar (*rainsplash*) samt K_{ow} visade sig var relativt känsliga parametrar. K_{ow} används för att uppskatta *Be* om denna inte kan ges ett experimentellt värde och är därmed en kritisk parameter.

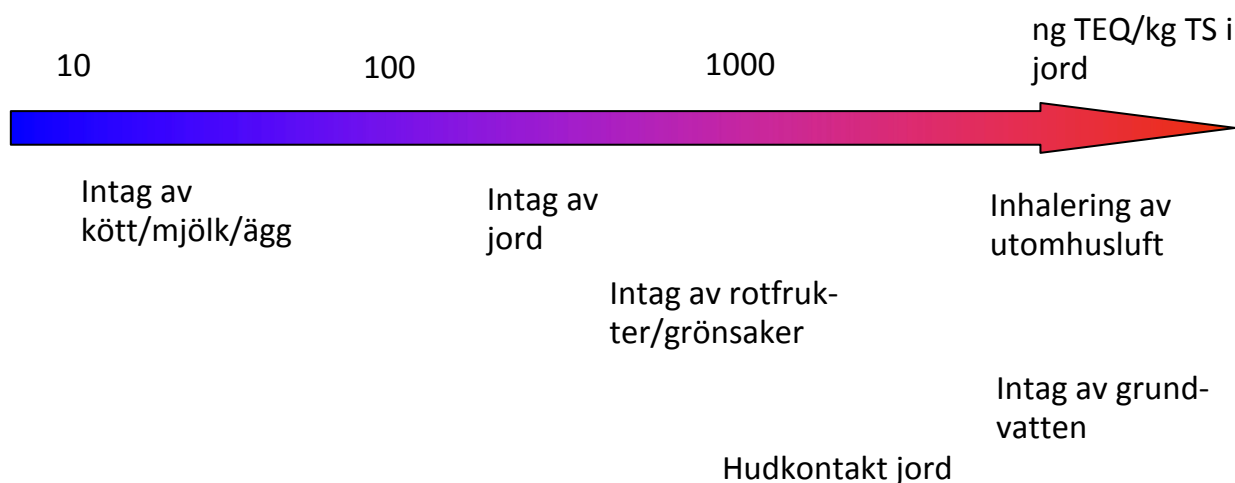
5.2.10 Intag av fisk

Denna exponeringsväg beräknades inte av flera skäl. Exponering av fisk sker oftast på distans från det förorenade området. Upptaget i fisk är inte heller linjärt korrelerat till ökande markkoncentrationer då en mängd olika faktorer påverkar markläckage (t.ex. avstånd till recipient, grundvattenflöden, markparametrar mm). Dessutom exponeras olika fiskarter på olika sätt genom olika födoval och levnadssätt. Därtill kommer variation i fetthinnehåll och trofinivå, som i hög grad avgör upptagsgraden, samt osäkerheter

kring fiskars (olika) förmåga till biotransformation (nedbrytning) av dioxiner. Det är således alltför stor variation i både spridning, exponering och ”avgiftning” som gör att beräkning av fiskars dioxinhalter bör göras plats- och artspecifikt.

5.3 Sammanfattning

CalTOX användes för att beräkna exponering vid olika markkoncentrationer för inhalering, intag av jord, hudkontakt med jord samt intag av ovanjordiska växtdelar, underjordiska växtdelar, ägg, kött och mjölk. Scenariot som användes bygger till stora delar på de värden för barn som IMM har föreslagit som ingångsvärden i den svenska modellen. Barn användes som modell i scenariot eftersom de i allmänhet har en högre exponering per kilo kroppsvikt än vuxna. Eftersom alla scenarier bygger på en rad antaganden är resultaten från beräkningarna vägledande men inte allmängiltiga. Resultaten bör med andra ord granskas utifrån de antaganden som gjorts.



Figur 40. Kritiska exponeringsvägar vid olika grad av dioxinförorenad jord identifierade med CalTOX modellering. Antaganden av tillgänglighet: 3 % för hudkontakt, 50 % för intag av jord, samt 100 % för övriga exponeringsvägar.

Kritiska exponeringsvägar vid olika grad av dioxinförorenad jord identifierade med CalTOX modellering sammanfattas i figur 40. Intag av dioxiner via konsumtion av lokalt producerade animaliska livsmedel (t.ex. kött, mjölk och ägg) som producerats på förorenad mark utgör exponeringsvägar som får markant förhöjda värden då markkoncentrationerna ökar. Redan måttligt höga (10-50 ng TEQ/kg TS) markkoncentrationer kan bidra till en kraftigt ökad exponering beroende på intagsmängd och livsmedelstyp. Biotillgänglighet och persistens (livslängd) varierar för de olika dioxinkongenerna, vilket medför att respektive kongens bidrag till totala TEQ-halten också varierar. Detta blir särskilt markant vid höga markkoncentrationer.

Hudkontakt och intag av jord beräknas endast som yttre doser i CalTOX. En justering av exponeringsdosen gjordes därför för att ta hänsyn till dioxinernas lägre biotillgänglighet om jord är den bärande matrisen. Hudkontakt medförde en väsentlig exponeringsrisk för de högsta markkoncentrationerna. I modellen antogs

att den adsorberade jorden utgjordes helt och hållet av förorenad jord. Även intag av jord kan vara en betydande exponeringsväg om markkoncentrationen är hög. Det föreslagna värdet från IMM för intag av jord, och som användes i denna modellering, var 120 mg/dag för barn. Barns intag av jord varierar både för olika åldrar och mellan individer av samma ålder. Om intaget av jord för små barn används i ett scenario som ska avspegla risker för äldre barn kan exponeringen via intag av jord överskattas.

Intag av kontaminerade växter utgör sannolikt en begränsad exponeringsrisk vid rätt hantering. Tvättning, borstning, skalning och annan beredning före intag är troligen mycket effektiva sätt att minska denna typ av exponering (Hülster & Marscher, 1993). Även om morötter ackumulerar dioxiner i högre grad än andra växter är det sannolikt skalen som innehåller de högsta koncentrationerna.

Exponeringsberäkningarna visade att varken inhalering eller intag av grundvatten utgör känsliga exponeringsvägar under normala omständigheter. Exponering via inhalering var till stora delar styrd av inhalering av partiklar, men för lågt klorerade kongener kunde även inhalering via gasfas bidra väsentligt till exponeringen. Vid dammande verksamheter i anslutning till förorenad jord/förorenat material (t.ex. renoveringsarbeten, sopning, borring etc.) kan denna exponeringsväg dock inte ignoreras, särskilt om den dammande verksamheten sker inomhus med dålig ventilation (Åberg et al., 2009).

6 Slutsatser

6.1 Modellens användbarhet

Alla modeller som används har både för- och nackdelar och kan aldrig till fullo ersätta analysdata. I många fall medför dock omfattande provtagningar höga kostnader och är inte alltid möjliga att utföra inom givna ekonomiska ramar. Fördelen med en modell är att den kan användas på ett kostnadseffektivt sätt för att snabbt få en sammanhållen bild av de spridnings- och exponeringsrisker som kan finnas på ett område. För att kunna lita på och tolka resultaten är det viktigt att känna till för vilka situationer modellen kan ge ett trovärdigt/mindre trovärdigt resultat, vad avvikelserna kan bero på, hur stora avvikelserna kan förväntas vara och vad användaren kan göra/bör tänka på för att undvika felaktiga resultat.

Tabell 6. Sammanfattning av övergripande erfarenheter från modellberäkningar som erhöles då Cal-TOX tillämpades på ett bakgrundsscenario. Som grund för utvärderingen användes uppmätta halter i miljöprover som "sanna" värden. En avvikelse på 1-4 gånger mellan uppmätta och beräknade halter betraktades som bra, 5-9 gånger som godkänd och >10 som tveksam. Tabellen bör endast betraktas som en vägledning av förväntat resultat från en modellering.

	Ytvatten	Grundvatten	Sediment	Ovanjordiska växtdelar	Underjordiska växtdelar
Överensstämmelse	Bra ^a	Godkänd ^b	Tveksam ^c	Bra ^d	EA
Risk för överskattning				x ^d	
Risk för underskattning	x ^a	x ^b	x ^c	x ^d	
	Kött	Mjök	Ägg	Fisk	
Överensstämmelse	Bra ^e	Bra ^e	Tveksam ^f	Godkänd ^g	
Risk för överskattning	x ^e	x ^e	x ^f		
Risk för underskattning	x ^e	x ^e	x ^f	x ^g	

EA Ej utvärderat i detta scenario

^a Utvärderingen gjordes för ett stillastående vatten.

^b Bakgrundshalter i vatten är ofta under detektionsgränsen. Modellen tar ej hänsyn till partikelburen fas i grundvattnet, vilket kan ge för låga halter.

^c Sediment påverkas ofta av historiska emissioner, och modellen medger ej introduktion av initiala koncentrationer i denna matris. ^d En justering av halveringstiden för bladens vaxskikt krävdes. ^e Om halten i de ovanjordiska växtdelarna överskattats/underskattats kan även halten i kött och mjök överskattats/underskattats eftersom intaget av gräs är den huvudsakliga källan till dioxiner i kött och mjök i ett bakgrundsscenario. Experimentella BTFs bör användas.

^f Kongenmönstret visade på bristande överensstämmelse. Detta beror troligen till viss del på att Cal-TOXs originalvärden för BTFs användes (pga. av avsaknad av experimentella värden), och dessa avspeglar ej begränsad biotillgänglighet för högklorerade kongener. Hönornas jordintag sattes till 5 mg/dag.

^g Halten i fisk beräknades genom att använda BAF i stället för BCF.

Utvärderingen av CalTOX har visat att verktyget är användbart för att bedöma spridningen av dioxiner till omgivande miljö, både i syfte att återspegla en bakgrundssituation och en situation med en lokal punktkälla såsom förorenad mark.

Erfarenheterna från modelleringen av bakgrundsscenarioet har sammanfattats i tabell 6.

De övergripande erfarenheterna som gjorts då CalTOX tillämpades för ett förorenad markscenario har sammanställts i tabell 7. Sediment, ytvatten och fisk uteslöts från utvärderingen eftersom det akvatiska systemet är komplext och detaljkunskap om systemet saknades för den specifika platsen.

Tabell 7. Sammanfattning av övergripande erfarenheter från modellberäkningar som erhöles då CalTOX tillämpades på förorenad markscenario. Som grund för utvärderingen användes platsspecifika uppmätta halter som "sanna" värden. En avvikelse på 1-4 gånger mellan uppmätta och beräknade halter betraktades som bra, 5-9 gånger som godkänd och >10 som tveksam.

Tabellen bör endast betraktas som en vägledning av förväntat resultat från en modellering. Överensstämmelsen är en sammanvägd bedömning av avvikelser mellan modellscenario/verkligheten och konsekvenser av avvikelserna. Avvikelse som ger en viss (om än rimlig) säkerhetsmarginal i t.ex. exponeringsberäkningarna har bedömts som godkända.

	Luft	Ytvatten	Grundvatten	Ovanjordiska växtdelar	Underjordiska växtdelar
Överensstämmelse	Godkänd ^a	EA	Godkänd ^b	Godkänd ^c	Godkänd ^d
Risk för överskattning	x ^a		x ^b	x ^c	
Risk för underskattning					x ^d
	Kött	Mjolk	Ägg		
Överensstämmelse	EA ^f	Bra ^e	Tveksam ^f		
Risk för överskattning		x ^e	x ^f		
Risk för underskattning			x ^f		

EA: Ej utvärderat i detta scenario

^a Ev. överskattning som en följd av hög källstyrka i (se även ^c).

^b Grundvatten inom ett område kan lokalt innehålla höga halter, och halterna varierar mellan olika tidpunkter. Jämförelsen som gjorts visar att modellen har en tendens att generera för höga halter.

^c Ev. överskattning av lufthalter leder förmodligen även till överskattning av koncentrationer i ovanjordiska växter.

^d Halter i oskalade morötter användes vid utvärderingen. Underskattningen beror sannolikt på att morötter är hyperackumulerande till skillnad från de flesta andra rotfrukter samt att det mesta av dioxinföroreningen återfinns i skalet.

^e Mycket goda resultat erhöles för mjolk. Eftersom djurens intag av jord styr deras exponering är scenariot känsligt för vilken källstyrka som används och om denna är representativ för den betesmark som avses.

^f CalTOXs originalvärden för BTFs användes. Bättre resultat förväntas om experimentella BTF blir tillgängliga. Risk för både under- och överskattning beroende på osäkerhet i ingångsvärden, bl.a. hönornas jordintag, men även på grund av variation i hönors exponeringsnivåer (t.ex. pga. variation av dioxinhalter i föda).

De avvikelser som noterades (bland annat för luftkoncentrationer i förorenad markscenario) utgör trots avvikelserna rimliga värden ur ett större perspektiv, även om de inte motsvarar de platsspecifika koncentrationerna. En överskattning av beräknade halter i media kan anses som fördelaktigt ur exponeringssynpunkt eftersom det innebär en viss säkerhetsmarginal. Resultat från exponeringsberäkningarna bör dock tolkas med avvikelserna i åtanke. Även om platsspecifika värden saknas för vissa parametrar kan modellen kalibreras mot fälldata för ett visst område. Upptaget av dioxiner i både kött och mjolk har modellerats med goda resultat vilket innebär att modellen kan användas som stöd för en bedömning av risker med betesmarker i närheten av lokala punktkällor. För vissa upptagskedjor (t.ex. till ägg samt till fisk of ej BAFs finns tillgängliga) är modellresultaten mer osäkra. Detta beror sannolikt på att upptaget av dioxiner genom dessa kedjor påverkas av ett flertal faktorer och funktioner i CalTOX saknas där

upptagsvägarna kan beskrivas i detalj. Modellen kan fortfarande användas för att ge en indikation om eventuella risker, men detta bör göras med hög medvetenhet om att kraftigt avvikande värden kan erhållas.

Styrkan med CalTOX som riskbedömningsmodell är att den inkluderar multipla spridnings- och upptagsvägar och att varje kongen kan bedömas för sig. Varje given situation kan därmed bedömas utifrån en helhet och man kan tydliggöra vilka spridnings- och upptagsvägar som kan bidra till en väsentlig påverkan på omgivningen. Eftersom modellen länkar samman en spridningsmodul och en exponeringsmodul går det att följa konsekvenserna av t.ex. förhöjda halter i miljön på människors exponering. För varje exponeringsväg är det också möjligt att se vilket medium (t.ex. luft, jord, grundvatten, etc.) som bidrar mest till exponeringsdosen. Detta innebär att en situation där risker för förhöjd exponering föreligger kan detaljstuderas. Eftersom bakgrundshalter kan inkluderas i form av t.ex. luftemissioner och markkoncentrationer, kan bidraget från bakgrundsexponeringen inkluderas i varje scenario. Modellen kan även användas för att studera förändringar över tiden.

Nackdelen med modellen är att varje ämne måste modelleras för sig, vilket innebär att alla modelleringar måste sammanställas om t.ex. ett total TEQ-värde för alla dioxinkongener behöver beräknas. Modellstrukturen är dock transparent på så sätt att algoritmerna i varje cell är synliggjorda, vilket underlättar förståelsen av modellen och gör den mindre lik en ”svart låda”.

Modellen levereras tillsammans med en omfattande databas som innehåller ett flertal landskap (dock baserade på amerikanska förhållanden), ämnen och humanexponeringsscenarioer. Således är det enkelt att börja arbeta med modellen. Det är också relativt enkelt att lägga till egna landskap, ämnen eller humanexponeringsscenarioer. Endast ett fåtal parametrar är s.k. defaultparametrar som användaren måste definiera för att kunna lägga till ett nytt scenario/ämne. Utifrån dessa originalvärden genererar modellen värden för övriga parametrar med hjälp av algoritmer. Detta innebär att kravet på indata generellt är ganska litet, men för upptag av dioxiner i biota kan detta ge upphov till att felaktiga värden används i modelleringen. Eftersom dioxiner kännetecknas av en hög hydrofobicitet är oktanol-vatten fördelningskoefficienten (K_{ow}) den fysikalisk-kemiska parameter som styr mest över dioxinernas fördelning till lipid- och ’organiskt-kol’-fraktioner. Denna parameter är i högsta grad kongenspecifik och logaritmen för K_{ow} varierar från 4,3 till 8,2 för de 2,3,7,8-klorerade PCDD/F kongenerna (Mackay et al., 2006). Eftersom K_{ow} även används för att skatta flertalet övriga parametrar i modellen är ett representativt värde för denna parameter en förutsättning för att modellresultaten ska bli bra. Dioxinernas hydrofoba egenskaper medför att deras löslighet i vatten (och därigenom även K_{ow}) kan vara svåra att bestämma med hög noggrannhet i experiment. En genomgång av experimentella värden för K_{ow} visar att spridningen på de värden som rapporteras ökar med ökande kloreringsgrad. För OCDD har värden från 6,57 till 13,08 rapporterats för logaritmen för K_{ow} . I utvärderingen framkom det att upptaget i biota kan komma att överskattas om bioöverföringsfaktorerna skattas från K_{ow} . Särskilt gäller det för högt klorerade kongener som har en lägre tillgänglighet för upptag.

Om modellen ska användas för att beräkna upptaget i biota är experimentellt framtagna bioöverföringsfaktorer (BTFs) att föredra. För kött och mjölk har BTFs

sammanställts i Birak et al. (2001). För fisk finns olika uppsättningar av upptagsfaktorer att tillgå (Mackay et al., 2006), men det är inte helt enkelt att avgöra vilken typ av faktor som ska användas. Olika fiskarter har ofta olika upptag av dioxiner. Dessutom är upptaget relaterat till fiskens lipidinnehåll och ålder och dessa kan inte specificeras i CalTOX nuvarande utformning. Upptaget av dioxiner i fisk kan också ske via olika mekanismer vilket beskrivs av olika typer av upptagsfaktorer. Resultaten från tidigare modelleringar visade att upptaget av dioxiner i fisk inte kan modelleras på ett tillfredställande sätt enbart med hjälp av biokoncentrationsfaktorer (BCFs) som modellen föreslår. BCFs beskriver endast direkt upptag från vattnet genom diffusion. Om bioackumulationsfaktorer finns tillgängliga för rätt art och ålder, blir resultatet bättre eftersom BAFs är uppmätta i fält och även tar hänsyn till intag genom föda.

Vid platsspecifika modelleringar är det lämpligt att använda klimatdata från närliggande mätstationer som indata till modellen. Eftersom CalTOX är utvecklad för amerikanska förhållanden går det inte att förlita sig på att de originalvärden som ges för att beskriva parametrarnas osäkerheter är giltiga även för svenska förhållanden.

6.2 Exponeringsrisker

Eftersom TDI är det jämförelsevärde som oftast används för att avgöra risknivån är det viktigt att noggrant granska de antaganden som görs vid exponeringsberäkningarna. TDI är ett hälsobaserat riktvärde under vilken nivå inga hälsoeffekter bedöms uppkomma. TDI är satt till 2 pg WHO-TEQ/ kg kroppsvikt och en andel av den svenska befolkningen överskrider denna nivå genom sitt dagliga intag av föda. Det är därmed viktigt att ytterligare exponering från t.ex. förorenade områden minimeras. Analyser av blodserum har visat att det ofta går att spåra en viss påverkan på människor från lokala punktkällor eftersom man kan återfinna s.k. markörer (kongener som är källspecifika) i blod. Det är endast vid höga exponeringar som effekterna blir mätbara, t ex vid olyckor och tidigare yrkesexponering. Den största riskgruppen i Sverige idag är sannolikt de som äter mycket av fet Östersjöfisk.

I princip tillåter inte TDI en ”extra” exponering genom lokala punktkällor eftersom ca 5 % av den svenska befolkningen redan överskrider TDI. Exponering från punktkällor bör givetvis undvikas eller begränsas i den mån det går, men för att åstadkomma detta gäller det att skaffa sig kunskap om vilka exponeringsvägar som ger förhöjning av risk och försöka kvantifiera det bidrag som dessa kan ge. När denna kunskap finns underlättar det framtagandet av möjliga åtgärdsplaner. Genom att använda en spridnings- och exponeringsmodell, som t.ex. CalTOX, kan olika exponeringsscenarier undersökas i detalj på ett flexibelt sätt. Detta förutsätter dock att modellen utvärderats för det sammanhang den ska användas i. Genom en ökad medvetenhet om hur provtagning och modellering kompletterar varandra kan undersökningar av förorenad mark planeras så att resultaten kan användas för att utvärdera ett platsspecifikt scenario. Utvärdering av scenariot ger värdefull kunskap både om modellens styrka och svagheter och den kan användas med högre tillförlitlighet till resultaten. En modell som CalTOX är mycket användbar där man har en komplex föroreningsituation med varierande källstyrka, olika markanvändning och där flera olika exponeringsvägar är möjliga.

Beräkningar i CalTOX har visat att det i princip är sju exponeringsvägar som kan ge ett väsentligt bidrag till en ökad yttre exponering om marken är förorenad.

- intag av jord
- intag av ägg
- intag av mjölk
- intag av kött
- hudkontakt med jord
- intag av ovanjordiska växtdelar
- intag av underjordiska växtdelar

Hur stort bidraget från en exponeringsväg kan vara varierar givetvis från situation till situation och är kraftigt beroende av de antaganden som görs när exponeringen modelleras (t.ex. kontaktfrekvens med förorenade medier, källstyrkan i marken, hur mycket lokalt producerade livsmedel man äter, etc.).

Modellberäkningarna indikerar att intag av jord är den exponeringsväg som dominerar på kraftigt kontaminerade områden. Vid bakgrundshalter ger denna exponeringsväg ett minimalt bidrag till den totala humanexponeringen. För exponering via intag av jord är själva jordintaget en av de mest kritiska parametrarna, men även kroppsvikten är av stor betydelse. Olika studier har gjorts för att bestämma storleken på detta intag och det finns en stor variation mellan olika individer. Det gör det svårt att sätta ett representativt värde på denna parameter. Men genom att tänka igenom det scenario som man själv avser att använda och jämföra förutsättningarna med dem som fanns i den studie som används som referens, kan man göra en bedömning av jordintagets rimlighet. Frågor som man kan ställa sig är t.ex. vilken ålder är det på barnen i studien/scenariot, i vilken miljö vistas de (hemma, dagis, utomhus, inomhus, industriområde, park) och hur många dagar som vistelse på platsen medför jordintag. Ofta är jordintaget också som högst i lägre åldrar (0-3 år). Små barn exponeras ofta för jord i sin dagliga hemmiljö och på dagis men troligen är det en mindre andel förorenade objekt som används för denna typ av verksamheter. Motsvarar jordintaget i modellen barn i den åldern kan en överskattning av exponeringsrisken ske om scenariot är avsett att spegla en situation där äldre barn riskerar att exponeras. Till skillnad från små barn kan äldre barn springa runt och leka fritt på diverse olika områden där föroreningar kan finnas, men dessa exponeras sannolikt för jord på ett annat sätt jämfört med små barn. Även för exponering via intag av jord bör hänsyn tas till dioxinernas begränsade biotillgänglighet.

Exponering via hudkontakt beräknas från ett antal parametrar som är mycket svåra att bestämma, vilket innebär att en hög grad av osäkerhet för ett generellt scenario. Då jord är den bärande matrisen av dioxiner bör hänsyn tas till den låga biotillgängligheten vilket bidrar till att den tillgängliga dosen för upptag är betydligt lägre än den yttre dos som man exponeras för. Särskilt viktigt är detta för hudkontakt med jord.

Sannolikt står intag av kött, mjölk och ägg för de största potentiella exponeringsriskerna eftersom de innehåller fett, och i fett ackumuleras hydrofoba föroreningar. Redan låga koncentrationer i marken kan bidra till att livsmedlen kontamineras i

relativt hög utsträckning. Områden som förorenats diffust eller som har fläckvis förhöjda halter kan därför utgöra en större risk än ett begränsat hot-spot-område där ringa aktivitet pågår. Förorenade objekt med nära läge till betesmarker eller äggproduktion bör således ge hög prioritet vid miljöutredningar. När ett förorenat objekts historik kartläggs bör särskild vikt läggas vid att undersöka om det funnits tillfällen då jordmassor kan ha flyttats så att t.ex. närliggande betesmarker kan ha kontaminerats eller om kontaminering kan ha skett på annat sätt. Objekt med nära läge till ytvatten bör utredas med avseende på skred- och översvämningrisker, vilka kan bidra till att frigöra förorenade massor som transporteras nedströms för att sedan sedimentera. I händelse av ökad vattenföring kan det sedimenterade materialet resuspenderas för att sedan avsättas på betesmarker genom översvämning.

Utöver att själva fettfraktionen bidrar till att ackumulera dioxiner i mjölk, kött och ägg, bidrar den också till att öka dioxiners tillgänglighet för upptag via mag-tarmkanalen (Wittsiepe et al., 2001). Tillgängligheten via intag av föda betraktas ofta som 100 %. Sett ur det perspektivet kan den födorelaterade exponeringen betraktas som allvarligare jämfört med om vi enbart exponeras genom jord. Hur stora exponeringsriskerna är vid en given markkoncentration är kongensspecifik då upptaget i biota varierar för olika kongener, därför rekommenderas en kongensspecifik bedömning för dessa exponeringsvägar. I den svenska modellen görs enbart en bedömning av det totala TEQ-värdet, vilket innebär att de kongensspecifika riskerna förbises. Modelleringen indikerade att det var djurens intag av jord, antingen direkt eller via kontaminerade bladtytor, som bidrog till att livsmedelsprodukterna kontaminerades.

Rotfrukter kan ta upp dioxiner från marken. Framförallt gäller detta morötter som betraktas som hyperackumulera av dessa ämnen. Även ovanjordiska växtdelar kan kontamineras av förorenad jord, men i detta fall är snarare frågan om förorenade jordpartiklar som sprids till bladtytor. Om grönsaker odlas på kontaminerad mark kan en ökad exponering uppstå som en följd av konsumtion av dessa grönsaker. Sannolikt krävs dock ett relativt högt intag av lokalt odlade grönsaker för att dessa exponeringsvägar ska ge ett väsentligt bidrag till exponeringen. Oavsett storleken på intaget kan exponeringsrisken minskas väsentligt om alla grönsaker sköljs noga och om rotfrukterna skalas.

Intag av kontaminerat grundvatten och inhalering framstår som mindre väsentliga exponeringsvägar. Under de flesta omständigheter torde dessa exponeringsvägar lämna obetydliga bidrag till den totala exponeringen. Undantaget kan vara för inhalering av inomhusluft, där kontaminerat damm och partiklar kan utgöra en särskild risk.

Beräkningarna i CalTOX inkluderar flera spridningsvägar som kan bidra till att kontaminera livsmedel. I modellberäkningarna av förorenad markscenariot var det framförallt spridning av jordpartiklar som bidrog till kontamineringen av livsmedel, medan atmosfärisk deposition var den viktigaste kontamineringskällan i bakgrundscenariot. Spridning av partiklar är beroende av partiklarnas storlek och flera studier har visat att små partikelfraktioner anrikas dioxiner, skillnaden kan vara upp till ca 30 gånger mellan olika storleksfraktioner (Choate et al., 2006). Små partiklar har en större benägenhet att sprida sig, genom luftmassor, men också vidhäftade till skor, kläder, hud, mm. Här spelar både jordtyp och klimat en viss roll, eftersom lerpartiklar sprids

betydligt lättare än sand medan sand torkar upp betydligt lättare än lera som är mindre spridningsbenägen när den är fuktig.

Oavsett vilken exponeringsväg som beräknas vara den mest styrande för exponeringen är det viktigt att gå vidare med en kritisk granskning av de parametrar som använts i modelleringen. Många parametrar (t.ex. intag av jord och hudkontakt) innehåller stora osäkerheter som är förknippade med variation mellan olika åldersgrupper och även mellan individer inom samma åldersgrupp. Om flera mycket osäkra parametrar används i en modellering är det vanligt att använda ett ”tryggt” värde vilket i slutändan kan leda till alltför stora säkerhetsmarginaler i flera led som snabbt leder till att gränsen för TDI överskrids. Särskilt gäller detta om ett kontaktmediums källstyrka är hög.

7 Referenser

- Air V, Pless-Mulloli T, Schilling B, Paepke O, 2003. *Environmental non-feed contributors to PCDD/PCDF in free-range allotment poultry eggs: many questions and some answers*. Organohalogen Compounds 60-65
- Alcock RE, Sweetman AJ, Anderson DR, Fisher R, Jennings RA, Jones KC, 2002. *Using PCDD/F congener patterns to determine the source of elevated TEQ concentrations in cows milk: A case study*. Chemosphere 46: 383-391.
- Beyer A, Wania F, Gouin T, Mackay D, Matthies M, 2002. *Selecting internal consistent physicochemical properties of organic compounds*. Environmental Toxicology and Chemistry 21: 941-953.
- Birak P, Yurk J, Adeshina F, Lorber M, Pollars K, Choudhury H, Kroner S, 2001. *Travis and Arms revisited: A second look at a widely used bioconcentration algorithm*. Toxicology and Industrial Health 17: 163-175.
- Burmester DE, Crouch EAC, 1997. *Lognormal distributions for body weight as a function of age for males and females in the United States, 1976-1980*. Risk Analysis 17(4): 499-505.
- Ca EPA, 1993a. *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites. Part III: The multiple pathway exposure model*. The Office of Scientific Affairs, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency.
- Ca EPA, 1993b. *CalTOX, a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites. Part II: The dynamic Multimedia transport and transformation model*. The Office of Scientific Affairs, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency.
- Ca EPA, 1994. *Intermedia transfer factors for contaminants found at hazardous waste sites. 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Final draft report*. The Office of Scientific Affairs, The Department of Toxic Substances Control, The California Environmental Protection Agency.
- Chang S-H, Kuo C-Y, Wang J-W, Wang K-S, 2004. *Comparison of RBCA and CalTOX for setting risk-based cleanup levels based on inhalation exposure*. Chemosphere 56: 359-367.
- Chen Y-C, Ma H-W, 2006. *Model comparison for risk assessment: A case study of contaminated ground water*. Chemosphere 63: 751-761.

Choate LM, Ranville JF, Bunge AL, Macalady DL, 2006. *Dermally adhered soil: 1. Amount and particle-size distribution*. Integrated Environmental Assessment and Management 2: 375-384.

Dahlgren J, Warshaw R, Horsak RD, Parker III FM, Takhar H, 2003. *Exposure assessment of residents living near a wood treatment plant*. Environmental Research 92: 99-109.

Di Guardo A, Zaccara S, Cerabolini B, Acciarri M, Terzaghi G, Calamari D, 2003. *Conifer needles as passive biomonitors of the spatial and temporal distribution of DDT from a point source*. Chemosphere 52(5): 789-797.

EA UK, 2002. *The contaminated land exposure assessment model (CLEA): Technical basis and algorithms*. Department for Environment, Food & Rural Affairs, The Environment Agency, United Kingdom. R & D Publication CLR 10.

EC, 2001. *Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food*. CS/CNTM/DIOXIN/20 final. Europeiska Unionen.

EC, 2006. Kommissionens förordning (EG) nr 199/2006 av den 3 februari 2006 om ändring av kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 vad avser fastställande av högsta tillåtna halter av dioxiner och dioxinlika PCB i livsmedel. Europeiska Unionen.

ECB, 2004. *European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0)*. In: Lijzen JPA and Rikken MGJ (eds.) The European Chemicals Bureau.

Engwall M, Hjelm K, 2000a. *Uptake of dioxin-like compounds from sewage sludge into various plant species- assessment of levels using of sensitive bioassay*. Chemosphere 40: 1189-1195.

Engwall M, Hjelm K, 2000b. *Uptake of dioxin-like compounds from sewage sludge into various plant species-assessment of levels using a sensitive bioassay*. Chemosphere 40: 1189-1195.

Gawlik BM, Sotiriou N, Feicht EA, Schulte-Hostede S, Kettrup A. 1997. *Alternatives for the determination of the soil adsorption coefficient, K_{oc}, of non-ionic organic compounds - A review*. Chemosphere 34: 2525-2551.

Glorennec P, Zmirou D, Bard D, 2005. *Public health benefits of compliance with current EU emissions standards for municipal waste incinerators: A health risk assessment with the CalTOX multimedia exposure model*. Environment International 31: 693-701.

- Govers HAJ, Krop HB, 1998. *Partition constants of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins*. Chemosphere 37: 9-12.
- Hornbuckle KC, Eisenreich SJ, 1996. *Dynamics of gaseous semivolatile organic compounds in a terrestrial ecosystem-effects of diurnal and seasonal climate variations*. Atmospheric Environment 30: 3935-3945.
- Hülster A, Marschner H, 1993. *Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and crop plants*. Chemosphere 27: 439-446.
- Hung H, Thomas GO, Jones KC, Mackay D, 2001. *Grass-air exchange of polychlorinated biphenyls*. Environmental Science & Technology 35(20): 4066-4073.
- IVL, 2006. *Dioxins in the Swedish atmosphere*. The Swedish Environmental Research Institute.
- Jobb B, Uza M, Hunsinger R, Roberts K, Tosine H, Clement R, Bobbie B, LeBel G, Williams D, Lau B, 1990. *A survey of drinking water supplies in the province of Ontario for dioxins and furans*. Chemosphere 20: 1553-1558.
- Kemakta Konsult AB och Envipro Miljöteknik. 2007. *Mariebergs f.d. Sågverk – Huvudstudie om markföroreningar mm*. Rapport 2007-11-12.
- Kim H-K, Masaki H, Matsumura T, Kamei T, Magara Y. 2002. *Removal efficiency and homologue patterns of dioxins in drinking water treatment*. Water Research 36: 4861-4869.
- Lindström G, Henriksson S, Hagberg J, Björnfoth H, van Bavel B. 2005. *Uptake of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in sheep from PCP contaminated sawmill soil*. Organohalogen Compounds 67:1387-1389
- Lohmann R, Jones KC. 1998. *Dioxins and furans in air and deposition: A review of levels, behaviour and processes*. The Science of the Total Environment 219: 53-81.
- Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C. 2006. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume II. Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins and dibenzofurans. Edition 2*: ISBN 1566706874. CRC Press, Boca Raton, USA,
- Maddalena RL, McKone T, Layton DW, Hsieh DPH. 1994. *Comparison of multi-media transport and transformation models: Regional fugacity model vs. CalTOX*. Chemosphere 30: 869-889.

Matscheko N, Tysklind M, de Wit C, Bergek S, Andersson R, Sellström U. 2002. *Application of sewage sludge to arable land-soil concentrations of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls, and their accumulation in earthworms.* Environmental Toxicology and Chemistry 21(12): 2515-2525.

Morinello EJ, Warmerdam JM, Finley BL. 2006. *The oral bioavailability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans in soil: Review of the state of art of science.* Organohalogen Compounds 68: 1581-1584.

Morrison HA, Whittle DM, Metcalfe CD, and Niimi AJ. 1999. *Application of a food web bioaccumulation model for the prediction of polychlorinated biphenyl, dioxin, and furan congener concentrations in Lake Ontario aquatic biota.* Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56:1389-1400.

Müller JF, Hülster A, Pöpke O, Ball M, Marschner H. 1993. *Transfer pathways of PCDD/PCDF to fruits.* Chemosphere 27: 195-201.

NATO/CCMS. 1988. *Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds: Scientific basis for the development of the International Toxicity Equivalence Factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds.* North Atlantic Treaty Organization, Committee on the Challenges of Modern Society. Report number 178, December 1988.

NV, 2005a. *Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen.* Naturvårdsverket. Rapport 5462.

NV, 2005b. *Beräkningsmodell för riktvärden för mark - remissversion 2005-07-04.* Naturvårdsverket.

Oka H, Kakimoto H, Miyata Y, Yonezawa Y, Niikawa A, Kyudoh H, Tang N, Toriba A, Kizu R, Haykawa K. 2006. *Seasonal change of gas/particle partitioning of atmospheric dioxins.* Journal of Health Science 52: 50-57.

Persson Y, Shchukarev A, Öberg L, Tysklind M, 2008. *Dioxins, chlorophenols and other chlorinated organic pollutants in colloidal and water fractions of ground water from a contaminated saw mill site.* Environmental Science and Pollution Research, 15(6):463-471

Pirard C, Focant J-F, Massart A-C, De Pauw E. 2003. *Measurable impact of an old MSWI on the level of dioxins in free-range chickens and eggs grown in its vicinity.* Organohalogen Compounds 60-65:

RIVM, 2001. *Evaluation and revision of CSOIL parameter set. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM).* Nr 711701021. Netherlands.

- RIVM, 2004. *Update of risk assessment models for the indirect human exposure*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM).
Nr 601516011/2004. Nederlands.
- Ruby MV, Fehling KA, Paustenbach DJ, Landenberger BD, Holsapple MP, 2002. *Oral bioaccessibility of dioxins/furans at low concentrations (50-350 ppt toxicity equivalent) in soil*. Environmental Science & Technology 36: 4905-4911.
- Sagunski H, Forschner S, Kappos AD, 1989. *Indoor air pollution by dioxins in day-nurseries. Risk assessment and management*. Chemosphere 18: 1139-1142.
- SCAN, 2000. *Opinion of the Scientific Committee on Animal Nutrition on the dioxin contamination of feedingstuffs and their contribution to the contamination of food of animal origin*. The Scientific Committee on Animal Nutrition, the European Commission.
- Seth R, Mackay D, Muncke J, 1999. *Estimating the organic carbon partition coefficient and its variability for hydrophobic chemicals*. Environmental Science & Technology 33: 2390-2394.
- Shatalov V, Breivik K, Berg T, Dutchak S, Pacyna J. 2004. *EMEP assessment report, part I, European perspective. Chapter 8: Persistent Organic Pollutants*. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.
- Shroll R, Schneuert I, 1993. *Uptake pathways of octachlorodibenzo-p-dioxin from soil by carrot*. Chemosphere 26(9): 1631-1640.
- SLV, 2002. *Exponering för några organiska miljökontaminanter via livsmedel*. Livsmedelsverket. Nr 26.
- SLV, 2006. *Riksmaten Barn 2003. Livsmedels och näringsintag bland barn i Sverige*. Livsmedelsverket.
- SMHI, 2002. *Temperatur och nederbörd i Sverige 1860-2001*. SMHI. Nr. 104.
- Stolte D. 2006. *Dioxiner och dioxin-lik PCBer i ekologiska ägg*. Projekt rapport Nr 106. Ekotoxikologiska avdelningen, Uppsala universitet
- Studsvik RadWaste, 2003. *Föroreningar i Bengtsbrohöljens sediment- förekomst och spridningsförutsättningar*. Studsvik RadWaste AB. Eka 2002:21.
- SWECO VIAK, 2005. *Mariebergs f.d. sågverk, fördjupad förstudie*. SWECO VIAK.

Taesler R. 1972. *Klimatdata för Sverige*. ISBN-91-540-2012-3. K L Beckmans Tryckerier AB,

Uegaki R, Seike N, Otani T. 2006. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in rice plants: Possible contaminated pathways*. Chemosphere 65: 1537-1543.

University of Michigan, 2006. *Measuring people's exposure to dioxin contamination along the Tittabawassee River and surrounding areas*. August 2006.
<http://www.sph.umich.edu/dioxin/>

US EPA, 1996. *Exposure Factors Handbook. Volume I of III - General factors. Update to Exposure Factors Handbook EPA/600/8-89/043 - May 1989*. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/P-95/002Ba. SAB Review Draft.

US EPA, 2002. *Child-specific exposure factors handbook*. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. Interim report. EPA-600-P-00-002B. Washington D.C.

US EPA, 2003a. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Volume 3: Site-specific assessment procedures*. Exposure Assessment & Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment-Washington Office, Office of Research and Development, U S Environmental Protection Agency. December 2003. NAS Review Draft.

US EPA, 2003b. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part II: Health assessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds*. Exposure Assessment & Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment-Washington Office, Office of Research and Development, U S Environmental Protection Agency. December 2003. NAS Review Draft.

van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld A T C, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy J P, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy S W, Kubiak T, Larsen J C, van Leeuwen F X R, Liem A K D, Nolt C, Peterson R E, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, and Zacharewski T. 1998. *Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife*. Environmental Health Perspectives 106 :775-792.

van den Berg M, Birnbaum L, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE, 2006. *The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds*. Toxicological Sciences 93: 223-241.

Vartiainen T, Mannio J, Korhonen M, Kinnunen K, Strandman T, 1995. *Levels of PCDDs and PCDFs in dated lake sediments in subarctic Finland*. Organohalogen Compounds 24: 369-372.

Vätternvårdsförbundet, Jönköping, 2003. *Miljögifter i fisk 2001/2002, del I*. Rapport nr 73, ISSN 1102-3791.

Wiberg K, Åberg A, McKone TE, Tysklind M, Hanberg A, Macleod M, 2007. *Model selection and evaluation for risk assessment of dioxin contaminated sites*. AMBIO 36 (6): 458-466.

Wittsiepe J, Schrey P, Hack A, Selenka F, Wilhelm M, 2001. *Comparison of different digestive tract models for estimating bioaccessibility of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) from red slag "Kieselrot"*. International Journal of Hygiene and Environmental Health 203: 263-273.

Åberg A. 2008. *Fate and exposure assessment of PCDD/Fs at contaminated sites*. Licentiatavhandling, Kemiska institutionen, Umeå universitet. ISBN 978-91-7264-660-5.

Åberg A, MacLeod M, Wiberg K. 2008. *Physico-chemical property data for dibenzo-p-dioxin (DD), dibenzofuran (DF) and chlorinated DD/DFs*. Journal of Physical and Chemical Reference Data 37(4): 1997-2008.

Åberg A, Tysklind M, Nilsson T, MacLeod M, Hanberg A, Andersson R, Bergek S, Lindberg R, Wiberg K. 2010. *Exposure assessment at a PCDD/F contaminated site in Sweden – field measurements of exposure media and blood serum analysis*. Environmental Science and Pollution Research. 17:26-39.

8 Bilagor

8.1 Bilaga 1 - Landskapsparametrar för bakgrundsscenario i kapitel 3.

Parameter	Förkortning	Värde
Contaminated area in m2	Area	1,00 E+04
Annual average precipitation (m/d)	rain	1,57 E-03
Not currently used	rain_days	2,00 E+01
Flux; surface water into landscape (m/d)	inflow	1,00 E-01
Land surface runoff (m/d)	runoff	2,06 E-04
Atmospheric dust load (kg/m3)	rhob_a	6,15 E-08
Dry deposition velocity, air particles (m/d)	v_d	5,00 E+02
Aerosol organic fraction	foc_ap	2,00 E-01
Volume fraction of water in leaf	beta_leaf	8,00 E-01
Volume fraction of air in leaf	alpha_leaf	1,80 E-01
Volume fraction of lipid in leaf	lipid_leaf	2,00 E-03
Volume fraction of water in stem	beta_stem	7,00 E-01
Volume fraction of water in root	beta_root	8,50 E-01
Primary production dry vegetation(kg/m2/y)	veg_prod	1,00 E+00
One-sided Leaf Area Index	LAI -	5,00 E+00
Wet interception fraction	IF_w	1,00 E-01
Avg thickness of leaf surface(cuticle)(m)	d_cuticle	2,00 E-06
Stem wet density (kg/m3)	rho_stm	8,30 E+02
Leaf wet density (kg/m3)	rho_leaf	8,20 E+02
Root wet density (kg/m3)	rho_root	8,65 E+02
Veg attenuation fctr, dry interception(m2/kg)	atf_leaf	2,90 E+00
Stomata area frctn(area stomata/area leaf)	na_st	7,00 E-03
Effective pore depth	del_st	2,50 E-05
Boundary layer thickness over leafs	del_a	2,00 E-03
Leaf surface erosion half-life (d)	Thalf_le	4,20 E+01
Ground-water recharge (m/d)	recharge	1,55 E-04
Evaporation of water from surface wtr (m/d)	evaporate	5,99 E-05
Thickness of the ground soil layer (m)	d_g	2,00 E-02
Soil particle density (kg/m3)	rhos_s	2,60 E+03
Water content in surface soil (vol fraction)	beta_g	2,10 E-01
Air content in the surface soil (vol frctn)	alpha_g	2,60 E-01
Erosion of surface soil (kg/m2-d)	erosion_g	5,46 E-04
Bioturbation (m^2/d)	D_bio	1,20 E-04
Thickness of the root-zone soil (m)	d_s	1,00 E+00
Water content of root-zone soil (vol. frctn.)	beta_s	2,25 E-01

Parameter	Förkortning	Värde
Air content of root-zone soil (vol. frctn.)	alpha_s	2,34 E-01
Thickness of the vadose-zone soil (m)	d_v	1,00 E+00
Water content; vadose-zone soil (vol. frctn.)	beta_v	2,28 E-01
Air content of vadose-zone soil (vol. frctn.)	alpha_v	2,11 E-01
Thickness of the aquifer layer (m)	d_q	3,00 E+00
Solid material density in aquifer (kg/m3)	rhos_q	2,60 E+03
Porosity of the aquifer zone	beta_q	2,00 E-01
Fraction of land area in surface water	f_arw	1,00 E-01
Average depth of surface waters (m)	d_w	5,00 E+00
Suspended sedmnt in surface wtr (kg/m3)	rhob_w	8,00 E-01
Suspended sdmnt deposition (kg/m2/d)	deposit	1,05 E+01
Thickness of the sediment layer (m)	d_d	5,00 E-02
Solid material density in sediment (kg/m3)	rhos_d	1,42 E+03
Porosity of the sediment zone	beta_d	9,50 E-01
Sediment burial rate (m/d)	bury_d	1,00 E-06
Ambient environmental temperature (K)	Temp	2,80 E+02
Surface water current in m/d	current_w	0,00 E+00
Organic carbon fraction in upper soil zone	foc_s	7,39 E-02
Organic carbon fraction in vadose zone	foc_v	4,00 E-03
Organic carbon fraction in aquifer zone	foc_q	4,00 E-03
Organic carbon fraction in sediments	foc_d	2,90 E-02
Bndry lyr thickness in air above soil (m)	del_ag	5,00 E-03
Yearly average wind speed (m/d)	v_w	4,02 E+05

8.2 Bilaga 2 - Fysikalisk-kemiska parametrar för PCCD/F.

Parameter	Förkortning	2,3,7,8-TCDD	1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD
Molecular weight (g/mol)	MW	3,22 E+02	3,91 E+02	4,25 E+02
Octanol-water partition coefficient	Kow	6,10 E+06	6,31 E+07	1,00 E+08
Melting point (K)	Tm	5,68 E+02	5,46 E+02	5,38 E+02
Vapor Pressure in (Pa)	VP	8,93 E-05	1,38 E-06	1,70 E-07
Solubility in mol/m ³	S	2,68 E-05	4,16 E-06	1,28 E-06
Henry's law constant (Pa·m ³ /mol)	H -	3,34 E+00	3,32 E-01	1,33 E-01
Diffusion coefficient in pure air (m ² /d)	Dair	3,90 E-01	3,60 E-01	3,50 E-01
Diffusion coefficient; pure water (m ² /d)	Dwater	2,00 E-05	2,70 E-06	2,60 E-06
Biotransfer factor; cattle-diet/milk (d/kg[milk])	Bk -	1,00 E-02	5,00 E-03	1,00 E-03
Biotransfer factor; cattle-diet/meat (d/L)	Bt -	1,00 E-02	1,00 E-01	1,30 E-02
Biotransfer fctr; hen-diet/eggs (d/kg[egg contents])	Be -	9,67 E-01	1,00 E+01	1,58 E+01
Bioconcentration factor; fish/water	BCF -	3,02 E+05	1,20 E+05	6,17 E+04
Reaction half-life in air (d)	Thalf_a	8,00 E+00	3,10 E+01	6,30 E+01
Reaction half-life in surface soil (d)	Thalf_g	3,75 E+04	2,29 E+04	3,75 E+04
Reaction half-life in root-zone soil (d)	Thalf_s	3,75 E+04	2,29 E+04	3,75 E+04
Reaction half-life in vadose-zone soil (d)	Thalf_v	3,75 E+04	2,29 E+04	3,75 E+04
Reaction half-life in ground water (d)	Thalf_q	1,67 E+02	6,17 E+02	1,25 E+03
Reaction half-life in surface water (d)	Thalf_w	1,67 E+02	6,17 E+02	1,25 E+03
Reaction half-life in sediments (d)	Thalf_d	3,75 E+04	2,29 E+04	3,75 E+04
Reaction half-life in the leaf surface (d)	Thalf_ls	3,75 E+04	2,29 E+04	3,75 E+04

Parameter	Förkortning	OCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	1,2,3,4,6,7,8-OCDF
Molecular weight (g/mol)	MW	4,60 E+02	3,40 E+02	4,09 E+02
Octanol-water partition coefficient	Kow	1,58 E+08	3,16 E+06	2,50 E+07
Melting point (K)	Tm	6,04 E+02	4,69 E+02	5,09 E+02
Vapor Pressure in (Pa)	VP	1,11 E-07	1,68 E-05	5,59 E-07
Solubility in mol/m ³	S	1,60 E-07	3,32 E-05	3,92 E-07
Henry's law constant (Pa·m ³ /mol)	H -	6,83 E-01	5,05 E-01	1,43 E+00
Diffusion coefficient in pure air (m ² /d)	Dair	3,30 E-01	3,70 E-01	3,50 E-01
Diffusion coefficient; pure water (m ² /d)	Dwater	2,50 E-06	2,80 E-06	2,60 E-06
Biotransfer factor; cattle-diet/milk (d/kg[milk])	Bk -	1,60 E-03	7,90 E-03	1,30 E-03
Biotransfer factor; cattle-diet/meat (d/L)	Bt -	2,50 E-03	3,50 E-02	1,60 E-02
Biotransfer fctr; hen-diet/eggs (d/kg[egg contents])	Be -	2,50 E+01	5,01 E-01	3,96 E+00
Bioconcentration factor; fish/water	BCF -	2,45 E+04	6,17 E+04	1,82 E+04
Reaction half-life in air (d)	Thalf_a	1,65 E+02	2,75 E+01	1,33 E+02
Reaction half-life in surface soil (d)	Thalf_g	5,42 E+04	2,29 E+04	1,46 E+04
Reaction half-life in root-zone soil (d)	Thalf_s	5,42 E+04	2,29 E+04	1,46 E+04
Reaction half-life in vadose-zone soil (d)	Thalf_v	5,42 E+04	2,29 E+04	1,46 E+04
Reaction half-life in ground water (d)	Thalf_q	3,30 E+03	5,50 E+02	2,67 E+03

Parameter	Förkortning	OCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	1,2,3,4,6,7,8-OCDF
Reaction half-life in surface water (d)	Thalf_w	3,30 E+03	5,50 E+02	2,67 E+03
Reaction half-life in sediments (d)	Thalf_d	5,42 E+04	2,29 E+04	1,46 E+04
Reaction half-life in the leaf surface (d)	Thalf_ls	5,42 E+04	2,29 E+04	1,46 E+04

Parameter	Förkortning	OCDF
Molecular weight (g/mol)	MW	4,44 E+02
Octanol-water partition coefficient	Kow	1,00 E+08
Melting point (K)	Tm	5,31 E+02
Vapor Pressure in (Pa)	VP	9,65 E-08
Solubility in mol/m ³	S	5,05 E-08
Henry's law constant (Pa·m ³ /mol)	H -	1,91 E-01
Diffusion coefficient in pure air (m ² /d)	Dair	3,74 E-01
Diffusion coefficient; pure water (m ² /d)	Dwater	2,59 E-06
Biotransfer factor; cattle-diet/milk (d/kg[milk])	Bk -	5,01 E-04
Biotransfer factor; cattle-diet/meat (d/L)	Bt -	5,01 E-03
Biotransfer fctr; hen-diet/eggs (d/kg[egg contents])	Be -	1,60 E+02
Bioconcentration factor; fish/water	BCF -	7,59 E+03
Reaction half-life in air (d)	Thalf_a	4,00 E+02
Reaction half-life in surface soil (d)	Thalf_g	1,04 E+04
Reaction half-life in root-zone soil (d)	Thalf_s	1,04 E+04
Reaction half-life in vadose-zone soil (d)	Thalf_v	1,04 E+04
Reaction half-life in ground water (d)	Thalf_q	8,00 E+03
Reaction half-life in surface water (d)	Thalf_w	8,00 E+03
Reaction half-life in sediments (d)	Thalf_d	1,04 E+04
Reaction half-life in the leaf surface (d)	Thalf_ls	1,04 E+04

8.3 Bilaga 3. Landskapsparametrar för Marieberg.

Parameter	Förkortning	Värde
Contaminated area in m2	Area	3,70 E+03
Annual average precipitation (m/d)	rain	1,90 E-03
Not currently used	rain_days	2,00 E+01
Flux; surface water into landscape (m/d)	inflow	1,00 E+01
Land surface runoff (m/d)	runoff	0,00 E+00
Atmospheric dust load (kg/m3)	rhob_a	6,15 E-08
Dry deposition velocity, air particles (m/d)	v_d	5,00 E+02
Aerosol organic fraction	foc_ap	2,00 E-01
Volume fraction of water in leaf	beta_leaf	8,00 E-01
Volume fraction of air in leaf	alpha_leaf	1,80 E-01
Volume fraction of lipid in leaf	lipid_leaf	2,00 E-03
Volume fraction of water in stem	beta_stem	7,00 E-01
Volume fraction of water in root	beta_root	8,50 E-01
Primary produciton dry vegetation(kg/m2/y)	veg_prod	1,00 E+00
One-sided Leaf Area Index	LAI -	5,00 E+00
Wet interception fraction	IF_w	1,00 E-01
Avg thickness of leaf surface(cuticle)(m)	d_cuticle	6,00 E-06
Stem wet density (kg/m3)	rho_stm	8,30 E+02
Leaf wet density (kg/m3)	rho_leaf	8,20 E+02
Root wet density (kg/m3)	rho_root	8,65 E+02
Veg attenuation fctr, dry interception(m2/kg)	atf_leaf	2,90 E+00
Stomata area frctn(area stomata/area leaf)	na_st	7,00 E-03
Effective pore depth	del_st	2,50 E-05
Boundary layer thickness over leafs	del_a	2,00 E-03
Leaf surface erosion half-life (d)	Thalf_le	4,20 E+01
Ground-water recharge (m/d)	recharge	6,20 E-04
Evaporation of water from surface wtr (m/d)	evaporate	5,99 E-05
Thickness of the ground soil layer (m)	d_g	2,00 E-02
Soil particle density (kg/m3)	rhos_s	2,60 E+03
Water content in surface soil (vol fraction)	beta_g	2,11 E-01
Air content in the surface soil (vol frctn)	alpha_g	2,65 E-01
Erosion of surface soil (kg/m2-d)	erosion_g	5,46 E-04
Bioturbation (m^2/d)	D_bio	1,20 E-04
Thickness of the root-zone soil (m)	d_s	1,00 E+00
Water content of root-zone soil (vol. frctn.)	beta_s	3,00 E-01
Air content of root-zone soil (vol. frctn.)	alpha_s	1,00 E-01

Parameter	Förkortning	Värde
Thickness of the vadose-zone soil (m)	d_v	5,00 E-01
Water content; vadose-zone soil (vol. frctn.)	beta_v	3,00 E-01
Air content of vadose-zone soil (vol. frctn.)	alpha_v	1,00 E-01
Thickness of the aquifer layer (m)	d_q	3,00 E+00
Solid material density in aquifer (kg/m3)	rhos_q	2,60 E+03
Porosity of the aquifer zone	beta_q	2,00 E-01
Fraction of land area in surface water	f_arw	1,00 E-01
Average depth of surface waters (m)	d_w	5,00 E+00
Suspended sedmnt in surface wtr (kg/m3)	rhob_w	8,00 E-01
Suspended sdmnt deposition (kg/m2/d)	deposit	1,05 E+01
Thickness of the sediment layer (m)	d_d	5,00 E-02
Solid material density in sediment (kg/m3)	rhos_d	1,42 E+03
Porosity of the sediment zone	beta_d	2,00 E-01
Sediment burial rate (m/d)	bury_d	1,00 E-06
Ambient environmental temperature (K)	Temp	2,82 E+02
Surface water current in m/d	current_w	0,00 E+00
Organic carbon fraction in upper soil zone	foc_s	1,38 E-01
Organic carbon fraction in vadose zone	foc_v	1,00 E-01
Organic carbon fraction in aquifer zone	foc_q	5,00 E-03
Organic carbon fraction in sediments	foc_d	2,00 E-02
Bndry lyr thickness in air above soil (m)	del_ag	5,00 E-03
Yearly average wind speed (m/d)	v_w	2,38 E+05

8.4 Bilaga 4. Humanexponeringsparametrar i kapitel 5.

Parameter	Förkortning	Värde
Body weight (kg)	BW	1,50 E+01
Surface area (m ² /kg)	SAb	1,00 E-01
Active breathing rate (m ³ /kg-h)	BRa	2,00 E-02
Resting breathing rate (m ³ /kg-h)	BRr	2,00 E-02
Fluid Intake (L/kg-d)	lfl	6,70 E-02
Fruit and vegetable intake (kg/kg-d)	lfr	8,40 E-03
Grain intake (kg/kg-d)	lg	0,00 E+00
Milk intake (kg/kg-d)	lml	1,78 E-02
Meat intake (kg/kg-d)	lmt	3,80 E-03
Egg intake (kg/kg-d)	legg	4,00 E-04
Fish intake (kg/kg-d)	lfsh	1,10 E-03
Soil ingestion (kg/d)	lsl	1,20 E-04
Breast milk ingestion by infants (kg/kg-d)	lbr	1,10 E-01
Inhalation by cattle (m ³ /d)	lnc	1,22 E+02
Inhalation by hens (m ³ /d)	lnh	2,20 E+00
Ingestion of pasture, dairy cattle (kg[FM]/d)	lvdc	8,50 E+01
Ingestion of pasture, beef cattle (kg[FM]/d)	lvbc	6,00 E+01
Ingestion of pasture by hens (kg[FM]/d)	lvh	1,20 E-01
Ingestion of water by dairy cattle (L/d)	lwdc	3,50 E+01
Ingestion of water by beef cattle (L/d)	lwbc	3,50 E+01
Ingestion of water by hens (L/d)	lwh	8,40 E-02
Ingestion of soil by cattle (kg/d)	lsc	4,00 E-02
Ingestion of soil by hens (kg/d)	lsh	5,00 E-03
Fraction of water needs from ground water	fw_gw	1,00 E+00
Fraction of water needs from surface water	fw_sw	0,00 E+00
Water irrigation rate applied to agr.soil (l/m ² -d)	R_irr	2,59 E+00
Frcn frts & vgtbls that are exposed produce	fabv_grd_v	3,10 E-01
Fraction of fruits and vegetables local	focal_v	1,00 E-01
Fraction of grains local	focal_g	0,00 E+00
Fraction of milk local	focal_mk	8,00 E-01
Fraction of meat local	focal_mt	5,00 E-01
Fraction of eggs local	focal_egg	8,00 E-01
Fraction of fish local	focal_fsh	2,00 E-01
Plant-air prtn fctr, particles, m ³ /kg[FM]	Kpa_part	3,30 E+03

Parameter	Förkortning	Värde
Rainsplash (mg/kg[plnt FM])/(mg/kg[dry soil])	rainsplash	3,40 E-03
Water use in the shower (L/min)	Wshower	8,00 E+00
Water use in the House (L/h)	Whouse	4,00 E+01
Room ventilation rate, bathroom (m3/min)	VRbath	1,00 E+00
Room ventilation rate, house (m3/h)	VRhouse	7,50 E+02
Exposure time, in shower or bath (h/day)	ETsb	2,70 E-01
Exposure time, active indoors (h/day)	ETai	0,00 E+00
Exposure time, outdoors at home (h/day)	ETao	4,00 E+00
Exposure time, indoors resting (h/day)	ETri	2,00 E+01
Indoor dust load (kg/m ³)	dust_in	5,20 E-08
Exposure frequency to soil on skin, (d/y)	EFsl	3,65 E+02
Soil adherence to skin (mg/cm ²)	Slsk	2,00 E-01
Ratio of indoor gas conc. to soil gas conc.	alpha_inair	1,00 E-05
Exposure time swimming (h/d)	ETsw	5,00 E-01
Exposure frequency, swimming (d/y)	EFsw	1,50 E+01
Water ingestion while swimming (L/kg-h)	lsww	7,00 E-05
Exposure duration (years)	ED	6,00 E+00
Averaging time (days)	AT	2,56 E+04

8.5 Bilaga 5 - Spridnings- och exponeringsrisker ur ett **helhetsperspektiv** (Litteraturstudie) *Dioxiner - från källa till människa*

8.5.1 Förord

Denna bilaga till rapporten ”Hälsoriskbedömning av exponering relaterad till dioxinförorenad mark” utgör en genomgång av litteratur för beskrivning av spridnings- och exponeringsvägar för dioxiner. Avsikten med litteratur genomgången är att beskriva kunskapsläget för olika spridnings- och exponeringsvägar som underlag till för ett modellkoncept. I denna bilagas sista kapitel ges exempel på halter i miljö och biota och avsikten har ej varit att helt täcka hela den mängd data som finns för dioxiner.

Arbetet har utförts genom sökning i huvudsak i vetenskaplig litteratur men referenser finns även till rapporter från myndigheter och konsultföretag.

Arbetsgruppen för denna del av arbetet har bestått projektledare av Annika Åberg (Umeå universitet/Geo Innova AB), Karin Wiberg och Mats Tysklind (Umeå universitet), Annika Hanberg (Karolinska Institutet) samt Ingegerd Ask och Johan Hörnsten (SWECO).

8.5.2 Sammanfattning

Dioxiner är vitt spridda i miljön och de halter som uppmäts i biota och övrig miljö är ett resultat av spridning via inhemska emissioner, långväga transport av emissioner samt deposition av föroreningarna. Det är sannolikt transport via partiklar som utgör den huvudsakliga spridningsvägen, eftersom dioxinerna har en låg löslighet både i vatten och i luft.

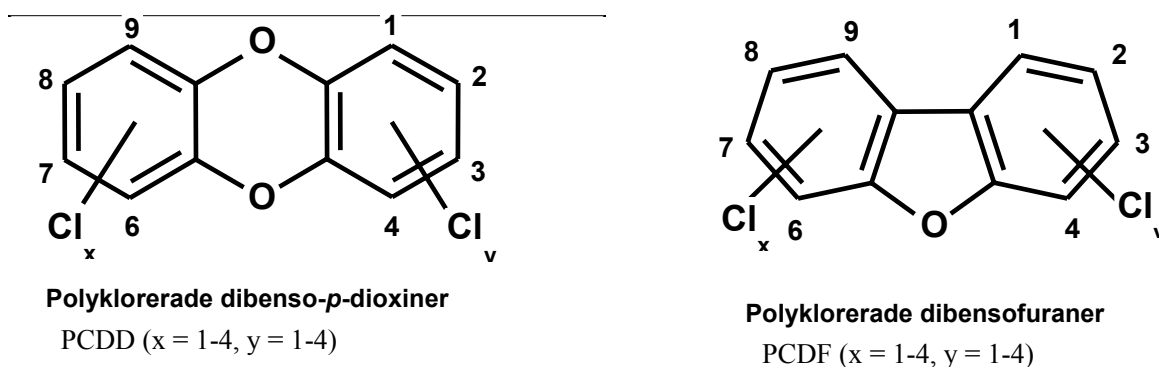
Dioxinernas persistens medför att gamla utsläpp bevaras i miljön. Exponering via abiotiska miljöer (t.ex. jord, sediment, vatten och luft) till levande organismer har undersökts i stort antal studier. Resultaten visar på ett komplext exponeringsmönster och dioxiner återfinns i så gott som all biota.

Generellt sett är intag av dioxiner via föda den dominerande exponeringsvägen för människor. Den utgör normalt minst 95 % av vårt dagliga intag. Livsmedelsverkets beräkningar visar att ca 40 % av intaget för befolkningen i Sverige kommer från konsumtion av fisk av olika slag, ca 20 % från mejeriprodukter och ca 17 % från kött och fågel. Medelintaget och 95:e percentilen av dioxiner och dioxinlika PCBer för för en vuxen svensk har beräknats till 1,4 respektive 3.0 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag, varav ca hälften härör från dioxiner och hälften från PCBer. Detta ska jämföras med EU:s rekommenderade veckointag av dioxinliknande ämnen på 14 pg TEQ/kg kroppsvikt, vilket motsvarar 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag.

8.5.3 Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och dibensofuraner

8.5.3.1 DIOXINER

Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF) ingår i gruppen klorerade aromatiska kolväten och ges ofta samlingsnamnet ”dioxiner”. Den kemiska strukturen består av två bensensringar som är sammankopplade via syreatomer (figur 1).



Figur 1. Kemisk struktur för klorerade dioxiner och dibensofuraner.

Då antalet kloratomer och deras placering på kolatomerna kan variera finns det olika varinater av dioxin, så kallade kongener. För PCDD och PCDF finns totalt 75 respektive 135 kongener. Kongener som har lika många kloratomer sägs tillhöra samma homologgrupp, t.ex. alla tetraklorerade PCDDer bildar en homologgrupp. Med homologprofiler avses summan av alla kongener inom respektive kloreringsgrad. Ett miljöprov kan beskrivas genom sin homologprofil, men beskrivs dock ofta genom sin sammansättning av de 17 s.k. 2,3,7,8-substituerade kongenerna, dvs kongener med kloratomer i 2,3,7 och 8 positionerna (se figur 1).

Olika kongener har olika fysikalisk-kemiska och biologiska egenskaper. Den högsta toxiciteten uppvisar 2,3,7,8-tetraCDD (TCDD). Toxiciteten hos de övriga kongenerna relateras till 2,3,7,8-TCDD genom Toxic Equivalency Factors (TEF:s). En TEF på 1 betyder att en kongen är lika toxisk som TCDD. För att få en toxicitetsviktad dioxinhalt, angiven i TCDD-ekvivalenter (TEQ), adderas bidraget från de 2,3,7,8-substituerade kongenerna genom att multiplicera koncentrationen av varje kongen med dess TEF-värde. En hög halt av en kongen behöver i sig alltså inte innebära en hög TEQ-halt. Det finns olika TEF-listor varav de från en toxikologisk och vetenskaplig synvinkel mest vedertagna är Världshälsoorganisationens s.k. WHO-TEF (som ger WHO-TEQ) (Se tabell 1 nedan). Tidigare TEF-koncept som t.ex. de internationella TEF (I-TEF) som är fastställda av NATO, (som ger I-TEQ) används dock fortfarande i många sammanhang. Användandet av olika TEF-koncept medför dessvärre att data från olika källor inte alltid är fullt jämförbara. En rekommendation är att använda WHO-TEF eftersom dessa reviderats nyligen och är internationellt harmoniserade (van den Berg *et al.* 2006). I detta arbete har ursprungsreferensernas TEQ-enhet

använts. Det framgår dock inte alltid i ursprungsreferenser vilken TEF-skala som har använts.

Tabell 1. Toxiska ekvivalent faktorer (TEFs) enligt WHO's expertgrupp 2006 (van den Berg *et al.*, 2006).

Kongen	TEF-faktor	Kongen	TEF-faktor
2,3,7,8-TCDD	1	2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1,2,3,7,8-PeCDF	0,03
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	2,3,4,7,8-PeCDF	0,3
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
OCDD	0,0003	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
		1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
		1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
		OCDF	0,0003

Hur föroreningar beter sig och sprids i miljön beror på deras fysikaliska/kemiska egenskaper. Ett ämnes ångtryck, vattenlöslighet och jämviktsfördelning mellan olika faser styr hur ämnet distribueras mellan olika medier (vatten, luft, mark etc.). Henrys lags konstant är ett mått på ett ämnes fördelning mellan luft och vatten. Vattenlösligheten beskriver ett ämnes hydrofila/hydrofoba egenskaper. Hydrofoba ämnen, d.v.s. ämnen med låg vattenlöslighet, har en tendens att adsorberas till partiklar av såväl mineraliskt som organiskt ursprung. Dessa ämnen tas också lätt upp av fettvävnader och anrikas därför i organismer. Fördelningskoefficienten för oktanol/vatten (K_{ow}) beskriver hur ett ämne fördelar sig mellan oktanol och vatten. Oktanol används som modellsubstans för fettfasen i en organism eftersom detta lösningsmedel har liknande egenskaper som lipider. Ett högt K_{ow} innebär att ämnet tenderar att anrikas i fettvävnader. Fördelningskoefficienten för organiskt kol/vatten (K_{oc}) är den parameter som relaterar till ett ämnes förmåga att binda till organiskt material i t.ex. jord och sediment. K_{oc} är direkt proportionell mot K_{ow} och kan beräknas från denna om det inte finns empiriskt bestämda värden.

8.5.3.2 KÄLLOR

En föroreningskälla som orsakar ett direkt utsläpp till miljön kallas för en primär källa. Från ett mottagande medium (mark, sediment, vatten, luft) kan därefter vidare spridning ske vilket skapar en sekundär källa. Åtgärder mot pågående industrier har lett till sänkningar av dioxinnivåer generellt men i många fall utblir en fortsatt avklingning över tid. Betydelsen av sekundära källor har därför givits allt större uppmärksamhet under senare år (Weber *et al.* 2008). I detta kapitlet beskrivs dioxinernas primära källor och i kommande kapitel sammanfattas spridningen från sekundära källor.

Till atmosfären

Genom industriella förbränningsprocesser, t.ex. inom avfallssektorn och metallsektorn, nybildas dioxiner kontinuerligt (NV, 2005a). Förbättrad teknik och ökad medvetenhet har dock bidragit till att många länder lyckats minska dessa utsläpp. Även småskalig

förbränning ger upphov till utsläpp av dioxiner men bidraget från denna sektor är inte lika väl studerat som för industriprocesser (Lee *et al.* 1999). Den småskaliga förbränningen utförs både för att bli av med avfall, s.k. ”back-yard burning”, och för att generera värme. En viss emission av dioxiner kan också ske genom avgasutsläpp från transportsektorn (Turrio-Baldassarri *et al.* 2005). Eftersom dioxiner bryts ned långsamt i atmosfären kan ämnet transporteras långa sträckor innan det deponeras eller bryts ner genom olika mekanismer. Denna långväga transport medför att dioxiner förekommer i luftmassor även i områden som saknar antropogena källor.

Nyligen genomfördes en kartläggning av de svenska utsläppskällorna för dioxiner, PCB och hexaklorbensen (HCB) (NV, 2005a). Syftet med kartläggningen var att uppdatera kunskaperna kring de utsläpp som sker eller har skett i vårt samhälle eftersom riktade insatser har gjorts inom flera områden för att minska utsläppen från punktkällor. I kartläggningen framkom att såväl småskalig förbränning som den industriella sektorn genererar de stora utsläppen av dioxiner till luften. Den sammanlagda luftemissionen uppgår i dagsläget till 16-84 g TEQ/år men stora osäkerheter råder inom vissa sektorer.

Till mark

Lokalt kan markområden innehålla mycket höga halter av dioxiner som en följd av direkta utsläpp från tidigare industriell verksamhet. Halterna på dessa områden överskrider vida de halter som uppstår genom atmosfärisk deposition. Det är framförallt träimpregneringsverksamhet som gett upphov till dioxinförorenad mark genom spill och direkta utsläpp av dioxinförorenade impregneringsmedel (t.ex. pentaklorfenol, PCP). Även hantering av restprodukter (aska och slam) som innehåller dioxiner har gett upphov till lokala markföroreningar, t.ex. deponering av grafitelektrods slam från kloralkaliindustri. I Sverige har det totala innehållet av dioxiner i mark från tidigare träimpregneringsverksamhet uppskattats till 5-50 kg TEQ (NV, 2005a). I allmänhet betraktas risken för utläckage av dessa ämnen som låg då dioxiner binds kraftigt till jordpartiklar. Ämnens låga flyktighet bidrar också till att avgången från mark via luft ofta förväntas vara låg. I den provtagning som utfördes under kartläggningen av svenska källor för bl.a. dioxiner noterades dock viss gasavgång av dioxiner från förorenad mark (Umeå universitet, 2005). Vid markundersökningar har det också visat sig att dioxiner återfinns i grundvattnet trots sin ringa vattenlöslighet, men sannolikt är de då bundna till partiklar (Persson *et al.* 2008). Uppskattningsvis finns det i Sverige i storleksordningen 400-500 klorfenoltomter samt ytterligare områden som innehåller dioxiner från annan verksamhet. I några av dessa områden har föroreningssituationen undersökts. Nedan ges två exempel från kraftigt förorenade områden:

Scharins industriområde i Skellefteå undersöktes år 2003 avseende dioxinförekomster i jord och grundvatten (WSP, 2004). På fastigheten har ett sågverk varit beläget, och impregnering av virke med pentaklorfenolhaltiga dioxinförorenade preparat ägde rum. I 33 jordprover varierade dioxinhalterna från 12 till 12 100 ng WHO-TEQ/kg torrs substans (TS). Det totala innehållet i mark beräknades till ca 40 g WHO-TEQ varav 39 g fanns inom en begränsad volym på ca 4 600 m³. I två filtrerade (<0,45µm) grundvattenprover var dioxinhalten 0,94-3,6 pg I-TEQ/L medan den fasta fraktionen (>0,45µm) innehöll 740-2000 ng I-TEQ/kg (Tyréns AB, 2003).

I grundvattenprover som dekanterats, men inte filtrerats, uppgick dioxininnehållet till ca 210-6 000 pg WHO-TEQ/L (WSP, 2004). Från dessa halter beräknades borttransporten av dioxiner via grundvattnet till 20-650 µg/år. Den eventuella miljöpåverkan på ytvattenrecipienten som utläckaget av dioxiner kunde ge upphov till bedömdes som marginell med hänsyn till fastläggning i sedimenten.

På **EKA industriområde i Bengtsfors** har det tidigare (1897-1923) funnits en kloralkalifabrik vars verksamhet bl.a. gett upphov till förorening av dioxiner. Den totala mängden dioxin på området har uppskattats till 0,26-2,1 kg och halter upp till 10 000-tals ng/kg har uppmätts i jorden (Geo Innova AB, 2002). Industriområdet ligger i anslutning till sjön Bengtsbrohöljens norra del och dioxiner har påträffats i sjöns bottensediment (Studsvik RadWaste, 2003). Källan bedömdes delvis vara den f.d. kloralkaliverksamheten men även andra källor ansågs bidra till föroreningssituationen i sjön. De högsta halterna (ca 15 000 och 33 000 ng/kg TS) uppmättes för OCDD och 2,3,7,8- TCDF och återfanns på sedimentdjup motsvarande tidpunkten för industrins verksamhet.

Till vatten

Dagens tillskott av dioxiner till vattenmiljöer sker troligtvis främst genom transport av förorenade partiklar från markerosion, avrinnande yt- och dagvatten, atmosfärisk deposition samt utsläpp av reningsvatten från avlopp och industri (US EPA, 2003d). Dioxiner i ytavrinning, dagvatten och genom erosion av mark härrör i sin tur till stor del från den atmosfäriska depositionen, men även lokala källor kan bidra. Fattore *et al.* (2002) konstaterade att ytavrinning från stadsmiljöer, men även avloppsvatten från hushåll, var de huvudsakliga källorna till dioxiner i floden Po i Italien. Enligt Europeiska kommissionen (EC, 1999) saknas information som beskriver flödet av dioxiner genom markavrinning inom ett avrinningsområde och forskning som belyser denna problematik efterlyses. Vid utlopp av floder har förhöjda halter dioxiner i Östersjösediment uppmätts (Witt *et al.* 1997). Detta kan indikera att källor belägna uppströms i ett avrinningsområde tillsammans kan medföra en mätbar påverkan nedströms och att denna påverkan kan förbises då lokala föroreningssituationer bedöms var för sig. Enligt beräkningar har svenska industrier hittills släppt ut ca 0,4-2,8 kg TEQ till vattenrecipienter (Umeå universitet, 2005).

Till sediment

Sediment kan i stor utsträckning vara lokalt påverkade av pågående och tidigare industriella utsläpp. Höga halter av dioxiner i sediment som en följd av industriell aktivitet har bl.a. hittats i närheten av massa- och pappersproduktion, kopparsmältverk och klorfenolanvändning (Sundqvist *et al.* 2009; Verta *et al.* 2007; Isosaari *et al.* 2000, Jonsson *et al.*, 1993). Sediment som ej påverkats av lokala utsläpp innehåller också dioxiner. Det finns indikationer på att för dessa är utsläpp till luft och påföljande atmosfärisk deposition en viktig källa (Rose & McKay, 1996; Verta *et al.* 2007).

8.5.4 Spridningsvägar i miljön

Det är många olika processer som bidrar till spridning av föroreningar i miljön. I detta kapitel beskrivs de processer som styr spridning från ett förorenat medium (sekundär föroreningskälla) till ett annat medium. Olika fysikalisk-kemiska egenskaper medför att spridningsmönstret varierar för olika dioxinkongener. Spridning sker genom diffusion (pga strävan efter kemisk jämvikt) och advektion (transport av förorening genom ett rörligt media). Höglorerade dioxiner är i stor utsträckning bundna till partiklar till skillnad från de låglorerade kongener som har relativt sett högre vattenlöslighet och högre ångtryck, vilket medför att de i större utsträckning förekommer såväl lösta som partikulärt bundna.

8.5.4.1 FRÅN ATMOSFÄR TILL MARK, VATTEN OCH VÄXTER

Atmosfärisk deposition bidrar till en allmän förorening av dioxiner i mark, vatten och växter. Deposition till mark och vatten sker genom olika processer: våtdeposition, torrdeposition och torr gasdeposition. *Våtdeposition* är den del av depositionen som sker genom nederbörd. Den utgörs både av föroreningar som lösts i vattendroppar samt partikelbundna föroreningar som inneslutits i regn eller snö.

Torrdeposition sker genom gravitationsstyrd avsättning av partikelbundna föroreningar, medan *torr gasdeposition* uppstår då gasutbytet mellan luft och mark/vatten/växter resulterar i ett nettoöverskott av deposition.

I en studie utförd av Schröder *et al.* (1997) utgjorde våtdepositionen en dominerande del av den totala depositionen. För torrdepositionen är det partiklar med diameter större än 2,9 µm som bidrar mest, trots att denna fraktion innehåller lägre koncentrationer av dioxiner än mindre partiklar. Den totala depositionen i Sverige har uppskattats till 2,3 kg I-TEQ per år baserat på snöprover tagna i trakterna kring Umeå (Marklund *et al.* 1991). Växter utgör en viktig recipient av atmosfärisk deposition. I en studie utförd av Welsch-Pausch och McLachlan (1998) hamnade 85 % av den totala depositionen på marken medan 15 % togs upp av vegetationen, i huvudsak i form av gasupptag.

För låglorerade dioxiner är sannolikt torr gasdeposition mycket betydelsefull. Fördelningen av dioxiner mellan partikel- och gasfas är temperaturberoende, vilket ger upphov till årstidsbundna variationer i deponeringsmönstret. Sommartid, då lufttemperaturen är hög, återfinns majoriteten av TCDD/Fs i gasfasen. Vintertid övergår även TCDD/Fs till att vara partikelbundna.

8.5.4.2 TRANSPORT MELLAN VATTEN OCH LUFT

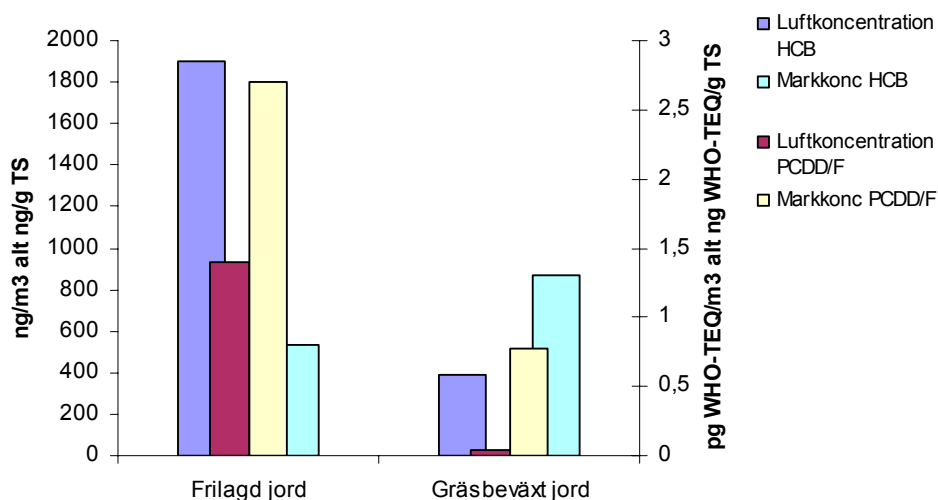
Gasutbyte mellan vatten och luft kan resultera i avdunstning eller torr gas deposition beroende på vilket flöde som är högst. Storleken på dessa flöden styrs av föroreningarnas strävan mot kemisk jämvikt och transporten sker genom diffusion. Förorenat vatten kan därför bidra till att öka innehållet av dioxiner i luften genom avdunstning, medan förorenad luft kan öka vattenkoncentrationer. Dalla Valle *et al.* (2003) modellerade flödet av dioxiner i den kraftigt förorenade lagunen i Venedig och fann att kongener med färre än sex kloratomer kunde avdunsta från vattnet till

atmosfären medan flödet av de högklorerade kongenerna främst gick från atmosfären till vattnet. Lohmann *et al.* (2003) mätte koncentrationen av dioxiner i luft i kustbelägna områden i New Jersey, USA. Deras resultat visade att halterna (830-1 400 fg/m³) i allmänhet var lägre än förväntat med hänsyn till provpunkternas lägen.

Avdunstning av dioxiner från vattnet var endast betydande för di- och triklorerade dibenso-*p*-dioxiner. I en tidigare undersökning av Lohmann *et al.* (2000) pekade resultaten på att även högre klorerade kongener kunde avdunsta från vatten vilket påverkade den lokala atmosfären över Raritan Bay, Hudson River, New Jersey. Den lösta fasen i vattnet innehöll kongenerspecifika halter från 30 fg/L (HpCDFs) till 27 000 fg/L (DCDDs). TEQ-värdet uppgick till 25 fg/L. Källan till dioxinerna i själva vattnet var okänd, men förorenade sediment och utsläpp till området angavs som möjliga källor. Hur stor avgången från vattnet var i förhållande till torr- och våtdeposition av dioxiner från atmosfären undersöktes inte av författarna.

8.5.4.3 TRANSPORT MELLAN MARK OCH LUFT

I likhet med gasutbytet mellan vatten och luft sker mark-luft-gasutbyte genom diffusion. Både flyktiga och halvflyktiga föroreningar kan avgå från marken till ovanliggande luft genom avdunstning. I figur 2 visas resultat från mätning av luftavgång av dioxiner och hexaklorbensen (HCB) vid en kloralkalitomt (Umeå universitet, 2005). Mätningarna utfördes på gräsbevuxen och frilagd mark. Den potentiella evaporationen utgör den ackumulerade halten dioxin i en provtagningsvolym under provtagnings tiden och utgör inte ett mått på den faktiska luftkoncentrationen. Där jorden var fri från växtlighet uppmättes högre halter jämfört med gräsbevuxen mark. Om skillnaden berodde på växtupptag av markångor kan dock inte avgöras eftersom även markkoncentrationen skiljde sig åt mellan provtagningsplatserna.

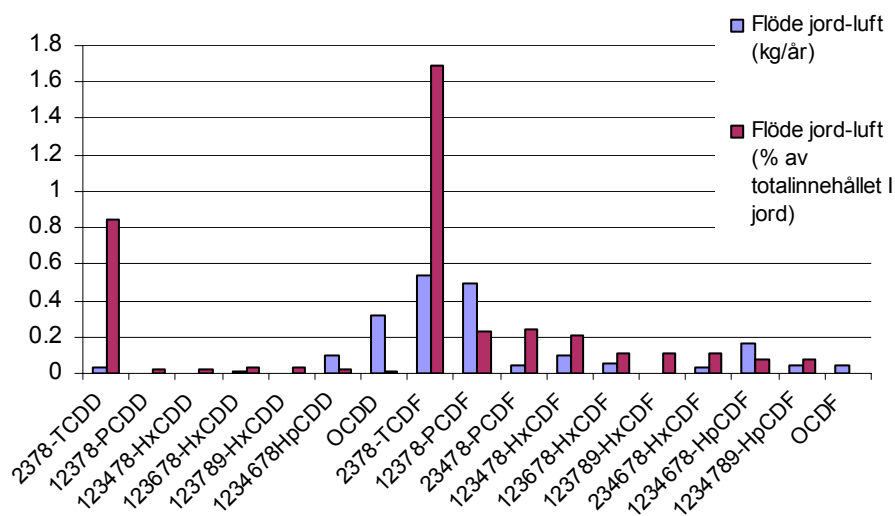


Figur 2. Markkoncentration samt ackumulerad luftkoncentration av HCB och dioxiner vid en förorenad kloralkalitomt (Umeå universitet, 2005).

Det mest kända dioxinförorenade markområdet ligger i Seveso, Italien, där en olycka 1976 orsakade betydande utsläpp av 2,3,7,8-TCDD. Under senare år har området undersökts på nytt för att utreda om halterna som finns kvar i marken kan påverka omkringliggande luft (Fattore *et al.* 2003). De halter som kvarstår i marken idag är 10-100 gånger högre än halter som återfinns i mark i stadsområden. Det mest förorenade området (zon B) innehåller 35 ng 2,3,7,8-TCDD/kg TS. Fältprovtagning indikerar att luften inte påverkas av det förorenade området. Teoretiska beräkningar visade dock att avdunstningen från marken kunde bidra med 4-22 % av den årliga medelhalten 2,3,7,8-TCDD i luft, beroende på föroreningsgrad. Den beräknade avdunstningen från zon B uppgick till 5,3 fg TCDD/m³. Räknat på TEQ-basis bidrog avdunstningen från zon B till endast 1,5 % av luftkoncentrationen i området. De största källorna till dioxiner i luften i Seveso-området utgjordes istället av emissioner från förbränning och trafik.

Avdunstning av dioxiner från marken kan utgöra en av de största sekundära källorna till luft i Storbritannien enligt Duarte-Davidson *et al.* (1997). Deras beräkningar visade att upp till 0,15 kg TEQ avges till luften varje år, en siffra som betraktades som ett ”worst-case scenario”. Modelleringar tydde emellertid på att marken snarare utgör en sänka för atmosfäriska dioxiner i gasform och att marken och atmosfären nästan är i jämvikt för lägre klorerade kongener (Duarte-Davidson *et al.* 1997; Harner *et al.* 2000). Figur 3 visar en sammanställning av det kongenerspecifika flödet mellan jord och luft enligt Duarte-Davidson *et al.* (1997).

Siffrorna visar att OCDD, trots att den är mindre flyktig än TCDD, kan ha ett större massflöde än TCDD eftersom koncentrationen av OCDD i jorden är betydligt högre. Justeras flödet till en procentsats av det totala innehållet i marken framgår det att en större andel av markbundet TCDD kan avdunsta jämfört med OCDD. Författarna drog slutsatsen att sekundär spridning av dioxiner från marken är av mindre betydelse för luftkoncentrationerna idag, men noterade att denna källa kan öka i betydelse i takt med att de industriella utsläppen minskas.



Figur 3. Modellerat årligt flöde av dioxiner från mark till luft i Storbritannien (Duarte-Davidson *et al.* 1997).

Transport från mark till luft kan även ske genom partikelavgång till luften (s.k. advektiva processer). I en studie utförd av Kao och Venkararaman (1995) visades att markpartiklarna stod för ca 4 % av den totala koncentrationen av dioxiner i luften. Lokalt kunde resuspension av förorenade markpartiklar bidra med upp till ca 70-90 % av den totala depositionen i stadsområden och 20-40 % i landsbygdsområden. När Duarte-Davidson *et al.* (1997) applicerade Kao och Venkararamans metod på data från Storbritannien fann de att resuspenderade markpartiklar endast bidrog till 1,2-5,8 % av den partikulära luftkoncentrationen i stadsnära områden och 1,1-3,6 % i mer avlägset belägna områden.

8.5.4.4 TRANSPORT FRÅN MARK TILL VATTEN OCH SEDIMENT

Den största spridningen av dioxiner från förorenad mark till vatten sker sannolikt genom transport via partiklar. Transporten kan ske genom ytavrinning, vinderosion eller grundvattentransport. Transport av föroreningar från mark till vatten betraktas ofta som ett tvåfasset system där ämnet fördelar sig mellan en fast, orörlig fas och en rörlig vattenfas, ett system som lämpar sig bäst för ämnen som är vattenlösliga (Duarte-Davidson *et al.* 1997; McGechan och Lewis 2002). För ämnen som binder hårt till partikulärt material kan transport även ske genom rörliga kolloider (1 nm-10 µm) och denna fas bör tas i beaktande när transport av hydrofoba ämnen simuleras (McGechan och Lewis 2002). Kolloider transporteras snabbt genom s.k. makroporer i jorden men kan även fastna i mindre porer, vilket därmed hindrar transporten. Kraftiga oväder och snösmältning kan leda till att kolloider från ytligare jordlager sköljs nedåt i markprofilen. Laegsmand *et al.* (1999) visade att även regn av normal intensitet gav upphov till transport av kolloider i makroporer i en jordprofil. Om kolloiderna har ett högt innehåll av organiskt kol kan den partikulära transporten av hydrofoba ämnen med stark affinitet till organiskt material öka. Liu och Amy (1993) visade att närvaron av naturligt organiskt material (NOM) i vattenfasen bidrog till att öka transporten av PAH, vilka i likhet med dioxiner binder hårt till partiklar. Vattentransport av dioxiner från förorenad jord studerades av Person *et al.* i ett laktest utfört med hjälp av en cirkulationskolonn (Person, 2007, Persson *et al.* 2008a). En mycket liten del av dioxininnehållet befanns vara mobilt (<0.2%) och de dioxiner som återfanns, var i huvudsak associerade med relativt stora partiklar, som normalt inte är mobila. Resultaten från denna lakteststudie visade alltså stark fastläggning av dioxiner på jordpartiklar.

Både PAH och PCB, som i likhet med dioxiner har hydrofoba egenskaper, tenderar att koncentreras i finare partikelfraktioner vilket medför att storleken på den partikelbundna spridningen kan underskattas om jordens bulkkoncentration används (Smith & Jones 2000). Huruvida detta gäller även för dioxiner var dock enligt författarna inte möjligt att bedöma då det saknas resultat som visar hur dioxiner fördelas mellan olika fraktioner i jorden. Fraktioneringar av dioxiner i sediment har också visat att koncentrationen av de flesta kongener ökade med minskande partikelstorlek (Moon *et al.* 2004). Dioxiner adsorberas dock starkt till organiskt kol i jordpartiklar och data från Wu *et al.* (2002) visade på en signifikant ($p < 0,05$) korrelation mellan koncentrationen dioxiner i jorden och markens innehåll av organiskt kol.

Speciellt sotpartiklar och kol associerat till dessa, s.k. black carbon, har mycket stor förmåga att binda dioxiner.

I en studie från sjön Shinji i Japan identifierades dioxinförorenad PCP som den största källan till dioxiner i sedimenten (Masunaga *et al.* 2001). PCP användes som bekämpningsmedel i Japan under många år vilket har medfört att jordbruksmarken på sina håll har kontaminerats med dioxiner. I en massbalansberäkning för dioxiner i området kring Shinji-sjön uppskattades den årliga förlusten från omkringliggande mark till ca 2 % av det totala dioxininnehållet, vilket motsvarade en halveringstid på 35 år. Förlustmekanismerna kunde enligt författarna bero på avdunstning, markavrinning, nedbrytning och begravning under nyare jordlager. Författarna analyserade sedimentproppar från sjön och resultaten visade att dioxinhalterna ökade fram till början på 70-talet, men mellan 1976 och 1993 var halterna i sedimentet i stort sett oförändrade, även om en viss minskning hade skett jämfört med 1971. Den stagnerade minskningen skulle kunna vara ett tecken på att sedimenten tillförs dioxiner i samma takt varje år trots att användandet av PCP har upphört och att transportmekanismen i så fall skulle kunna vara ytavrinning. En utjämnad halt över flera års sedimentlager skulle också kunna bero på en vertikal omblandning i sedimenten men enligt en referens i artikeln sker ingen vertikal omblandning av sedimentet i denna sjö. Enligt US-EPA kan erosion från jordbruksmark bidra med uppskattningsvis 2,5 kg WHO-TEQ till vattendragen i USA varje år, medan ytavrinning från stadsmiljöer står för ca 0,19 kg WHO-TEQ (US EPA, 2003c). Fiedler *et al.* (1995) undersökte spridningen från en sportanläggning där dioxinkontaminerad slagg användes som underlagsmaterial. De konstaterade att sediment i en närliggande recipient var tydligt påverkat av slaggen och dioxiner återfanns också i slammet från dräneringssystemet. Läckaget genom dräneringen uppskattades till max 1 µg TEQ/år. Den vindburna transporten beräknades vara 0,05-0,5 g TEQ/år beroende på erosionshastighet (1-10 ton/år), vilken antogs vara i samma storleksordning som för jordbruksmark.

8.5.4.5 TRANSPORT FRÅN VATTEN TILL MARK

Förorenat vatten kan kontaminera landområden. Detta kan t.ex. ske då förorenade partiklar avsätts på marken i översvänningsområden (Lake *et al.* 2005). Vid kraftiga flöden kan även förorenat sediment resuspenderas och avsättas på land. Matscheko *et al.* (2002) analyserade jordprover från ett område som översvämmats av ån Viskan, Sverige. I jämförelse med referensprov innehöll jorden från det översvämmade området ca sex gånger högre dioxinhalter (6,3 ng I-TEQ/kg TS).

8.5.4.6 TRANSPORT MELLAN SEDIMENT OCH VATTEN

Transport av dioxiner mellan sediment och vatten sker genom gasutbyte (diffusion) samt genom sedimentation/resuspension av partiklar. Förhöjda sedimenthalter medför risk för läckage av föroreningar ut till ytvattnet särskilt då sedimenten rörs om på grund av t.ex. bioturbation (omrörning pga aktivitet av bottenlevande djur) eller muddring. Vid låg omrörning fungerar sedimentationen av förorenade partiklar som en utförselväg (en sänka) av föroreningar genom att partiklarna begravs. Föroreningarna blir därmed ej längre tillgängliga för utbytesprocesser med ytvattnet. Hur mycket som transporteras från vatten till bottensediment beror bl.a. på mängden partiklar i vattnet,

ämnets koncentration på partiklarna, partiklarnas storlek, koncentrationen i vattnet samt vattnets rörelse.

Partiklar som inte sedimenterar har förutsättningar att transporteras till andra vattensystem genom advektiv transport. En högre rörlighet för finare partiklar och en högre koncentration av föroreningar på dessa innebär att denna spridningsväg kan vara betydelsefull. Förorenade sediment som resuspenderas bedömdes vara en betydande källa till dioxiner i floden Muldes vatten och även en kontamineringsrisk för sediment- och översvämnings-områden i floden Elbe (Wilken et al. 1994). Höga sedimentkoncentrationer visade sig leda till förhöjda halter av både löst och partikulärt bundet dioxin i ytvattnet i Houston Ship Channel, Texas (Suarez et al. 2006). Författarna drog dock inga slutsatser om huruvida det är pågående utsläpp av dioxiner eller tidigare emissioner som ligger till grund för detta mönster, men eftersom kanalen påverkas av tidvattenströmmar är påverkan från tidigare utsläpp i sediment inte osannolik. Hinton et al. (1993) utförde ett experiment för att studera massflödet av dioxiner från förorenade sedimentpartiklar till en opåverkad vattenpelare. Deras resultat visade att hastigheten på transporten av dioxiner från sedimentet styrdes av frigörandet av kolloidalt och löst organiskt kol från sedimentet.

Det kan ta många år att nå bakgrundskoncentrationer i sediment och ytvatten efter en sedimentsanering (Diamond et al. 1995). Åtgärder för att rena sediment kan medföra att föroreningen blir mer tillgänglig under en viss period. Eggleton & Thomas (2004) noterade en lokal förhöjning av biotillgängligheten under minst 6 månader efter muddring av PCB förorenade sediment. När det muddrade materialet deponerades avdunstade PCB från materialet ända tills det hade sluttäckts. De uppmätta luftkoncentrationerna översteg dock inte halter som uppmätts i stadsmiljöer.

I Sverige finns inget riktvärde för dioxinhalter i sediment. I Japan har man fastställt en nationell miljö kvalitets-standard på 150 pg TEQ/g sediment (TS), och Kanada finns så kallade "Interim sediment quality guidelines". För dioxiner ligger den kanadensiska rekommenderade gränsen på 0,85 pg TEQ/g sediment (TS). Comber et al. (1996) har föreslagit riktvärden för förorenade sediment som tar hänsyn till den högre toxicitet som vissa kongener har för fisk jämfört med människa. De är således avsedda att skydda akvatiska organismer mot toxiska effekter. De föreslagna värdena, som utgör en rekommendation ur en vetenskaplig synvinkel, presenteras i tabell 2.

Tabell 2. Rekommenderade kongenspecifika riktvärden för sediment (Comber et al. 1996). Värdena är normaliserade mot fraktionen organiskt kol (OC) i sedimenten.

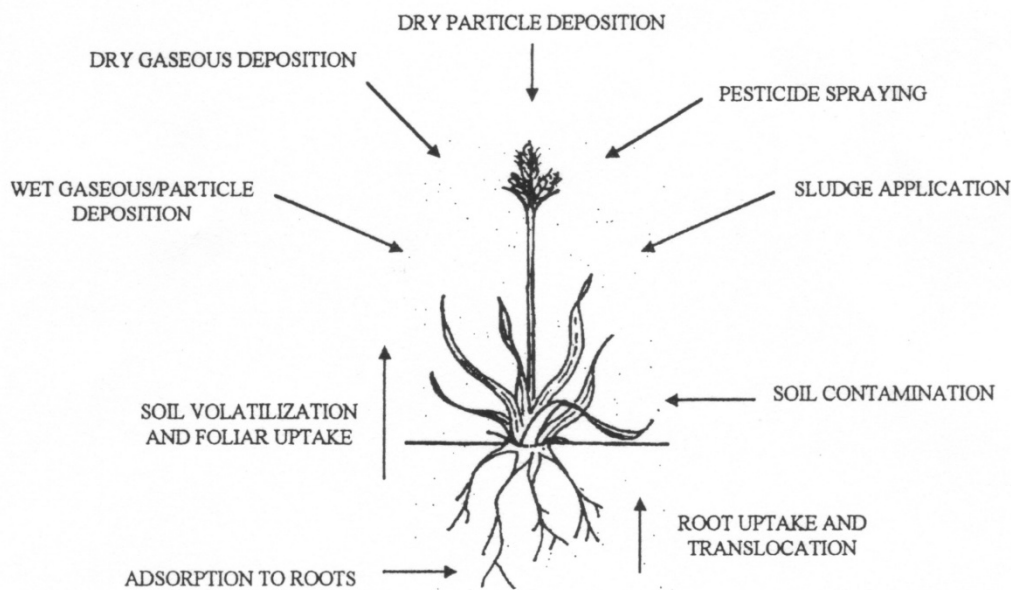
Kongener	Riktvärde (ng/g OC)
2,3,7,8-TCDD	84
1,2,3,7,8-PeCDD	280
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1600
1,2,3,7,8,9-HxCDD	4600
1,2,3,6,7,8-HxCDD	4600
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	350 000
OCDD	2 200 000
2,3,7,8-TCDF	1 300
2,3,4,7,8-PeCDF	140
1,2,3,7,8-PeCDF	420
1,2,3,4,7,8-HxCDF	880
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2 000
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1 700
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1 100
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	120 000
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	120 000
OCDF	1 500 000

8.5.5 Upptag i biota

Många organismer som exponerats för och tagit upp dioxiner har möjlighet att bryta ned (biotransformera) och göra sig av med vissa kongener. Graden av nedbrytning/omvandling beror på organismens metaboliska kapacitet. Generellt gäller att biotransformation av alla kongener utom de som är 2,3,7,8-substituerade sker relativt snabbt och detta leder till att de dioxiner man normalt finner i t.ex. fisk och mjölk endast innehåller en blandning av de 2,3,7,8-klorerade kongenerna, dvs de 17 kongener som betraktas som toxiska och har tilldelats toxiska ekvivalensfaktorer (TEFar).

8.5.5.1 UPPTAG I VÄXTER

Intresset kring växtupptag av persistenta organiska föroreningar (POPs) har varit stort. Ett flertal upptagsvägar har studerats under olika förhållanden vilket medför att relativt mycket kunskap finns inom området. Generellt är det atmosfärens innehåll av dioxiner som är den dominerande källan till innehållet i växter eftersom rotupptaget ofta är lågt. Förhöjda markkoncentrationer kan dock bidra till att dioxinhalten i växter ökar genom olika processer (figur 4). En omfattande sammanställning av effekter av atmosfärisk deposition och resuspension av jordpartiklar som orsak till kontaminering av växter har gjorts av Smith och Jones (2000). Figur 4 illustrerar de upptagsvägar som är aktuella för halvflyktiga organiska föroreningar som fördelar sig mellan både gas- och partikelfas.



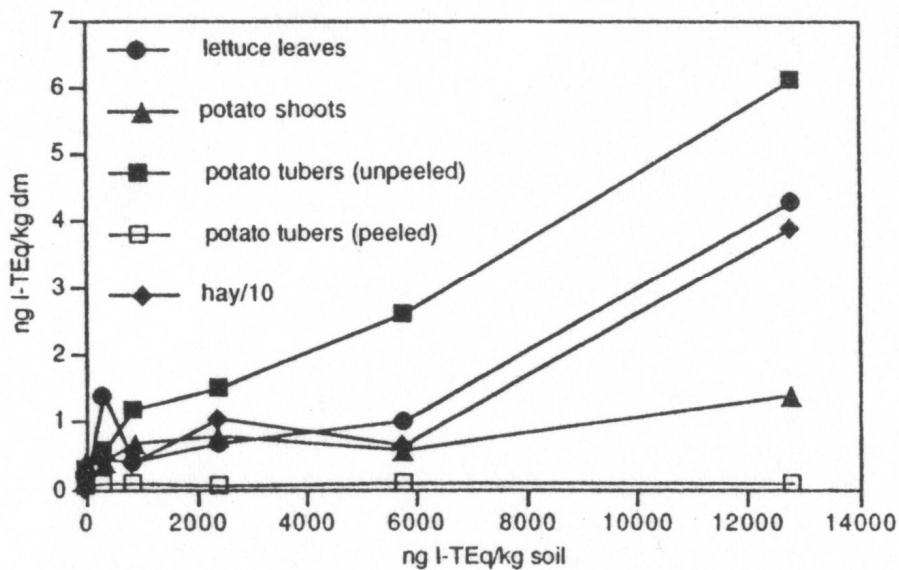
Figur 4. Upptagsvägar för halvflyktiga föroreningar till växter (Smith och Jones 2000).

Upptag via gasfas

Upptag av dioxiner som avgått från marken i gasfas har visats kunna ske (Welsch-Pausch och McLachlan 1998). Trapp och Matthies (1997) använde sig av en modell och simulerade en markkoncentration med 700 pg 2,3,7,8-TCDD/kg jord. Genom att använda sig av en relativt flyktig dioxinkongen betraktades resultatet som det högsta möjliga upptaget av dioxiner. Resultaten visade att upptag av dioxiner som avdunstat från marken är möjligt men att denna upptagsväg endast påverkar de nedersta fem cm av växten. Ovanför denna höjd var endast bakgrundskoncentrationen i luft (3 fg/m³) av betydelse. Upptaget av en gasfas som avgår från marken ökar troligen i betydelse vid högre markkoncentrationer och särskilt då markföroreningen domineras av lågklorerade kongener. Växtupptag av OCCD genom markångor har dock påvisats i ett experiment där slutna kärl användes (Schroll och Scheunert 1993). Motstridiga resultat har dock presenterats av Schumacher *et al.* (2006) som inte fann att avgång av dioxiner från marken skulle vara en betydande upptagsväg i växter. I denna undersökning var dock markföroreningen relativt låg (0,1-85 ng/kg TS beroende på kongen eller 3,5 ng I-TEQ/kg TS).

Rotupptag

Upptaget av dioxiner genom rötterna betraktas generellt som en försumbar upptagsväg, men detta beror i hög grad på typen av gröda (Hülster och Marschner 1993; Müller *et al.* 1993). Figur 5 visar hur innehållet av dioxiner i olika växter förhåller sig till markkoncentrationen, enligt Hülster och Marschner (1993). Dioxinhalten i hö har förminskats tio gånger för att rymmas i figuren. Resultaten visar att när halten var under 6 000 ng I-TEQ/kg jord saknades i princip en korrelation mellan mark- och växtkoncentrationen. Undantaget var potatisskal som påverkades även vid lägre markkoncentrationer. Om potatisen skalades försvann dock korrelationen med markens innehåll av dioxiner. När homologprofilerna i jord och växter jämfördes sågs typiska tecken på rotupptag i den oskalade potatisen – andelen högre klorerade kongener minskade i växten vilket beror på den lägre biotillgängligheten i jord för dessa kongener. I skalad potatis likväl som i sallad och potatisskott dominerades dioxininnehållet av OCDD, vilket är att förvänta om upptaget skett genom atmosfärisk deposition som består av en hög andel OCDD. I detta försök hade åtgärder vidtagits för att minimera eventuell påverkan av jordpartiklar som fastnar på växternas bladytor. Homologprofiler för hö visade emellertid att förorenade jordpartiklar ändå var den huvudsakliga kontamineringsvägen.



Figur 5. Innehållet av dioxiner i växtmaterial i förhållande till markkoncentration (Hülster och Marschner, 1993).

Resultat från andra studier där rotupptag och atmosfärisk deposition har jämförts tyder också på att rotupptaget ofta är försumbart (Trapp och Matthies 1995) och att dioxinhalter i gräsväxter inte är korrelerade till markinnehållet (Wu *et al.* 2002).

Müller *et al.* (1993) undersökte om rotupptag kunde påverka innehållet av dioxiner i frukt (äpplen och päron). De konstaterade att dioxininnehållet inte kunde relateras till i markkoncentrationer. Däremot fann de att skalerna innehöll högre halter än själva innanmätet. Koncentrationerna varierade mellan 1-4 ng I-TEQ/ kg färskvikt och skillnaden mellan skal och fruktkött var 4-8 gånger. Tvättning av frukterna minskade inte innehållet av dioxiner vilket tyder på att föroreningarna tagits upp i fruktskalet. Homologprofilen i frukterna dominerades av OCDD och TCDF vilket överensstämde med mönstret för den atmosfäriska depositionen. Uegaki *et al.* (2006) undersökte upptaget av dioxiner i risplantor som växte på förorenad mark (4500 pg TEQ/g TS) och fann att dessa inte påverkades av markföroreningen i någon större utsträckning. Dioxininnehållet i växtdelarna bedömdes hörröra från atmosfärisk deposition. Tidigt i plantornas utveckling kunde även jordpartiklar i viss mån bidra till dioxiner i växterna, men denna källa minskade i betydelse allt eftersom växterna blev äldre.

Shroll och Schneuert (1993) odlade morötter i jord som innehöll ca 6,4 µg OCDD/kg TS och dessa tog upp ämnet i rötterna i halter som motsvarade en biokoncentrationsfaktor (BCF) på 0,49-0,99. Morötter ackumulerar med andra ord dioxiner i större utsträckning än tidigare nämnda växter. Författarna såg inga tecken på att ämnet förflyttades mellan rot och blad, däremot visade det sig att bladen tog upp OCDD som avdunstat från jorden. Eftersom morötter har visat sig kunna ackumulera organiska föroreningar i större utsträckning än andra växter används de ofta för att modellera worst-case scenarios av upptag i växter. En daglig konsumtion av 100 g morötter som innehåller 14 pg bio-TEQ/g TS beräknades medföra ett intag på 84 pg bio-TEQ, vilket innebär att det tolerabla veckointaget på 14 pg TEQ/kg kroppsvikt (EC, 2001) kan överskridas (kroppsvikt 70 kg) (Engwall och Hjelm 2000). Morötterna odlades på en

slamgödslad mark där gödslingen gav 40 ng bio-TEQ/m². Enheten bio-TEQ som användes i denna undersökning är ett TEQ-värde som baseras på biologisk analys istället för kemisk analys. Även om morötterna i Engwall och Hjelm studie ackumulerade dioxiner saknades dock statistisk korrelation mellan koncentration i morötter och koncentration i mark. Biokoncentrationsfaktorn från den slamgödslade jorden till morötterna beräknades till 0,05-0,2.

Även vissa arter från släktet *Cucurbita* (t.ex. zucchini och pumpa) har visat sig kunna ta upp dioxiner i större utsträckning än andra grödor. Rotupptag med efterföljande transport till bladdelar visade sig utgöra den huvudsakliga vägen för kontaminering av zucchini i en jord som innehöll 328 ng I-TEQ/kg (Hülster *et al.* 1994). Gurka, som är besläktad med zucchini och pumpa men ett annat släkte, visade inga tecken på rotupptag av dioxiner. Författarna uteslöt upptag av markångor som en betydande kontamineringsväg för zucchini. I andra undersökningar har zucchini inte visat några tecken på upptag av dioxiner från jord, medan gurka som odlats i förorenad jord visat ett upptag i frukterna (Engwall och Hjelm 2000). Eftersom gurkfrukterna inte varit i direktkontakt med jorden antogs transport av dioxiner från rötterna till frukterna vara den huvudsakliga spridningsvägen. Resultat från Hülster *et al.* (1993) visade att för växter med betydande rotupptag av dioxiner påverkas BCF både av markens initiala koncentration och av innehållet av organiskt material. En tolvfaldig ökning av markkoncentrationen och en ökning av det organiska materialet med en faktor fyra resulterade endast i fyra gånger högre dioxinkoncentration i växten. Detta tyder på att en högre halt organiskt material i jorden kan minska växters upptag av dioxiner. I enlighet med kongenernas kemiska egenskaper minskade även BCF med ökande kloreringsgrad.

Kontaminering via partiklar

Jordpartiklar kan spridas till ovanliggande växtdelar genom vind, regn och betande djur. Den största ansamlingen av jord förväntas på växter där bladen har stor upptagsyta och ett marknära växtsätt. Betydelsen av denna spridningsväg beror på markens ytkoncentration, men också på hur ämnet fördelar sig mellan olika partikelstorlekar. Om jordens totalkoncentration används för att beräkna betydelsen av denna spridningsväg kan en underskattning ske eftersom finare partikelfraktionerna ofta har högre halter. McLachlan (1997) konstaterade att detta är den enda spridningsväg mellan jord och växt som är av betydelse vid bakgrundshalter. Mängden jord per gram växtmaterial varierade mellan 1-200 mg beroende på typen av växt i enligt en studie utförd av Smith och Jones (2000). Partiklarna som återfanns på tomatplantor var generellt mindre än 55 µm och befann sig upp till 40 cm från markytan. Större partiklar är inte lika benägna att virvlas upp och sköljs dessutom lättare av från bladytorna. Större partiklar bidrar därför i mindre grad till denna spridningsväg jämfört med finkornigt material. Smith och Jones (2000) uppskattade att jordpartiklar kan bidra med upp till 30 % av växtens totala innehåll av dioxiner (tabell 3). Detta gällde vid en markkoncentration på 467 ng/kg TS och en absorption motsvarande 20 mg jord/g växtmaterial.

Tabell 3. Bidraget från kontaminerade jordpartiklar till det totala dioxininnehållet i växter (Smith och Jones, 2000).

Växt	Absorberad mängd jord (mg/g TS)	Koncentration i jord (ng/kg TS)	Bidrag från jordpartiklar till växtens totala innehåll (%)
Gräs	20	467	30,1
"	100	"	> 100
"	20	37	29,6
"	100	"	> 100
Majs	2	467	28,3
"	"	37	0,3

Enligt Thomas *et al.* (2002) bidrog resuspenderade markpartiklar till 4-15 % av det totala innehållet av PeCDD/F – OCDD/F i gräsbete och mindre än 4 % av TCDD/F. Mängden jord som adsorberades uppskattades till 17 mg/g gräs.

Författarna specificerade inte vilka markkoncentrationerna var, men försöksplatsen var lantligt belägen och inga särskilda punktkällor som kunde bidra till förhöjda markkoncentrationer angavs. Lorber och Pinsky (2000) påvisade att enbart modellering av utbytet av dioxiner mellan luft och växter inte var tillräckligt för att uppskatta dioxininnehållet i växter på förorenad mark eftersom även jordkoncentrationen påverkade halten. Vinderosion, gasavgång och stänk från regnvatten var de transportmekanismer mellan mark och växt som ansågs betydelsefulla eftersom bidraget från upptag genom rötter betraktades som försumbart, baserat på andra undersökningar. Welsch-Pausch *et al.* (1995) konstaterade att dioxiner i mark inte är en direkt källa till kontaminering av gräs under europeiska förhållanden. Marken innehöll dock antingen bakgrundshalter eller endast lätt förhöjda halter av dioxiner med koncentrationen på 1 respektive 17 ng TEQ/kg TS.

Kontaminering genom översvämning

Flodvatten har visat sig kunna förorena betesmarker och därefter ge upphov till förhöjda halter dioxiner i komjölk (Lake *et al.*, 2005). Flodvattnet passerade industrialiserade områden och genom översvämningar avsattes partikelburna föroreningar på betesmarker. Både gräs, jord och mjölk från dessa områden innehöll förhöjda halter dioxiner jämfört med kontrollområden utan översvämningar. Inga uppgifter om dioxinkoncentrationen i vattnet uppgavs, vilket gör det svårt att jämföra med svenska förhållanden. Det är dock möjligt att vatten från vattendrag och sjöar med förorenat sediment eller från avrinningsområden där punktkällor finns har så höga halter partikelbundet dioxin att översvämning och bevattning kan öka koncentrationen i grödor. Översvämningsepisoder i ån Viskan har visat transport av föroreningar från sediment till jordbruksmark (Matscheko *et al.*, 2002)

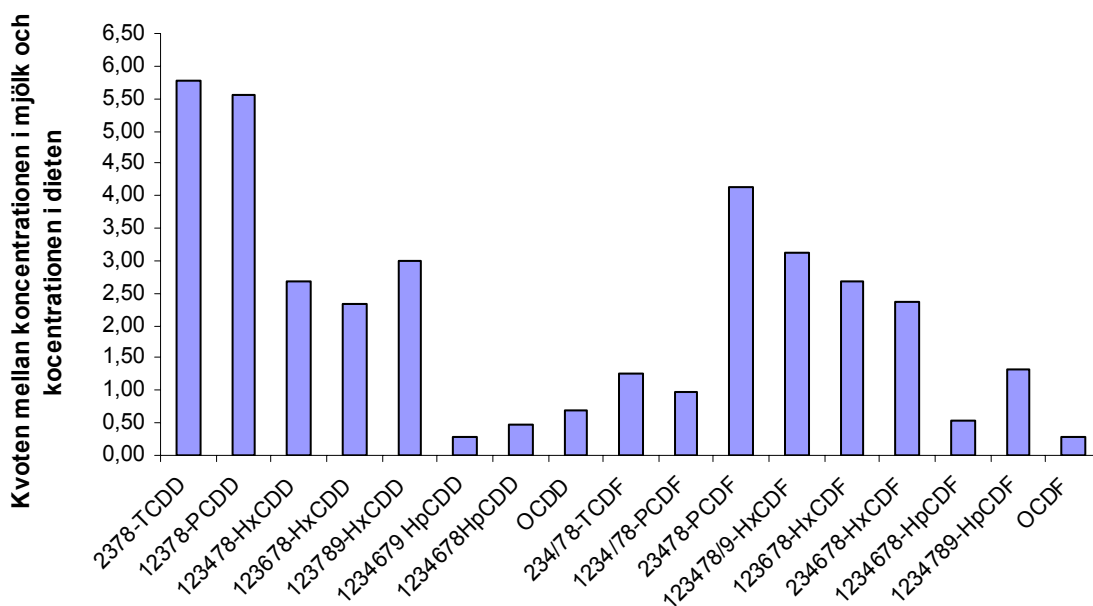
8.5.5.2 UPPTAG I NÖTKREATUR

Upptag genom betesgrödor och intag av jord

Djur kan exponeras för förorenad jord på två sätt, dels genom direktintag av jord vid betning och dels genom att jordpartiklar adsorberas på växtmaterial som sedan betas/ används som foder. Intag av föroreningar via födan betraktas som den viktigaste

spridningsvägen för dioxiner till kött- och mjölk kreatur (McLachlan *et al.* 1990). Aktiviteter såsom betning och skörd bidrar till att partikelspridningen till vallfoder kan öka. Kor som utfodrats med gräs från slamgödslad mark hade högre halter av dioxiner än en kontrollgrupp (Richter och McLachlan 2001). I modeller som beskriver ackumulering av dioxiner i födokedjan betraktas oftast bidraget från atmosfärens innehåll av dioxiner som den viktigaste källan snarare än markkoncentrationerna (McLachlan *et al.* 1996; McLachlan 1997; Trapp och Matthies 1997), men detta gäller vid låga markkoncentrationer. I Fürst *et al.* (1993) kunde dioxiner i komjölk endast relateras till djurens intag av växter som i sin tur hade blivit kontaminerade genom upptag från atmosfären.

Enligt Welsch-Pausch och McLachlan (1998) hamnar upp till 3 % av den årliga depositionen av TCDD/F - PeCDD/F från atmosfären i komjölken och ca 20 % av all 2,3,7,8-TCDD som tas upp i boskap förs vidare till mjölken (McLachlan *et al.*, 1990). Figur 6 redovisar kvoter för koncentrationer av dioxiner i komjölk relativt koncentrationer i dieten (McLachlan *et al.*, 1990). Generellt absorberas de lågklorerade kongenerna effektivare i matsmältningsorganen, vilket gör att de anrikas i större utsträckning i mjölk än t.ex. OCDD.



Figur 6. Kvoter mellan koncentrationen PCDD/F i komjölk och koncentrationen i dieten (McLachlan *et al.* 1990).

Det finns studier som visar att kontaminerad mark kan ge upphov till förhöjda halter i betande djur. Dioxinhalterna i får som betat på förorenad mark (67-86 ng WHO-TEQ/kg TS) uppmättes till 3,7, 49 samt 3,2 pg WHO-TEQ/g fett i fett-, lever- respektive muskelvävnad (Lindström *et al.* 2005). Halterna ligger nära eller kraftigt över gränsvärdet för dioxiner i kött på 3 pg TEQ/g fettvikt (EC, 2006). I en studie utförd av Thomas *et al.* (2002) bidrog jordpartiklar med högst 4 % av innehållet av diCDD/F-TCDD/F i gräsfoder och 4-13 % av PeDD/F-OCDD/F. Mjölkkors intag av

jord har uppskattats till 225 mg/dag (McLachlan, 1997). Relativt sett utgör dock intag av jord en mindre risk för ackumulering än intag av växter eftersom dioxinernas biotillgänglighet varierar beroende på matris. Vid beräkning av upptag i djur bör skillnaden mellan tillgängligheten i växtfoder respektive jord justeras med faktorn 0,65 för jord eftersom undersökningar visat att jordmatriser minskar biotillgängligheten av dioxiner (US EPA, 2003a).

Upptag genom inandning

Eftersom kreatur ofta vistas utomhus kan dioxiner även tas upp i djuren genom deras andning. Under normala förhållanden har denna spridningväg dock ingen betydelse för intaget av dioxiner (McLachlan *et al.*, 1990).

Upptag genom impregnerat trä

PCP-impregnerat trä som används i djuruppfödningsslokaler kan ge ett ökat intag av dioxiner i biffdjur då djuren tuggar och slickar på materialet (Fries *et al.* 2002). Kongenprofilerna i nötkött och impregnerat trä från uppfödningssläkten uppvisade stora likheter, vilket tyder på att det finns en korrelation. Foder och jord innehöll icke detekterbara halter av dioxin och uteslöts därför som möjliga källor.

Upptag i samband med översvämning

I samband med översvämningar kan förorenade sediment orsaka förhöjda dioxinhalter i betande djur. Alcock *et al.* (2002) visade att innehållet av dioxiner i komjölk kunde relateras till förorenat sediment från en närliggande flod som hade svämmat över. I de flesta undersökningar pekar resultaten på att atmosfärisk deposition är den huvudsakliga källan till ackumulering av dioxiner i mjölk, men en sådan korrelation kunde inte styrkas i denna undersökning.

Upptag i fjäderfä

Hönor kan exponeras för dioxiner genom att äta kontaminerat foder (SLV, 2004) eller genom att få i sig förorenad jord då de går utomhus (Schuler *et al.* 1997). Efter intaget kan dioxinerna anrikas i ägg, muskelvävnader, fett och lever. Undersökningar har visat att hönor som exponerats för dioxinförorenad jord (10 % av dieten) kan producera ägg som innehåller markant förhöjda halter (Pirard och De Pauw 2005; Stephens *et al.* 1995). Redan vid markkoncentrationer på 42 ng I-TEQ/kg jord bidrog intag av kyckling och ägg signifikant (ca 71 %) till det totala intaget av dioxiner (tabell 4).

Tabell 4. Uppskattat dagligt intag genom intag av höna och ägg vid tre olika markkoncentrationer (Stephens et al., 1995).

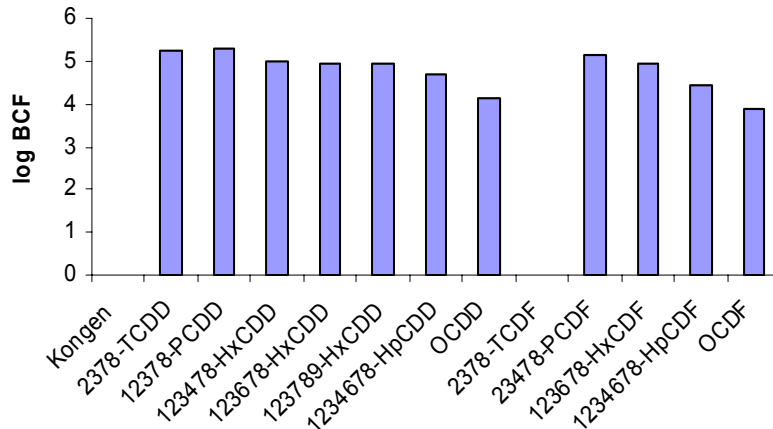
Medium	Koncentration (pg/g)	Dagligt intag (pg I-TEQ/dag)	% av dagligt intag
Bakgrundshalt i jord (<0,5 ng I-TEQ/kg)			
Ägg	0,14	4,1	3,4
Höna	0,19	12,9	10,9
Övriga källor		102	85,7
Totalt		119	100
Lågkontaminerad jord (42 ng I-TEQ/kg)			
Ägg	1,5	43,5	12,2
Höna	3,1	211	59,2
Övriga källor		102	28,6
Totalt		357	100
Högkontaminerad jord (460 ng I-TEQ/kg)			
Ägg	18	522	7,6
Höna	92	6 250	90,9
Övriga källor		102	1,5
Totalt		6 880	100

Enligt Stephens *et al.* (1995) var bioackumuleringen av dioxin i hönor och ägg betydligt större för TCDD än för OCDD, vilket medför att fördelningen av de olika kongenerna i marken har betydelse för hur mycket PCDD/F som tas upp i biota. Ca 80 % av TCDD och mindre än 10 % av OCDD uppgavs vara biotillgängligt. I Pirard och De Pauw (2006) anges att 40-90 % av det totala intaget dioxiner absorberades i fåglarna. Schuler *et al.* (1997) uppskattade bioöverföringen från jord till ägg till 0,1- 4,4 g TS (jord)/g fett (ägg), där TCDD/F – HxCDD/F bioackumulerades i biota i större utsträckning än HpCDD/F-OCDD/F. Jorden var i detta fall måttligt kontaminerad med halter kring 1,3-13 pg I-TEQ/g TS.

Upptag i fisk

Akvatiska organismer kan ackumulera organiska föroreningar genom biokoncentration och bioackumulation. Biokoncentrationen sker till följd av ett ämnes diffusion från vatten in i organismen. Endast den lösta fasen av ämnet kan biokoncentreras och biokoncentrationsfaktorn (BCF) bestäms därför experimentellt. Vid bioackumulation tas hänsyn både till den anrikning som sker genom kontakt med förorenade media och genom organismernas födointag. Bioackumulationsfaktorn (BAF) bestäms således genom kvoten av uppmätta halter i organismer och halter i födan. Då halterna av dioxiner i vatten tenderar att vara låga beräknas ofta bioackumuleringen i förhållande till innehållet i sedimentet, vilket genererar en biota-sediment ackumulationsfaktor, BSAF. Genom att normalisera dessa faktorer mot organismens lipidinnehåll minskar variationen mellan olika fiskarter. För hydrofoba ämnen med log K_{ow} mellan 2 och 5 är biokoncentrationen en viktig upptagsväg. För starkt hydrofoba ämnen (log $K_{ow} > 5$, t.ex. dioxiner, PCB och HCB) är det främst intaget via föda som styr halterna i fisk

(Veltman *et al.* 2005). Figur 7 visar ett exempel på hur BCF för dioxiner kan variera i fisk.



Figur 7. Log BCF för dioxiner i fisk (justerade för fiskens lipidinnehåll) (US EPA, 2003b). För TCDF saknas uppmätt värde.

En BCF på 5 000 användes tidigare av US EPA för beräkning av halter i fisk från områden med förorenat vatten och sediment, men denna BCF har ansetts vara för låg (Frakes *et al.* 1993). Författarna rekommenderade istället att halter i fisk beräknas genom att använda en BAF på 15 000-25 000 eftersom BAF även tar hänsyn till intag via föda. Fältnätningar och prediktioner av BAF för dioxiner för stort antal invertebrater och fiskar finns publicerade i Morrison *et al.* (1999).

I den akvatiska näringskedjan kan föroreningar ackumuleras från sediment och lägre trofnivåer till toppredatorer i flera steg (biomagnifikation). I en undersökning av evertrebrater visade det sig att snäckor från ett område med förorenat sediment innehöll ca 100 gånger högre dioxinkoncentrationer jämfört med ett icke-förorenat område (Wu *et al.* 2000). En akvatisk födokedjemodell som tar hänsyn till bioackumulation genom trofnivåer har utvecklats av bl.a. Arnot och Gobas (2004). En akvatisk bioackumulationsmodell användes även för att modellera fördelningen av bl.a. PCB, HCB och dioxiner i biota i Lake Ontario (Booty *et al.* 2005). Modellen bygger på en födokedja bestående av växt- och zooplankton på första nivån och en rovfisk (t.ex. lax) som högsta trofiska nivå. Intaget av föroreningar i fisken beskrivs både genom intag via föda samt direktupptag av löst fas via gälarna. Modellen visade en god överensstämmelse med uppmätta halter i fisk från Lake Ontario (Gobas, 1993). En känslighetsanalys av modellen visade att ändringar av sedimentkoncentrationen hade en större inverkan på innehållet av PCB i fisk jämfört med ändringar av vattenkoncentrationen. Förändringar av partikelinnehållet i ett vatten, t.ex. till följd av att balansen mellan arter i ett ekosystem påverkas av antropogen aktivitet, kan medföra att fördelningen av POPs mellan vatten, sediment och suspenderade partiklar (SPM; suspended particulate matter) rubbas. En studie av Booty *et al.* (2005) visade att ökad sedimentation av partiklar medför ökad PCB koncentrationen i sedimentet vilket påverkar bottenlevande organismer. Ett lägre innehåll av SPM i vattenpelaren kan även leda till att föroreningar

i sedimentet löses ut i vattnet i en större utsträckning. Både ökad exponering av bottenlevande organismer och högre halter i vattner kan medföra ett ökat intag via den pelagiska födokedjan. Innehållet av PCB i lax ($\mu\text{g/g}$) dubblerades då sedimentationen av partiklar från vattnet ökade på grund av störd artbalans (Booty *et al.*, 2005).

Abborre som fångats nedströms ett industriområde där impregneringsmedlet Ky-5 (klorfenolpreparat) använts under många år, visade sig innehålla förhöjda halter 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF jämfört med en kontrollpunkt uppströms (Korhonen *et al.* 2001). Kongenen utgör ca 42 % av dioxininnehållet i Ky-5. Samma kongen har även hittats i sediment nedströms området. Eftersom abborrar delvis livnär sig på bentisk fauna påverkas de av förorenade sediment i större utsträckning än t.ex. rovfiskar. Till skillnad från Korhonen kunde dock Rose och McKay (1996) inte påvisa något samband mellan halterna dioxin i fisk och i sediment hämtade från fyra sjöar i Storbritannien. Tidigare industriella aktiviteter har även orsakat kraftigt förhöjda dioxinhalter i sediment i Finska viken (Isosaari *et al.* 2000). Industrin i fråga var aktiv under 70-talet och de högsta halterna i sedimenten som härrörde från denna period återfanns på 70-80 cm djup i sedimentprofilen (914 ng/g TS). Dioxinhalterna i de övre lagren var också förhöjda jämfört med förväntad bakgrundsnivå men inte lika höga som vid 70-80 cm djup. Trots att utsläppen upphörde för 20 till 30 år sedan innehöll fiskar från detta område två till nio gånger högre I-TEQ än fiskar från ett kontrollområde. Detta indikerar att gamla sedimentföroreningar kan påverka den akvatiska näringskedjan trots att materialet kontinuerligt täcks över av nytt sediment.

Fiskar som abborre och lake är stationära i sitt levnadssätt och påverkas i större utsträckning av den miljö de lever i än fiskar som rör sig över stora ytor, t.ex. strömming. Men även strömming fångad i Bottenhavet har uppvisat lokala variationer i dioxinhalterna vilket kan tyda på en inverkan från lokalt förorenade sediment (Bignert *et al.* 2005). Dioxinanalyser av svenska ytsediment har visat stor lokal variation (Sundqvist *et al.*, 2009).

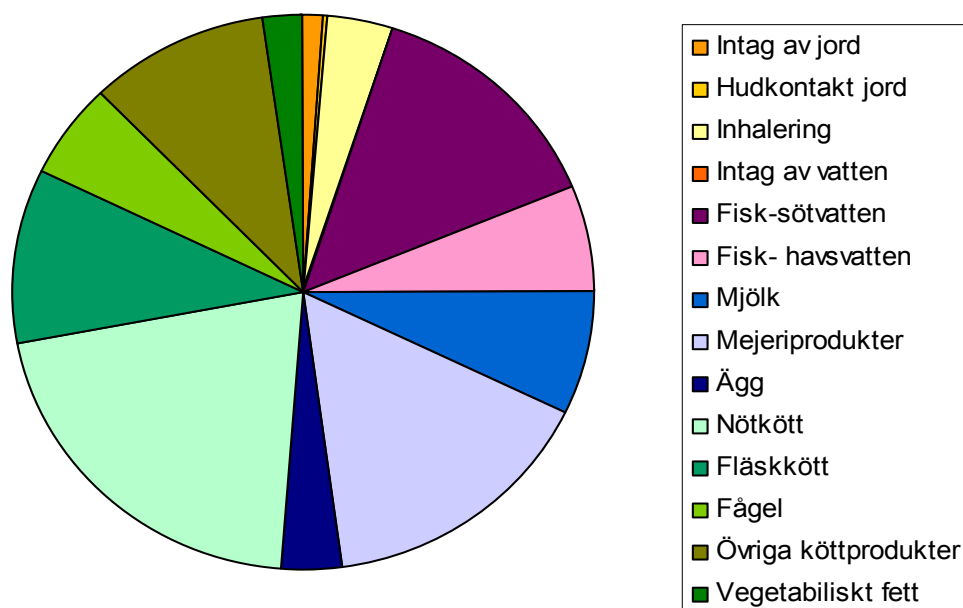
8.5.6 Humanexponering

Människor som vistas i närheten av punktkällor kan utsättas för en förhöjd exponering (d.v.s. exponering över bakgrunds-nivån) och förhöjda halter i blodserum kan tyda på att en ökad exponering har skett (Kim *et al.* 2005). Exakt hur exponeringen gått till är dock inte alltid känd, men betydelsen av olika exponeringsvägar kan beräknas genom antaganden kring kontaktfrekvenser samt koncentrationer i de media som människor kan komma i kontakt med. Få studier är utförda där olika exponeringsvägars betydelse för människor har studerats kvantitativt. Eftersom dioxiner som tas in i kroppen inte behöver vara tillgängliga för upptag görs åtskillnad på intagen dos (exponering) och absorberad dos, då det är den senare som kan leda till hälsorisker. Hur stor andel av en intagen dos som absorberas i kroppen är kongenerspecifik eftersom absorptionen påverkas av både molekylstorlek samt ämnets biotillgänglighet. Lågklorerade kongener absorberas i allmänhet i större utsträckning än högklorerade. Vilken typ av matris som dioxinerna är associerade till påverkar också graden av biotillgänglighet. Det rekommenderade tolerabla veckointaget (TWI) för dioxiner och dioxinlika PCB har fastställts till 14 pg TEQ/kg kroppsvikt av EU (EC, 2001), vilket ofta refereras till som ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt.

Den totala exponeringen kan delas in i direkt och indirekt exponering. Med direkt exponering avses den exponering som sker genom intag av det media dit emissionen först ägde rum. Typisk direkt exponering är därför t.ex. intag av förorenade jordpartiklar, inandning av förorenad luft, etc. Indirekta exponeringen innebär intag av ett medium som inte mottagit emissionen direkt utan blivit sekundärt förorenat. Indirekt dioxinexponering utgörs huvudsakligen av intag av föda.

8.5.6.1 INDIREKTA EXPONERINGSVÄGAR

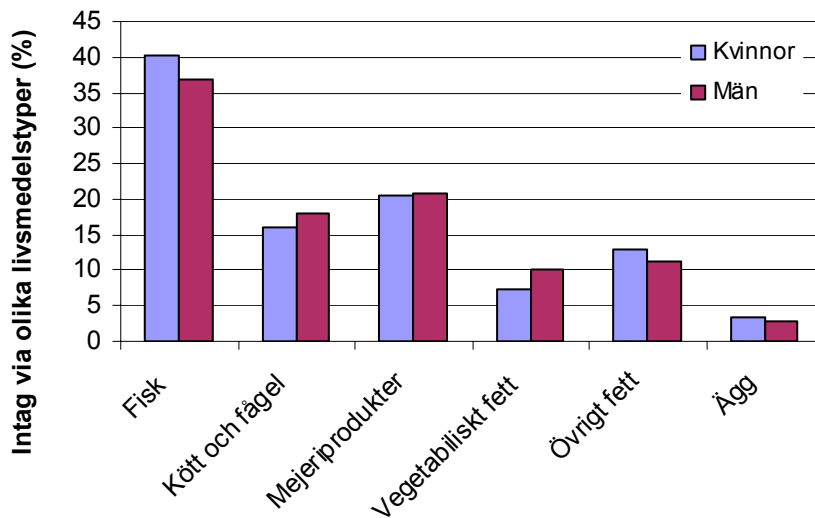
Generellt sett är intag av dioxiner via föda den dominerande exponeringsvägen. Den utgör minst 95 % av vårt dagliga intag (EC, 1999). Figur 8 visar fördelningen mellan intaget av dioxiner från livsmedel och via miljön från en uppskattning som baseras på USA:s befolkning (US EPA 2003d). Direkt exponering genom bakgrundshalter i miljön bidrar endast med ett fåtal procent till den totala exponeringen.



Figur 8. Uppskattad fördelning av bakgrundsexponering för dioxiner för befolkningen i USA (US EPA, 2003d).

Att livsmedel utgör en viktig exponeringsväg har varit känt länge och det är direkt kopplat till bioackumuleringen av dioxiner i olika typer av biota. Intagsberäkningar för dioxiner i livsmedel har utförts av Livsmedelsverket och dessa visar att medelintaget och 95:e percentilen för en vuxen svensk ligger på ca 0,8 resp. 1,7 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag (SLV, 2002b). EU:s rekommenderade veckointag av dioxinliknande ämnen på 14 pg TEQ/kg kroppsvikt, vilket alltså motsvarar 2 pg TEQ/kg kroppsvikt. I denna halt ingår även TEQ som härrör från dioxinlika PCBer. Medelintaget och 95:e percentilen av dioxiner och dioxinlika PCBer för en vuxen svensk har beräknats till 1,4 respektive 3.0 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag, varav ca hälften härör från dioxiner och hälften från PCBer. Dessa beräkningar visar alltså att en viss del av Sveriges befolkning har ett större dagligt TEQ-intag än vad som är önskvärt.

Livsmedelsverkets beräkningar visar också att ca 40 % av intaget för befolkningen i Sverige kommer från konsumtion av fisk av olika slag, ca 20 % från mejeriprodukter och ca 17 % från kött och fågel (figur 9). Noterbart är den skillnad som kan ses för olika livsmedelskategorier i olika länder, t ex intag via fisk är en mer betydande i Sverige än USA. Bidraget från frukt och grönsaker har inte beräknats eftersom data om halter saknades för dessa livsmedelsgrupper. Intag av grönsaker betraktas dock allmänt som en mindre viktig exponeringsväg för människor. I Japan bidrog den beräknade konsumtionen av grönsaker endast till 1,1 % av det totala livsmedelsintaget av dioxiner (1999) (Nakagawa *et al.* 2002).



Figur 9. Procentuell fördelning av intaget dioxiner från olika livsmedelskategorier (SLV, 2002b).

Det dagliga intaget av dioxiner för genomsnittssvensken har tidigare beräknats och publicerats (NV, 1998). Dessa beräkningar är baserade på prover tagna i slutet på 80-talet och i början på 90-talet. Mellan denna undersökning och Livsmedelsverkets studie, en tidsperiod på 10 år, har intaget av dioxiner sjunkit för alla undersökta livsmedelsgrupper. Det totala intaget uppskattades till ca 160 pg N-TEQ/dag i NV (1998) vilket kan jämföras med 51-63 pg WHO-TEQ/dag i SLV:s undersökning 2002. Intaget via mejeriprodukter har sjunkit med hela 85 % medan intaget via fisk har sjunkit med nästan 50 %. Att intaget av dioxiner via livsmedel har sjunkit kan sannolikt härledas till de åtgärder som utförts för att minska utsläppen av dioxiner från industri- och förbränningsanläggningar, men det beror också på ett minskat intag av Östersjöfisk och feta mejeriprodukter. Även mätningar av dioxinhalterna i fettvävnad hos finska medborgare visar att exponeringen har minskat under de senaste 30 åren (Kiviranta *et al.* 2005).

I University of Michigan Dioxin Exposure Study (UMDES) har man försökt kartlägga vilka faktorer/exponeringsvägar som bidrar till variationen av dioxiner i blodserum från invånare på och kring ett dioxinförorenat område i Michigan (UM, 2006). Deras resultat visar att direkt exponering från jord och hushållsdamm bidrar ytterst lite till variationen medan intag av fisk/vilt från området, vattenrelaterade fritidsaktiviteter samt jobb på området bidrar i stor utsträckning. Även faktorer som saknar koppling till det förorenade området visade sig bidra till variationen, t.ex. intag av kött och mejeriprodukter från andra orter, intag av fisk från andra områden samt intag av hemproducerade ägg från andra områden.

Intag av fisk har länge ansetts som den huvudsakliga orsaken till dioxinintag i den svenska befolkningen och även i andra befolkningar kring Östersjön. I en finsk studie har man visat på en minskande exponeringsgradient från kusten till inlandet (Kiviranta *et al.* 2005). Gradienten var tydlig för de kongener som enligt författarna härrör från fisk (2,3,7,8-TCDD; 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,7,8-PeCDD och 1,2,3,6,7,8-HxCDD) medan kongener som inte kunde kopplas till fiskintag (1,2,3,4,6,7,8-HpCDD och OCDD) saknade denna gradient. En svensk undersökning som gjordes 1991

(Svensson *et al.* 1991) inkluderade analyser av dioxiner i blodplasma från tre olika fiskkonsumtionsgrupper i Sverige: en högkonsumtionsgrupp, en normalkonsumtionsgrupp och en grupp utan konsumtion av fisk p.g.a. allergi. Studien visade en statistisk signifikant skillnad mellan dioxinhalterna i blod och gruppernas konsumtion av framförallt Östersjöfisk. Slutsatsen från den studien var att regelbundet intag av fisk utgör en viktig exponeringsväg för dioxiner.

8.5.6.2 DIREKT EXPONERING

Intag av dricksvatten

Trots den ringa lösligheten av dioxiner i vatten har dessa ämnen detekterats i både grund- och ytvatten som används för dricksvattenproduktion eftersom dioxinerna binder till kolloider (små partiklar) i vattnet. Höglorerade kongener adsorberas i större utsträckning till partiklar och därför är det dessa kongener som dominerar i obehandlat dricksvatten (Jobb *et al.* 1990; Kim *et al.* 2002). Om dioxinerna i vattnet är associerade till partiklar medför detta att konventionella reningstekniker som sedimentation och filtrering kan minska dioxinhalterna i dricksvatten enbart genom partikelavskiljning. I en studie utförd av Kim *et al.* (2002) fann man att TEQ-värdet i dricksvatten minskade med 87 % efter rening och halterna underskred i de flesta fall 0,1 pg TEQ/L. Av det totala dioxininnehållet i denna studie härrörde 95 % av innehållet från ytvatten. Deras resultat visade också att kloreringssteget kan bidra till att dioxiner bildas om än i mindre omfattning. I en kanadensisk undersökning detekterades dioxinkongener i endast 37 av 399 vattenprov som togs före och efter vattenrening (Jobb *et al.* 1990). I 36 av dessa prover var det endast OCDD som detekterades. Halterna varierade mellan 12 och 175 pg/L (33 prover) i råvatten och 19-46 pg/L i behandlat vatten (4 prover). Skillnaden i detektionsfrekvens mellan råvatten och behandlat vatten visar i likhet med Kim *et al.* (2002) att konventionella reningstekniker är effektiva för att reducera innehållet av dioxiner i dricksvatten. I ett färdigbehandlat dricksvatten dominerar sannolikt innehållet av låglorerade kongener eftersom de är lösta i vattnet eller associerade till partiklar som inte avskiljts (Kim *et al.*, 2002). I svenskt dricksvatten har det tidigare uppmätts 0,003 pg I-TEQ/L (Rappe *et al.* 1990).

Ett intag av dioxiner via dricksvatten som innehåller 0,003 pg TEQ/L skulle medföra ett dagligt intag på ca 0,0001 pg TEQ/kg kroppsvikt för en person på 75 kg om mängden vatten som konsumeras är 1,5 L/dag. Detta intag utgör ca 0,01 % av det totala intaget via föda. Analyser av grundvatten från ett förorenat markområde visade att den lösta fraktionen (<0,2 µm) uppgick till 1,3-15 pg WHO-TEQ/L, samt i ett avvikande prov 4 500 pg/L (Persson *et al.* 2008b). Dessa halter är väsentligt högre än förväntade bakgrundshalter. Ett intag på 1,5 L/dag av grundvatten som innehåller 1,3 pg WHO-TEQ/L medför en exponering på ca 0.03 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag, vilket skulle utgöra ca 3-4 % av det livsmedelsbaserade intaget.

Intag av jord

Intag av förorenad jord är den exponeringsväg som förknippas mest med förorenade markområden. Den mest utsatta gruppen för denna exponeringsväg är barn eftersom vuxna undviker att låta smutsiga händer och föremål ha kontakt med munnen. En förorenad träimpregneringstomt i USA visade sig utgöra en lekplats för områdets barn

och utifrån barnens förväntade beteende på platsen bedömdes intaget av jord som en allvarlig hälsorisk för barnen (Dahlgren *et al.* 2003a). Både marken och dikessedimentet innehöll kraftigt förhöjda halter av dioxiner (9 900 ng TEQ/kg respektive 11 000 ng TEQ/kg).

Jord kan konsumeras som en del av grönsaksintaget. Denna exponeringsväg kan minskas genom att skölja frukter, bär och grönsaker som ska ätas. Människor kan också exponeras för förorenade jordpartiklar då dessa dras in i bostäder och blir en del av hushållsdammet. Dammpartiklar kan fastna på både föremål och livsmedel och sedan sväljas omedvetet. En viss andel av det damm som andas in sväljs också ner eftersom partikelstorleken begränsar vad som inhaleras och vad som sväljs.

Även om människor sväljer dioxinförorenade jordpartiklar innebär detta inte nödvändigtvis att den absorberade dosen motsvarar den mängd som sväljs ner. Biotillgänglighetsstudier för dioxiner finns sammanställda i två rapporter (US EPA 2003b och ATSD 1998). En humanstudie visade att mer än 87 % av den svalda dosen TCDD absorberades i matsmältningssystemet då dosen applicerades ihop med olja. Ett flertal djurförsök är utförda där TCDD applicerats oralt tillsammans med olja eller andra organiska matriser (t.ex. aceton och etanol). Där varierade den absorberade fraktionen mellan 50 och 90 %. Vid en studie av oralt intag av dioxiner via jord och olja absorberades endast hälften så mycket från jord jämfört med från oljan. Om matrisen utgörs av aktivt kol kan biotillgängligheten minska till nära 0. Lågklorerade kongener visar i allmänhet en större förmåga att absorberas invärtes jämfört med de högklorerade.

Den orala biotillgängligheten av TCDD i jord varierar mellan olika platser och har för råttor uppmätts till 0,5 och 21 % för två olika jordar i samma studie. I litteraturen har olika författare antagit en biotillgänglighet mellan 10 och 50 % vid intag av jord. Biotillgänglighet varierar både med tiden som ämnet varit i kontakt med jorden samt med jordens sammansättning (t.ex. andelen lera och organiskt material, vilka har hög affinitet att binda hydrofoba ämnen). I en bedömning av livstidsupptaget av TCDD från en förorenad jord konstaterades att 95 % av upptaget skulle härröra från intag av jord, 3 % från dermalt upptag (under förutsättning att endast 1 % absorberas genom huden) och ca 2 % från inandning av jordpartiklar (följdref i ATSDR 1998). Att biotillgängligheten av dioxiner varierar efter intag har även visats av Wittsiepe *et al.* (2001) som använde en matsmältningsmodell för att studera det invärtes upptaget av PCDD/F efter intag av röd slagg (s.k. kiesel-rot). Resultaten visade att tillgängligheten kan öka från 5 till 60 % beroende på om intaget av den dioxinbärande matrisen sker separat eller tillsammans med fetthaltig föda. De visade också att OCDD/F frigörs mest under matsmältningen, men att dessa homologgrupper i gengäld absorberades i mindre utsträckning än TCDD/F. De tetraklorerade kongenerna hade alltså en lägre mobilitet från slaggen men absorberades i högre grad. Författarna kommenterade sina resultat med att påpeka att biotillgängligheten (mobiliteten) efter matsmältningen endast indikerar ”worst-case” eftersom absorptionsgraden är minst lika viktig för en uppskattning av humanrisken. En hög tillgänglighet efter matsmältning behöver inte innebära en hög absorption i kroppens vävnader.

Hudkontakt med jord

Förorenad jord som fastnar på hud kan leda till upptag om föroreningarna absorberas från partiklarna. I US EPA (2003b) har resultat från flera undersökningar av biotillgänglighet vid hudkontakt sammanställts. De flesta studier har utförts på djur och det är osäkert om lämpligheten i att extrapolera dessa resultat till människa. Ett av försöken visade att fraktionen TCDD som absorberades minskade med ökad total dos på huden trots att den absorberade mängden ökade. Vissa furaner absorberades i större utsträckning än TCDD. I ett djurförsök med en dos på 0,32 µg/kg som applicerades löst i aceton absorberades ca 40 % av TCDD. Hur stor andel som kan tas upp genom hudkontakt varierar i stor utsträckning beroende på i vilket medium föroreningen förekommer. Variationen vid dermalt upptag är större än variationen vid oralt intag av olika dioxinkontaminerade matriser. Hudupptaget av TCDD kan t.ex. öka 5-10 gånger om ämnet appliceras i en etanollösning jämfört med en oljelösning. Då jord eller aktivt kol användes som bärande medium minskade den absorberbara fraktionen till nära 0. I en undersökning exponerades råttor för TCDD genom hudkontakt med förorenad jord. Där absorberades endast 1 % av den applicerade dosen (US EPA, 2003b). Även andra undersökningar som gjorts med jordextrakt som lösningsmedel har visat på ett lågt hudupptag. Den dermala biotillgängligheten av TCDD hos råttor kan även vara åldersberoende då unga individer absorberade ca 30 % mer än äldre individer (ATSDR, 1998).

Inandning av luft

Luft som innehåller dioxiner kan inhaleras både inom- och utomhus. Dioxiner i detekterbara halter har uppmätts inomhus på daghem som en följd av kontaminering från PCP-behandlat inredningsmaterial (Sagunski *et al.* 1989). Framförallt var det kongener med sex till åtta klor som detekterades. Upptäckten föranledde myndigheterna i Hamburg att anta ett gränsvärde på 0,5 pg TEQ/m³; och om detta överskrids måste åtgärder vidtas för att förhindra exponering via inhalering. Ett viktigt argument för införandet av gränsvärdet var att denna exponeringsväg inte skulle bidra med mer än 1 % i jämförelse med det totala livsmedelsintaget. I en senare undersökning jämfördes dioxinhalterna i blod från den exponerade daghemspersonalen med dioxinhalterna i luften, men ingen korrelation mellan dessa upptäcktes (von Manikowsky *et al.* 1998). Halterna i inomhusluften varierade mellan 0,01 och 1,7 pg TEQ/m³. En positiv korrelation fanns dock mellan halterna i blod och exponering för PCP i hemmiljön. Vilka exponeringsvägar det rörde sig om utreddes dock inte, men andra undersökningar har visat att exponering för dioxiner kan ske via eroderade PCP-partiklar (Watt & Colston 2003).

Eftersom dioxiner är bundna till partiklar eller befinner sig i en fri gasfas kan inhalering medföra att människan exponeras för två olika fraktioner där tillgängligheten efter inhalering skiljer sig åt. Den gasformiga fraktionen av dioxiner har troligtvis en mycket hög biotillgänglighet vid inandning eftersom ämnet är helt fritt att tas upp av kroppens vävnader. I ett djurförsök absorberades minst 95 % av den inhalerade dosen i kroppen. Då motsvarande dos gavs till djuren oralt respektive dermalt absorberades endast 88 respektive 40 % i jämförelse med upptaget vid inhalering (ATSDR, 1998). Riskerna förknippade med inhalering av 2,3,7,8-TCDD

från en kraftigt förorenad jord (100 µg TCDD/kg jord) undersöktes av Paustenbach *et al.* (1991) genom modellberäkningar och jämförelser med experimentella data. Författarna konstaterade att varken inhalering av gas- eller partikelfas utgjorde en signifikant exponeringsväg för TCDD vid denna föroreningsnivå, trots att modellberäkningarna byggde på konservativa antaganden med stor säkerhetsmarginal. De experimentella resultaten tydde på ännu lägre risker än modellberäkningarna. Koncentrationen av partiklar i luften var satt till 0,07 mg/m³. Av denna halt antogs 20 % härröra från det förorenade området och 100 % av partikelfractionen var inhalerbar. Riskerna beräknades genom att ansätta 3,25 pg TCDD/m³ i gasfasen och 1,4 pg TCDD/m³ i partikelfasen.

Inomhusdamm har pekats ut som en betydelsefull exponeringsväg för föroreningar av flera orsaker (Paustenbach *et al.* 1997a). Det finns åtskilliga intagsvägar för damm eftersom vi både kan inandas och förtära suspenderat damm i luften. Genom kontakt med ytor kan damm fastna på huden och föroreningarna kan därmed absorberas från partiklarna. Genom att stoppa fingrar i munnen kan vi få i oss damm från ytor. Dammet kan även hamna i maträtter. Då dammpartiklar är finare än jordpartiklar är dessa mer rörliga och har även en tendens att ackumulera högre halter av föroreningar jämfört med jordpartiklar. Halten TCDD i den inhalerbara partikelfractionen från jord kan motsvara 25-33 gånger bulkkoncentrationen i jorden (Nessel *et al.* 1992). Även 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF och 1,2,3,6,7,8-HxCDF anrikades mellan 6 och 28 gånger i denna fraktion. Övriga kongener anrikades inte mer än fem gånger över jordens bulkkoncentration. Enligt författarna kunde 100 % av den inhalerade dosen TCDD vara biotillgänglig. För att ta hänsyn till den högre koncentrationen av PCDD/F som kan finnas på finare partikelfraktioner bör koncentrationen i damm sättas högre än den halt som finns i jorden (Paustenbach *et al.* 1997a).

Den högre exponeringsrisken från damm jämfört med från jord är också relaterad till kontaktfrekvensen av materialet. Generellt tillbringar de flesta människor mer tid inomhus än utomhus och inomhusmiljön är dessutom sådan att föroreningar konserveras och ackumuleras i material som mattor och gardiner. Mattor har visat sig innehålla föroreningar flera år efter att man upphörde att använda ämnet i fråga. Eftersom inomhusluften är torr ökar spridningsförutsättningarna inomhus jämfört med utomhus, där fukten bidrar till att fastlägga materialet och därmed minska spridningen. Den mindre partikelstorleken hos damm jämfört med jord medför också att föroreningarna kan bli mer biotillgängliga efter intag då små partiklar bryts ned snabbare under matsmältningen. Små partiklar fäster också bättre till hud och andra ytor vilket medför att dessa sprids lättare och bidrar till en högre exponering. Eftersom det kan vara svårt att skilja intag av damm från intag av jord rekommenderar Paustenbach *et al.* (1997a) att det dagliga intaget av jord antas bestå till 50-90 % av damm.

Att spridning av damm och jordpartiklar representerar en möjlig spridningsväg för förorenade industriområden visas i en studie av Dahlgren *et al.* (2003a).

I bostäder belägna nära en träimpregneringsanläggning uppmättes förhöjda halter (0,38 ng TEQ/kg) av dioxiner vid avtorkning av köksytorna, vilket indikerade en nutida spridning av dioxiner från det förorenade industriområdet. Enligt O'Connor och Sabrusla (2005) kan dock damm från områden utan betydande dioxinkällor innehålla 1,3-54 ng WHO-TEQ/kg. Damm från rum som innehöll PCP-impregnerat trä har visat sig

kunna bestå till 100 % av PCP (Watt och Colston, 2003). Detta förklarades med att kristallin PCP kunde nötas bort från träpanelen. Eftersom PCP innehåller dioxiner som förorening kan partiklar från PCP-impregnerat trä innebära en extra exponeringsväg för dioxiner. I University of Michigan Dioxin Exposure Study (UM, 2006) konstaterades dock att förhöjda halter av dioxiner i hushållsdamm bidrar ytterst lite till halterna i blodserum från människor som bor på och omkring ett område som förorenats av kemisk industri (UM, 2006). För 2,3,7,8-TCDD och 1,2,3,7,8-PeCDF förklarade variation i hushållsdamm och markkoncentrationer 1 % av den totala variationen i blodserum. För övriga kongener var bidraget ännu lägre (< 0,2 %).

8.5.6.3 EXPONERING VID PUNKTKÄLLOR

Beräkningar av humanexponering vid punktkällor inkluderar ofta flertalet av de exponeringsvägar som redovisats ovan. Exponering kan predikteras med hjälp av matematiska exponeringsmodeller som bygger på empiriska samband. Dessa modeller kräver att en rad mer eller mindre grova antaganden görs kring de parametrar som ingår i modellen vilket medför en viss grad av osäkerhet i uppskattningen. Ett annat sätt är att mäta dioxinhalter i människor för att utröna om de halter och mönster som uppmätts kan tyda på en påverkan från omgivningen.

Paustenbach *et al.* (1997b) jämförde faktiskt upptag av TCDD i människor med upptag som beräknats genom en standardiserad riskbedömningsmodell av US EPA samt beräkningar med platsspecifika data (tabell 5). Det faktiska upptaget uppskattades genom att relatera invånarnas halt i blodet till en tidigare exponering. Resultatet visade att de konservativa antaganden som gjordes i US EPA:s beräkningsmodell medförde en grov överskattning av den faktiska exponeringen med minst en faktor 5. Genom att använda platsspecifika värden minskade graden av överskattning till 2-3 gånger över den faktiska exponeringen.

Tabell 5. Parametrar som användes för att jämföra faktiskt upptag av TCDD i människor med beräknat upptag. Värden i fet stil motsvarar US EPA:s modellerade värden (Paustenbach et al. 1997b).

Exponerings- parametrar	Barn		Vuxna		
	Hög	Låg	Hög	Mellan	Låg
TCDD konc. i blod 1982 (ppt)	42	15	47	32	14
TCDD i jord (ppb)	30	1,5	30	12	2,5
Exponerad hudarea (cm ²)	731	1000	291	291	230
	2000	2000	5800	5800	5800
Intag av jord och hushålls- damm (mg/dag)	35	10	10	10	10
	200	200	50	50	50
Inhalering (m ³ /dag)	10	10	20	20	20
Absorptionsfaktor för jord (mg/cm ²)	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Biotillgänglighet i jord:					
-hudkontakt	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
	0,43	0,43	0,43	0,43	0,43
-intag	1	1	1	1	1
-inhalering	1	1	1	1	1
Exponeringsfrekvens (da- gar/år)	365	365	365	365	365
Exponeringstid (år)	3	6	6	12	15
Kroppsvikt (kg)	17,6	21,3	92	50	58,4
	15	15	70	70	70

Undersökningen visade alltså alltför grova antaganden överskattar den beräknade exponeringen. Detta gäller i synnerhet när osäkerhet och kunskapsluckor kring mekanismer som styr spridning och upptag påverkar styrande parametervärden i beräkningsmodeller också med syfte att ge en god säkerhetsmarginal för att garantera ett ”tryggt” utfall. Sannolikt innebär detta att ju fler antaganden som måste göras i brist på tillräckligt kunskapsmaterial desto längre från verkligheten kommer modellens utfall att befinna sig. Genom att använda sig av probabilistiska modelleringar kan osäkerheten i parametrarna tas med i beaktande (se t.ex. NV, 2006 och Copeland *et al.* 1993).

Copeland *et al.* (1993) jämförde två olika metoder att uppskatta cancerrisken för boende nära en f.d. träimpregneringsanläggning i USA. Den ena metoden var baserad på diskreta värden (punkt- skattningar) för exponeringsparametrar enligt det traditionella tillvägagångssättet som används i många riskbedömningsmodeller. Den andra metoden innebar att statistiska intervall användes för att sätta parametervärden, vilket medför att man tar hänsyn till den variation som föreligger (s.k. Monte Carlo simulering). Resultaten visade att den traditionella metoden överskattade cancerrisken för en livstids exponering med ett värde som var 70 gånger högre än den 95:e percentilen med Monte Carlo metoden. Den 95:e percentilen innebar en cancerrisk på $1,2 \cdot 10^{-7}$ vilket var ca 100 gånger lägre än risken från bakgrundsexponering. Exponering av OCDD/Fs bidrog med nära 50 % av risken. Den totala TEQ-koncentrationen i marken

och sediment på platsen var 6-5 400 ng/kg, där OCDD/Fs utgjorde 10-61 % av den totala mängden dioxiner.

Vid en annan studie av en träimpregneringsanläggning i USA, där både kreosot och PCP använts för att behandla virke under mer än 70 år, undersöktes jord, sediment, hushållsdamm och blod från invånare nära anläggningen med avseende på dioxiner (Dahlgren *et al.* 2003a). Jordprover hade förhöjda halter (7 600- 1 100 ng TEQ/kg) och sediment (från ej detekterbart till 9 900 ng TEQ/ kg). Intag av jord bedömdes som en väsentliga exponeringsväg då barn nyttjade området som lekplats. Avtorkning av köksytor i närbelägna hem visade förhöjda halter av framförallt OCDD/F med en medelhalt på 10,27 ng/m². Den högsta halten motsvarade 3,9 ng/kg eller 0,38 ng TEQ/kg. Dammet filtrerades genom ett filter vars partikelstorlek låg under den gräns som anses vara inhalerbar (< 10µm). Eftersom industriområdet användes som lekplats för barn ökar spridningsrisken av jord och små partiklar till hemmet vilket kan ge upphov till kontaminerat damm och ökar exponeringsrisken i hemmet. Blodproverna visade att dioxinhalterna var förhöjda för framförallt hexa-oktakerade kongener. Dessa halter var 1,3-2,6 gånger högre än hos en allmän population i Dallas. Medelvärde i blod från invånarna nära anläggningen var 26,6 pg TEQ/g jämfört med 18,2 pg TEQ/g i Dallas-gruppen. De som bodde i anläggningens närområde uppvisade även tecken på neurologiska åkommor och förändringar i immunförsvaret jämfört med en kontrollgrupp (Dahlgren *et al.* 2003b). Författarna ansåg att en långvarig exponering för låga halter av PCP, som användes som impregneringsmedel fram till 1974, kunde vara en bidragande orsak till dessa negativa hälsoeffekter.

Halterna av dioxiner i jord, ägg och i blod från invånare nära en äldre avfallsförbränningsanläggning i Frankrike undersöktes av Pirard *et al.* (2005) för att avgöra om anläggningen påverkade människor och miljö. Resultaten visade att både halterna i jord och ägg var tydligt förhöjda i jämförelse med ett kontrollområde. Innehållet av dioxiner i ägg var i de flesta fall tydligt korrelerade till halterna i jorden och var så förhöjda att konsumtion av äggen kunde påverka det dagliga intaget av dioxiner betydligt jämfört med den allmänna populationen i Frankrike. Halterna i blod (40 pg TEQ/g fett) motsvarade halterna som uppmättes i en population i Belgien, vilken hade exponerats på ett liknande sätt, och som hade förhöjda halter jämfört med den allmänna populationen i Belgien (23 pg TEQ/g lipid).

En liknande undersökning utfördes vid en nybyggd förbränningsanläggning för farligt avfall i Spanien (Ferré-Huguet *et al.* 2006). De exponeringsvägar som beaktades var direkt exponering genom inhalering, hudkontakt med jord och damm och intag av jord, samt indirekt exponering genom intag av livsmedel. Ingen signifikant skillnad i halter av dioxiner i jord eller växter märktes före eller efter uppstarten av anläggningen. Däremot var undersökningsområdet påverkat av andra källor eftersom halterna i jorden ökade successivt med ökande avstånd till anläggningen (0,6 ng I-TEQ/kg TS vid 500 m och 1,3 ng I-TEQ/kg TS vid >4 000 m). Exponeringen av vuxna beräknades till 6,8*10⁻⁶ ng I-TEQ/kg/dag för invånare 500 m från anläggningen och till 7,2*10⁻⁶ ng I-TEQ/kg/dag för innevånare mer än 4 000 m från anläggningen. Inhalering var den mest kritiska exponeringsvägen vid direkt exponering och utgjorde 92 respektive 86 % av denna vid ovanstående scenario. För barn ökade betydelsen av exponering via intag av jord. Denna exponeringsväg bidrog med ca 11 och 15 % på 500 och > 4 000 m avstånd.

Direkt exponering utgjorde endast 0,6-0,8 % av den totala exponeringen för vuxna och 0,1-0,3 % för barn. Cancerrisken beräknades till 12 fall per år i en population på 1 miljon med en livstid på 70 år. Riskerna för de närboende bedömdes som minimal eftersom det var livsmedelsintaget som styrde exponeringen och påverkan från stads-kärnan var större än den från anläggningen. Rökgasen från anläggningen innehöll 0,009-0,036 (medel 0,025) ng I-TEQ/m³ och den beräknade luftkoncentrationen i luften 500 m från anläggningen var $4,75 \cdot 10^{-5}$ ng I-TEQ/m³.

8.5.7 Översikt av halter i miljö och biota

Den allmänna trenden är att dioxinhalterna i miljön sjunkit sedan toppnivåerna på 1970- och 1980-talen. Analyser inom det svenska miljöövervakningsprogrammet visar att minskningen i biota har avtagit och vissa fall ser man till och med en ökning (strömming från Harufjärden, NRM 2007). Detta oroar och får konsekvenser för framförallt fiskena. Oroande är också den geografiska variationen, t.ex. väsentligt högre halter av dioxiner i strömming från Bottniska Viken jämfört med i fisk från de södra delarna av Östersjön, vilka i sin tur uppvisar högre halter än strömming från svenska västkusten (HELCOM 2007). I följande stycken återges några exempel på typiska nationella och internationella dioxinnivåer som uppmätts i bakgrundsmiljöer och vid punktkällor.

8.5.7.1 LUFT

Koncentrationen av dioxin i luft ligger i allmänhet mellan 0,5 och 20 pg/m³ (Lohmann och Jones 1998) beroende på det geografiska läget. Från avlägset belägna områden till industriella finns en gradient med ökande luftkoncentrationer som grovt kan delas in i följande intervall:

avlägsna områden: < 0,5 pg/m³ eller < 10 fg TEQ/m³

lantliga områden: 0,5-4 pg/m³ eller 20-50 fg TEQ/m³

statsmiljö/industriella områden: 10-100 pg/m³ eller 100-400 fg TEQ/m³

Luft från industrialiserade områden innehåller i allmänhet mycket låga halter av 2,3,7,8-TCDD. Halter som uppmätts i USA har legat mellan <0,04 och 0,18 pg/m³. I opåverkade områden är halterna 2,3,7,8-TCDD ännu lägre och ligger ofta under detektionsgränsen. Vid ett förorenat område i USA uppmättes ca 1 pg/m³ (ATSDR, 1998). De dioxinhalter i luft som mätts upp i Sverige är i nivå med övriga Europa (tabell 6; WHO, 2000) och faller inom de intervall som angavs ovan. Skillnader i provtagningsmetodik, analysmetod och detektionsgränser gör dock att olika data bör jämföras med försiktighet. Eftersom mätningarna är utförda i början på 90-talet kan man förvänta sig att dagens nivåer är något lägre eftersom många länder har lyckats minska sina utsläpp. Under början av 90-talet motsvarade var minskningen ca 10 % per år (Lohmann och Jones 1998). Mätningar utförda på svenska västkusten under 2004 visade halter på 0,0005-0,01 pg WHO-TEQ /m³ (IVL, 2007).

Tabell 6. En sammanställning av uppmätta halter PCDD/F i luft från olika länder (WHO, 2000). ED=ej detekterat.

Land	Område	TEQ (pg/m ³)
Belgien	Omgivande luft, 6 platser	0,02-0,59
Nederländerna	Luft från Nordsjön	0,005
	Lokal bakgrund	0,01-0,015
	Nedvinds avfallsförbränning	0,14
Tyskland	Landsort	<0,07
	Stad	0,07-0,35
	Nära huvudsakliga källor	0,35-1,6
	Landsort, 1 plats	0,05
	Områden med industrier, 5 platser	0,08-0,15
Sverige	Stad	0,013-0,024
	Avsides/kustbeläget	0,003-0,004
	Långväga transport från England	0,055
	-från Tyskland	0,0056
	-från Island	0,0033
England	Stad, 4 platser	ED-1,8
	-median	0,10
	-medel	0,17
USA	Kust, medel (vinter)	0,10
Japan	Stad, intervall (medel)	
	-sommar	0,4-1,3 (0,79)
	-vinter	0,3-2,9 (1,46)
Australien	Stad, 4 platser	0,02-0,06

8.5.7.2 JORD

Bakgrundshalter i jord från Storbritannien uppgick vid mitten av 90-talet till 10-50 ng TEQ/kg från lantligt belägna områden och till 1-5 ng TEQ/kg från ännu mer avlägsna områden (Alcock och Jones 1996). Från slutet på 1800-talet har halterna i jord stigit med i snitt 190 ng/m² och är som en följd av atmosfärisk deposition. Även om luftemissionerna minskar som en följd av strängare utsläppskrav är det sannolikt att mängden dioxiner i jord ökar, eftersom dioxiner är persistenta i jord och minskningen genom nedbrytning är liten (Alcock och Jones 1996). Prover från svensk jordbruksmark analyserades av Matscheko *et al.* (2002). Bakgrundshalten i dessa jordar var 0,6-1,5 ng I-TEQ/kg TS. I samma undersökning analyserades även jordprover som påverkats av översvämning från Viskan eller genom slamgödsling. Den översvämmade jorden innehöll förhöjda halter av dioxiner motsvarande 6,3 ng I-TEQ/kg TS och den slamgödslande jorden 0,66-14 ng I-TEQ/kg TS.

Provtagning av både växter och jord i närheten av en avfallsförbränningsanläggning i Spanien utfördes under sex års tid och jordhalterna varierade generellt mellan 0,1 och 14 ng I-TEQ/kg TS, med en medelhalt på mellan 5 och 10 ng I-TEQ/kg TS (Schuhmacher och Domingo 2006). Några prover visade även på extremt förhöjda halter, upp till 127 ng I-TEQ/kg TS.

I en nationell amerikansk undersökning av förekomsten av 2,3,7,8-TCDD låg bakgrundshalterna i jord i allmänhet under detektionsgränsen (1 ng/kg), med högsta uppmätta halt på ca 11 ng/kg. I ett område helt utan industriell påverkan i Minnesota uppmättes 340-3 300 ng OCDD/kg. Halten TCDD låg under detektionsgränsen (ATSDR, 1998). Maxhalter i förorenad jord i Europa har varierat mellan 332-98 000 ng TEQ/kg TS (EC, 1999).

8.5.7.3 VATTEN

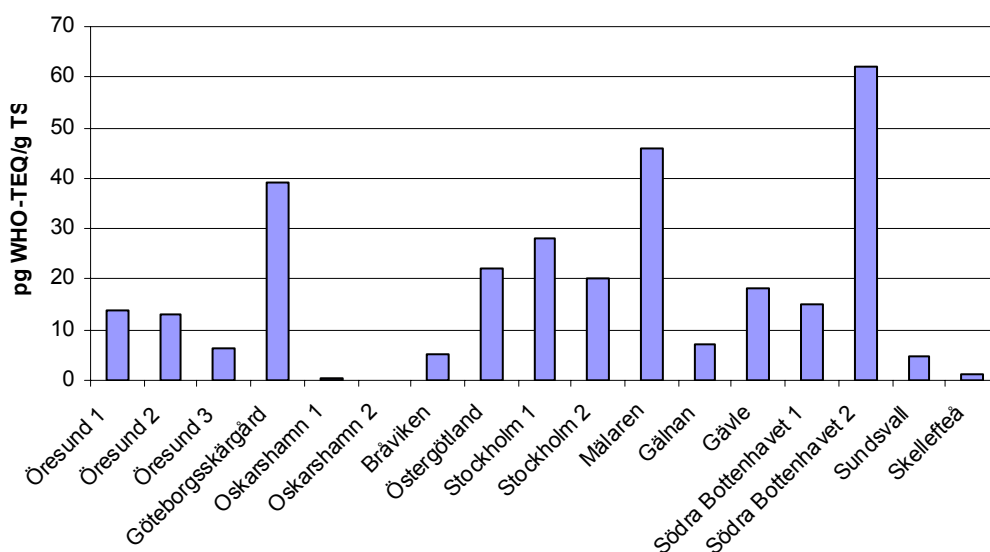
Älvsvatten från Ljusnan innehöll 0,0013-0,0017 pg I-TEQ/l (Rappe *et al.* 1990). Medelhalten dioxin i japanskt råvatten (yt- och grundvatten) var 0,15 pg WHO-TEQ/l. Det behandlade vattnet innehöll 0,02 pg WHO-TEQ/l (Kim *et al.* 2002).

Dagvatten från stadsmiljöer i USA innehöll 0,01-65 pg I-TEQ/l, även om majoriteten av halterna i dessa undersökningar var <15 pg I-TEQ/l (US EPA, 2003c). Resultaten visade också att dioxinhalterna i dagvattnet kan öka i samband med kraftiga regnfall. Medelhalten under torra perioder var 1 pg I-TEQ/l och efter skyfall 18 pg I-TEQ/l.

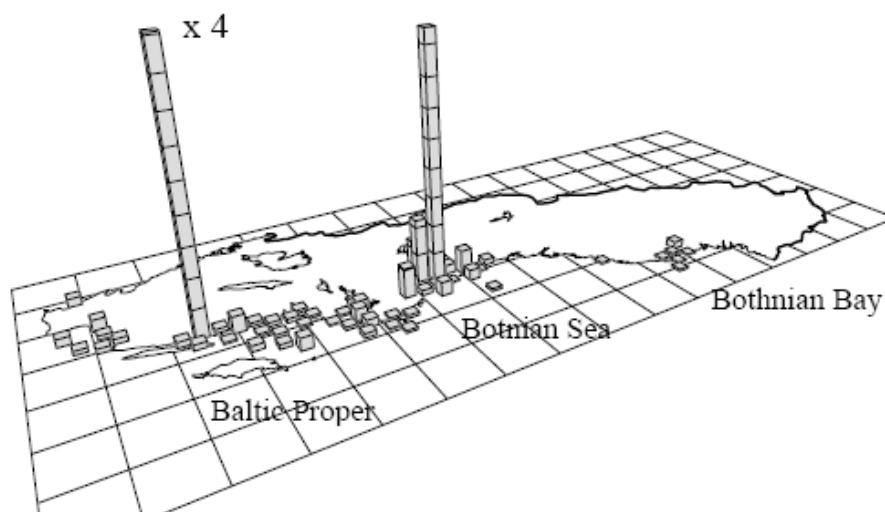
8.5.7.4 SEDIMENT

Daterade sedimentprover visar att före den industriella expansionen låg sedimenthalterna under 10 ng/kg (Alcock och Jones 1996). De högsta halterna återfanns i sedimentlager som härrörde från 1960 till 1980 (100-1 000 ng/kg). Data från senare mätningar visar att halterna i sediment från flera sjöar sjunker (Alcock och Jones, 1996).

Nyligen utförda provtagningar av svenska ytsediment visar att halterna av dioxin varierar längs Sveriges kuster och inom svenska sötvatten (figur 10 och 11) (Umeå universitet, 2005; Sundqvist *et al.* 2009). Framförallt är det sediment från Göteborgs skärgård, Mälaren, Bottenhavet (Gävlebukten) samt sediment tagna utanför Oskarhamn som uppvisar förhöjda halter av dioxiner. De mer lindrigt förorenade sedimenten i den svenska kartläggningen innehöll ca 0,1-15 ng WHO-TEQ/kg TS (Umeå universitet, 2005).



Figur 10. Dioxinhalter i svenska ytsediment tagna 2004, pg WHO-TEQ/g TS (Umeå universitet, 2005).



Figur 11. Dioxinhalter i svenska ytsediment tagna 2005 (Sundqvist et al. 2009). Den högsta stapeln har minskats 4 gånger för bättre visualisering. Varje enhet motsvarar 5 ng/g TS

I en studie av sjösediment, som enligt författarna påverkats av enbart atmosfäriskt nedfall, uppmättes 6-42 ng I-TEQ/ kg TS, medan lokalt påverkade sjöar uppvisade sedimenthalter på 20-90 ng I-TEQ/kg TS (Rose och McKay 1996). Sediment från flodbottnar både uppströms och nedströms ett sågverksområde i Nya Zeeland innehöll 4-5 pg TEQ/kg TS (Gifford *et al.* 1996). Förorenade sediment från olika länder i Europa har uppvisat halter på 600-80 000 ng TEQ/kg TS (EC, 1999).

8.5.7.5 VEGETATION

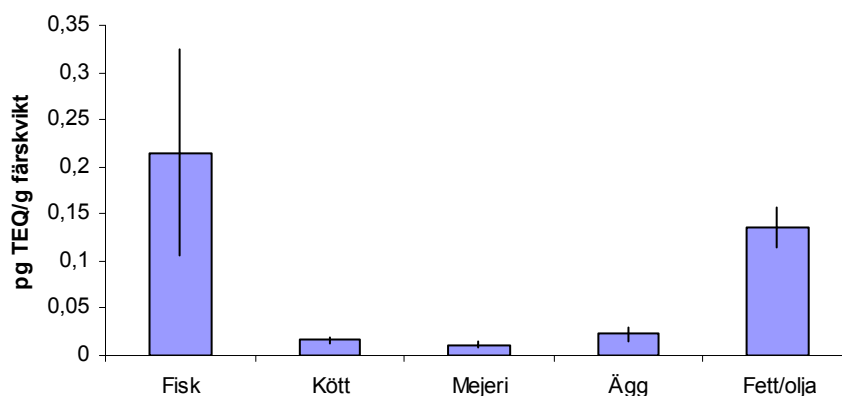
Schuhmacher och Domingo (2006) analyserade både växter och jord i närheten av en avfallsförbränningsanläggning. Växter provtagna 2002 innehöll ca 0,2-0,6 ng I-TEQ/kg TS, medan växter från 1996 innehöll ca 1-3 ng I-TEQ/kg TS. Författarna drog slutsatsen att anläggningen inte var den enda orsaken till dioxininnehållet i växterna. I gräsprover som togs kring floden Elbes översvämningssområde uppmättes halter på 0,24-18 ng WHO-TEQ/kg TS (Stachel *et al.* 2006). Halterna kunde inte relateras till en ökad kontaminering genom den nyligen inträffade översvämningen av floden.

8.5.7.6 LIVSMEDEL

Fisk

Halterna av dioxin i gädda, mört och abborre från sjöar i Storbritannien med förorenat sediment uppmättes till 340, 16-700 respektive 400 pg I-TEQ/g fettvikt (1,4; 0,9-22 respektive 8,2 ng I-TEQ/ g färskvikt) (Rose och McKay, 1996). Författarna kunde dock inte påvisa ett samband mellan dioxiner i fisk och dioxiner i sediment. Fisk från EU:s medlemsländer innehåller 2-50 pg I-TEQ/g fettvikt om marina fiskar från Sverige utesluts på grund av att dessa inte är representativa för genomsnittet. Utökas data med dessa fiskar uppgick maxhalten till 214 pg I-TEQ/g fett (EC, 1999). Fisk från Österjön (Ankarberg *et al.* 2004) överstiger fortfarande EU:s gällande gränsvärde på 4 pg WHO-TEQ/g färskvikt (EC, 2006). Dioxinhalterna i fisken varierade mellan ca 0,6-23 pg WHO-TEQ/g färskvikt.

Figur 12 sammanställer nya data från Livsmedelsverkets kontroll av livsmedelsprodukter, där svenska livsmedelsprover analyseras med avseende på bl.a. dioxiner (Törnkvist *et al.* 2006). I studien ingår fisk, kött, ägg, mejeriprodukter samt fett/olja. Figuren visar medelvärdet för alla prover samt standardavvikelsen (ng TEQ/kg färskvikt).



Figur 12. Halter av dioxin i svenska livsmedelsprover från 2005 i ng/kg färskvikt (Törnkvist *et al.*, 2006). Figuren visar medelvärdet samt standardavvikelsen.

Kött

I svenska Livsmedelsverkets undersökning av nötkött-, gris- vilt och kycklingkött år 2004 varierade halterna mellan 0,46 och 0,75 pg WHO-TEQ/g fett (SLV, 2004). Bakgrundshalterna i belgiskt nötkött uppmättes av Focant *et al.* (2002) till 1,6 pg WHO-TEQ/g fett. Gris innehöll något mindre, 0,17 pg WHO-TEQ/g fett. Kött och köttprodukter inom EU innehöll 0,1-17 pg I-TEQ/ g fett (EC, 1999). Stachel *et al.* (2005) analyserade kött från nötkött, får och rådjur efter en översvämning av floden Elbe. Halterna varierade mellan 1,3 och 6,2 pg WHO-TEQ/g fett i nötkött- och fårkött. Endast ett prov på rådjurskött analyserades och detta innehöll 0,76 pg WHO-TEQ/kg fett. Halterna kunde inte kopplas till en ökad kontaminering efter översvämningen.

Mejeriprodukter

Komjölk från Tyskland innehöll dioxinhalt på 0,9-4,9 pg WHO-TEQ/g fett (Stachel *et al.* 2005). Detta är betydligt högre än de halter som uppmättes av Alcock *et al.* (2002) där halterna varierade mellan 0,09 och 0,34 pg TEQ/g fett. Den högre halten härrörde från kor som betat på mark som genom översvämningar kontaminerats med dioxiner. Mejeriprodukter som analyserats som ett samlingsprov av svenska Livsmedelsverket innehöll 0,63 pg/g fett (SLV, 2004). I denna analys ingick prover från mjölk, fil, yoghurt, grädde och ost. I en belgisk undersökning var innehållet av dioxiner i mjölk, ost och grädde 1,1, 1,67 respektive 0,42 pg WHO-TEQ/g fettvikt (Focant *et al.* 2002). För mjölk har en skillnad konstaterats mellan mjölk från avlägsna belägna områden och mjölk som producerats nära punktkällor (Schmid *et al.* 2003). Halterna hade dessutom minskat med ca 60 % sedan början på 90-talet, vilket antogs bero på reducerade luftutsläpp från industrier. Mjölks- och mejeriprodukter från länder inom EU innehöll 0,2-2,6 respektive 0,5-3,8 pg I-TEQ/g fett (EC, 1999).

Fågel och ägg

Medelhalten dioxiner i en amerikansk undersökning av kyckling var 0,64 pg I-TEQ/g (Ferrario och Byrne 2000). Undersökningen inkluderade 39 prover. Om alla 41 proverna inkluderades blev medelhalten av dioxiner i höns 1,77 pg I-TEQ/g. Denna medelhalt stämmer dock väl överens med halter som uppmätts i övriga delar av världen (ex. Tyskland 1,4-2,3 pg TEQ/g; Kanada 2,6 pg TEQ/g; Nederländerna 1,7 pg TEQ/g; Ferrario och Byrne, 2000). Bakgrundhalten av dioxiner i belgiska kycklingar och ägg bestämdes till 0,35 respektive 2,76 pg WHO-TEQ/g fett (Focant *et al.* 2002). I svenska Livsmedelsverkets undersökning av ägg år 2004 varierade halterna mellan 0,4 och 3,3 pg WHO-TEQ/g fett (SLV, 2004). Den högsta halten var förknippad med utfodring av kontaminerat fiskfoder som användes särskilt för ekologiska höns. Då ägg från denna grupp odlare uteslöts uppgick maxhalten till 0,7 pg WHO-TEQ/g fett. I SLV:s intagsberäkningar från 2002 var halterna i kyckling och ägg 0,46 pg TEQ/g fett respektive 0,12 pg TEQ/g färskvikt (SLV, 2002b).

Grönsaker

En nyligen genomförd provtagning av frukt och grönsaker i Tyskland visade att dioxinhalterna i allmänhet varierade mellan 0,003-0,056 pg WHO-TEQ/ g färskvikt (Breitweg-Lehmann *et al.* 2006). Den högsta halten hittades i zucchini. Potatis och

morötter innehöll ca 0,004-0,009 pg WHO-TEQ/g färskvikt. Stachel *et al.* (2005) analyserade också potatis och morötter. Dessa innehöll 0,014 och 0,006 ng WHO-TEQ/kg. Morötter anses normalt ackumulera dioxiner i större utsträckning än potatis, men i detta fall utgör proverna kommersiellt odlade produkter och de har med stor sannolikhet inte odlats på samma plats. Frukt och grönsaker inom EU innehöll 0,01-0,2 pg I-TEQ/g färskvikt (EC,1999).

8.5.8 Referenslista

Alcock RE, Sweetman AJ, Anderson DR, Fisher R, Jennings RA, Jones KC , 2002. *Using PCDD/F congener patterns to determine the source of elevated TEQ concentrations in cows milk: A case study*. Chemosphere 46: 383-391.

Alcock RE, Jones KC , 1996. *Dioxins in the environment: A review of trend data*. Environmental Science and Technology 30: 3133-3143.

Ankarberg E, Bjerselius R, Aune M, Darnerud PO, Larsson L, Andersson A, Tysklind M, Bergek S, Lundstedt-Enkel K, Karlsson L, Törnkvist A, Glynn A , 2004. *Study of dioxin and dioxin-like PCB levels in fatty fish from Sweden 2000-2002*. Organohalogen Compounds 66: 2035-2039.

Arnot JA, Gobas F , 2004. *A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems*. Environmental Toxicology and Chemistry 23: 2343-2355.

ATSDR, 1998. *Toxicological profile of chlorinated dibenzo-p-dioxins*. U.S. Department of health and human services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Bignert A, Sundqvist K, Wiberg K , 2005. *Spatial and seasonal variation of the dioxin and PCB content in herring from the northern Baltic Sea*. Organohalogen Compounds 67: 1403-1405.

Birak P, Yurk J, Adeshina F, Lorber M, Pollars K, Choudhury H, Kroner S , 2001. *Travis and Arms revisited: A second look at a widely used bioconcentration algorithm*. Toxicology and Industrial Health 17: 163-175.

Booty WG, Resler O, McCrimmon C , 2005. *Mass balance modelling of priority toxic chemicals within the Great Lakes toxic decision support system: RateCon model results for Lake Ontario and Lake Erie*. Environmental Modelling & Software 20: 671-688.

Breitweg-Lehmann E, Mathar W, Rottler H, Solbach C , 2006. *Background contamination of fruit and vegetables with PCDDs, PCDFs, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in Germany*. Organohalogen Compounds 68: i tryck

Ca EPA, 1994. *Intermedia transfer factors for contaminants found at hazardous waste sites. 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Final draft report*. The Office of Scientific Affairs, The Department of Toxic Substances Control, The California Environmental Protection Agency.

- Ca EPA, 1993a. *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites. Part III: The multiple pathway exposure model*. The Office of Scientific Affairs, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency.
- Ca EPA, 1993b. *CalTOX, a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites. Part II: The dynamic Multimedia transport and transformation model*. The Office of Scientific Affairs, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency.
- Chang S-H, Kuo C-Y, Wang J-W, Wang K-S , 2004. *Comparison of RBCA and CalTOX for setting risk-based cleanup levels based on inhalation exposure*. Chemosphere 56: 359-367.
- Chen Y-C, Ma H-W , 2006. *Model comparison for risk assessment: A case study of contaminated ground water*. Chemosphere 63: 751-761.
- Comber SDW, Dobbs AJ, Lewis S , 1996. *Guideline values for sediments contaminated with dioxins and furans*. Ecotoxicology and Environmental Safety 35: 102-108.
- Copeland TL, Paustenbach D, Harris MA, Otani J , 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: 275-312.
- Dahlgren J, Warshaw R, Horsak RD, Parker III FM, Takhar H , 2003a. *Exposure assessment of residents living near a wood treatment plant*. Environmental Research 92: 99-109.
- Dahlgren J, Warshaw R, Thornton J., Anderson-Mahoney P, Takhar H , 2003b. *Health effects on nearby residents of a wood treatment plant*. Environmental Research 92: 92-98.
- Dalla Valle M, Marcomini A, Sfriso A, Sweetman AJ, Jones KC , 2003. *Estimation of PCDD/F distribution and fluxes in the Venice Lagoon, Italy: Combining measurement and modelling approaches*. Chemosphere 51: 603-616.
- Diamond ML, Mackay D, Poulton DJ, Stride FA , 1995. *Assessing chemical behavior and developing remedial actions using a mass balance model of chemical fate in the bay of Quinte*. Water Research 30: 405-421.

Duarte-Davidson R, Sewart A, Alcock RE, Cousins IT, Jones KC , 1997. *Exploring the balance between sources, deposition and the environmental burden of PCDD/Fs in the U.K. terrestrial environment: An aid to identifying uncertainties and research needs.* Environmental Science and Technology 31: 1-11.

EA UK, 2002. *The contaminated land exposure assessment model (CLEA): Technical basis and algorithms.* Department for Environment, Food & Rural Affairs, The Environment Agency, United Kingdom. R & D Publication CLR 10.

EC, 2006. Kommissionens förordning (EG) nr 199/2006 av den 3 februari 2006 om ändring av kommissionens förordning (EG) nr 466/2001 vad avser fastställande av högsta tillåtna halter av dioxiner och dioxinlika PCB i livsmedel. Europeiska Unionen.

EC, 2001. *Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food.* European Commission, Scientific Committee on Food. CS/CNTM/DIOXIN/20 Final.

EC, 1999. *Compilation of EU dioxin exposure and health data.* European Commission. AEAT/EEQC/0016.

ECB, 2004. *European Union System for the Evaluation of Substances 2.0 (EUSES 2.0).* In: Lijzen JPA and Rikken MGJ (eds.) The European Chemicals Bureau.

Eggleton J, Thomas K , 2004. *A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events.* Environment International 30: 973-980.

Engwall M, Hjelm K , 2000. *Uptake of dioxin-like compounds from sewage sludge into various plant species- assessment of levels using av sensitive bioassay.* Chemosphere 40: 1189-1195.

Fattore E, Di Guardo A, Mariani G, Guzzi A, Benfenati E, Fanelli R , 2003. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the air of Seveso, Italy, 26 years after the explosion.* Environmental Science and Technology 37: 1503-1508.

Fattore E, Viganò L, Mariani G, Guzzi A, Benfenati E, Fanelli R , 2002. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in river Po sediments.* Chemosphere 49: 749-754.

Ferrario J, Byrne C , 2000. *The concentration and distribution of 2,3,7,8-dibenzo-p-dioxins/-furans in chickens.* Chemosphere 40: 221-224.

Ferré-Huguet N, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL , 2006. *Environmental impact and human health risks of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in vicinity of a new hazardous waste incinerator: A case study*. Environmental Science and Technology 40: 61-66.

Fiedler H, Hutzinger O, Lau C, Cikryt P, Hosseinpour J , 1995. *Case study of a highly dioxin contaminated sports field: Environmental risk assessment and human exposure*. Journal of Hazardous Materials 43: 217-227.

Focant J-F, Eppe C, Pirard C, Massart A-C, André J-E, De Pauw E , 2002. *Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in Belgian foodstuffs. Assessment of dietary intake*. Chemosphere 48: 167-179.

Frakes RA, Zeeman CQT, Mower B , 1993. *Bioaccumulation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) by fish downstream of pulp and paper mills in Maine*. Ecotoxicology and Environmental Safety 25: 244-252.

Fries GF, Feil VJ, Zaylskie RG, Bialek KM, Rice CP , 2002. *Treated wood in livestock facilities: relationships among residues of pentachlorophenol, dioxins and furans in wood and beef*. Environmental Pollution 116: 301-307.

Fürst P, Krause GHM, Delschen HD, Wilmers K , 1993. *PCDD/PCDF in cow's milk in relation to their levels in grass and soil*. Chemosphere 27: 1349-1357.

Geo Innova AB, 2002. *EKA-projektet i Bengtsfors. Föroreningsituationen i mark och grundvatten*. Geo Innova AB. Eka 2002:2.

Gifford JS, Buckland SJ, Judd M, McFarlane P, Anderson S , 1996. *Pentachlorophenol (PCP), PCDD, PCDF and pesticide concentrations in freshwater lake catchment*. Chemosphere 32: 2097-2113.

Glorennec P, Zmirou D, Bard D , 2005. *Public health benefits of compliance with current EU emissions standards for municipal waste incinerators: A health risk assessment with the CalTOX multimedia exposure model*. Environment International 31: 693-701.

Gobas, F A P C. 1993. *A model for predicting the bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in aquatic food-webs: Application to Lake Ontario*. Ecological Modelling 69:1-17.

Govers HAJ, Krop HB , 1996. *Partition constants of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins*. Organohalogen Compounds 28: 5-10.

Harner T, Green NJL, Jones KC , 2000. *Measurements of octanol-air partitioning coefficients for PCDD/Fs: A tool in assessing air-soil equilibrium status*. Environmental Science and Technology 34: 3109-3114.

HELCOM, 2007. http://www.helcom.fi/environment2/hazsubs/en_GB/state/.

Hinton SW, Brunck R, Walbridge L , 1993. *Mass transfer of TCDD/F from suspended sediment particles*. Water Science and Technology 28: 181-190.

Hülster A, Marschner H , 1993. *Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and crop plants*. Chemosphere 27: 439-446.

Hülster A, Muller JF, Marschner H , 1994. *Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to vegetables of the cucumber family (Cucurbitaceae)*. Environmental Science and Technology 28: 1110-1115.

IARC , 1997. *Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans*. Vol 69 . WHO International Agency for Research on Cancer, IARC Press, Lyon,

Isosaari P, Kohonen T, Kiviranta H, Tuomisto J, Vartiainen T , 2000. *Assessment of levels, distribution, and risks of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the vicinity of a vinyl chloride monomer production plant*. Environmental Science and Technology 34: 2684-2689.

IVL, 2007. *Dioxins in the Swedish atmosphere. Results from monitoring activities in 2004 and 2005*. A. Palm, K. Hansson, E. Brorström-Lundén, and M. Schlabach. Swedish Environmental Research Institute (IVL).

Jobb B, Uza M, Hunsinger R, Roberts K, Tosine H, Clement R, Bobbie B, LeBel G, Williams D, Lau B , 1990. *A survey of drinking water supplies in the province of Ontario for dioxins and furans*. Chemosphere 20: 1553-1558.

Jonsson P, Rappe C, Kjeller L-O, Kierkegaard A, Håkansson L, Jonsson B. 1993. *Pulp-mill related polychlorinated organic compounds in Baltic Sea sediments*. Ambio 22: 37-43.

Kao AS, Venkararaman C , 1995. *Estimating the contribution of reentrainment to the atmospheric deposition of dioxin*. Chemosphere 31: 4317-4331.

Kim B-H, Ikonomu MG, Lee S-J, Kim H-S, Chang Y-S , 2005. *Concentrations of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in human blood samples from Korea*. The Science of the Total Environment 336: 45-56.

- Kim H-K, Masaki H, Matsumura T, Kamei T, Magara Y , 2002. *Removal efficiency and homologue patterns of dioxins in drinking water treatment*. Water Research 36: 4861-4869.
- Kiviranta H, Tuomisto JT, Tuomisto J, Tukiainen E, Vartiainen T , 2005. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in the general population in Finland*. Chemosphere 60: 854-869.
- Ko F-C, Sanford LP, Baker JE , 2003. *Internal recycling of particle reactive organic chemicals in the Chesapeake Bay water column*. Marine Chemistry 81: 163-176.
- Korhonen M, Verta M, Lehtoranta J, Kiviranta H, Vartiainen T , 2001. *Concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans in fish downstream from a Ky-5 manufacturing*. Chemosphere 43: 587-593.
- Laegsmand M, Villholt KG, Ullum M, Jensen KH , 1999. *Processes of colloid mobilization and transport in macroporous soil monoliths*. Geoderma 93: 33-59.
- Lake IR, Foxall CD, Lovett AA, Fernandes A, Dowding A, White S, Rose M , 2005. *Effects of river flooding on PCDD/F and PCB levels in cows' milk, soil and grass*. Environmental Science and Technology 39: 9033-9038.
- Lee RGM, Green NJL, Lohmann R, Jones KC, 1999. *Seasonal, anthropogenic, air mass, and meteorological influences on the atmospheric concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs): evidence for the importance of diffuse combustion sources*. Environmental Science and Technology 33: 2864-2871.
- Lindström G, Henriksson S, Hagberg J, Björnfoth H, van Bavel B, 2005. *Uptake of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in sheep from PCP contaminated sawmill soil*. Organohalogen Compounds 67:1387-1389.
- Linkov I, Ames MR, Crouch EAC, Satterstrom FK, 2005. *Uncertainty in octanol-water partition coefficient: implications for risk assessment and remedial costs*. Environmental Science and Technology 39: 6917-6922.
- Liu H, Amy G, 1993. *Modeling partitioning and transport interactions between natural organic matter and polynuclear aromatic hydrocarbons in groundwater*. Environmental Science and Technology 27: 1553-1562.
- Lohmann R, Brunciak PA, Dachs J, Gigliotti CL, Nelson E, Van Ry D, Glenn T, Eisenreich SJ, Jones JL, Jones KC, 2003. *Processes controlling diurnal variations of PCDD/Fs in the New Jersey coastal atmosphere*. Atmospheric Environment 37: 959-969.

Lohmann R, Nelson E, Eisenreich SJ, Jones KC , 2000. *Evidence for dynamic air-water exchange of PCDD/Fs: A study in the Raritan Bay/ Hudson River estuary*. Environmental Science and Technology 34: 3086-3093.

Lohmann R, Jones KC , 1998. *Dioxins and furans in air and deposition: A review of levels, behaviour and processes*. The Science of the Total Environment 219: 53-81.

Lorber M, Pinsky P , 2000. *An evaluation of three empirical air-to-leaf models for polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans*. Chemosphere 41: 931-941.

Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C , 2006. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume II. Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins and dibenzofurans*. Edition 2: ISBN 1566706874. CRC Press, Boca Raton, USA,

Mackay D , 2001. *Multimedia Environmental Models. The Fugacity approach*. Edition 2: ISBN 1-56670-542-8. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, USA,

Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C , 1992. *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume II. Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins and dibenzofurans. Edition 1*: ISBN 0873715837. LEWIS Publishers, Michigan, USA,

Maddalena RL, McKone T, Layton DW, Hsieh DPH , 1994. *Comparison of multimedia transport and transformation models: Regional fugacity model vs CalTOX*. Chemosphere 30: 869-889.

Marklund S, Tysklind M, Andersson R, Ljung K, Rappe C , 1991. *Environmental deposition of PCDDs and PCDFs as determined by the analysis of snow samples from the northern Sweden*. Chemosphere 23: 1359-1364.

Masunaga S, Yao Y, Ogura I, Nakai S, Kanai Y, Yamamuro M, Nakanishi J , 2001. *Identifying sources and mass balance of dioxin pollution in lake Shinji basin, Japan*. Environmental Science and Technology 35: 1967-1973.

Matscheko N, Tysklind M, de Wit C, Bergek S, Andersson R, Sellstrom U , 2002. *Application of sewage sludge to arable land-soil concentrations of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls, and their accumulation in earthworms*. Environmental Toxicology and Chemistry 21(12): 2515-2525.

McGechan MB, Lewis S , 2002. *Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, part I: General principles*. Biosystems Engineering 83: 255-273.

McLachlan M , 1997. *A simple model to predict accumulation of PCDD/Fs in an agricultural food chain*. Chemosphere 34: 1236-1276.

McLachlan M, Sewart AP, Bacon JR, Jones KC , 1996. *Persistence of PCDD/Fs in a sludge-amended soil*. Environmental Science and Technology 30: 2567-2571.

McLachlan M, Thorna H, Reissinger M, Hutzinger O , 1990. *PCDD/F in an agricultural food chain. Part 1: PCDD/F mass balance of lactating cow*. Chemosphere 20: 1013-1020.

Meneses M, Schuhmacher M, Domingo JL , 2002. *A design of two simple models to predict PCDD/F concentrations in vegetation and soils*. Chemosphere 46: 1393-1402.

Umeå universitet, 2005. *Kartläggning av utsläppskällor för oavsiktligt bildade ämnen: PCDD/F, PCB och HCB*. Avdelningen för Miljökemi, Kemiska Institutionen, Umeå Universitet. MK2005:01.

Moon MH, Kim H-J, Kwon S-Y, Lee S-J, Chang Y-S, Lim H , 2004. *Pinched inlet split flow thin fractionation for continuous particle fractionation: Application to marine sediments for size-dependent analysis of PCDD/Fs and metals*. Analytical Chemistry 76: 3236-3243.

Morrison HA, Whittle DM, Metcalfe CD, Niimi AJ , 1999. *Application of a food web bioaccumulation model for the prediction of polychlorinated biphenyl, dioxin, and furan congener concentrations in Lake Ontario aquatic biota*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56 (8):1389-1400.

Müller JF, Hülster A, Pöpke O, Ball M, Marschner H , 1993. *Transfer pathways of PCDD/PCDF to fruits*. Chemosphere 27: 195-201.

Nakagawa R, Hori T, Tobiishi K, Iida T, Tsutsumi T, Sasaki K, Toyoda M , 2002. *Levels and tissue-dependent distribution of dioxin in Japanese domestic leafy vegetables - from the 1999 national investigation*. Chemosphere 48: 247-256.

Nessel CS, Amoruso MA, Umbreit TH, Meeker RJ, Gallo MA , 1992. *Pulmonary bioavailability and fine particle enrichment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in respirable soil particles*. Fundamental and Applied Toxicology 19: 279-285.

NILU, 2000. *The POPCYCLING-Baltic Model. A non-steady state multicompartiment mass balance model of the fate of persistence organic pollutants in the Baltic Sea Environment*. Norsk Institutt for Luftforskning. OR 10/2000.

NRM, 2007. *Sakrapport - Metaller och organiska miljögifter i marin biota, trend- och områdesövervakning. Överenskommelse 212 0614, dnr 721-1692-06Mm*. Swedish

museum of natural history, Department of contaminant research,
Stockholm, Sverige

NV, 2006. *Probabilistisk riskbedömning fas 1*. Naturvårdsverket. Rapport 5532.

NV, 2005a. *Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen*.
Naturvårdsverket. Rapport 5462.

NV, 2005b. *Vägledning för riskbedömning av förorenade områden - remissversion*
2005-07-04. Naturvårdsverket.

NV, 2005c. *Beräkningsmodell för riktvärden för mark - remissversion* 2005-07-04.
Naturvårdsverket.

NV, 1999. *Metodik för inventering av förorenade områden*. Naturvårdsverket. Rapport
4947.

NV, 1998. *Organiska miljögifter, Monitor 16*. Naturvårdsverket.
ISBN 620-1188-X.

O'Connor R, Sabrsula J, 2005. *Background dioxins in house dusts*. Environmental
Forensics 6: 283-287.

Paustenbach D, Finley BL, Long TF, 1997a. *The critical role of house dust in understanding the hazards posed by contaminated soils*. International Journal of Toxicology 16: 339-362.

Paustenbach D, Hays S, El-Sururi S, Underwood PM, Ku RH, 1997b. *Comparing the predicted uptake of TCDD based on exposure calculations with the actual uptake: A case study of residents of Times Beach, Missouri*. Organohalogen Compounds 34: 25-31.

Paustenbach DJ, Sarlos TT, Finley BL, Jeffrey DA, Unga MJ, 1991. *The potential inhalation hazard posed by dioxin-contaminated soil*. Chemosphere 23: 1719-1729.

Persson NJ, Cousins IT, Molvaer J, Broman D, Naes K, 2006. *Modelling the long-term fate of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (PCDD/Fs) in the Grenland Fjords, Norway*. The Science of the Total Environment 369:188-202.

Persson Y. *Chlorinated organic pollutants in soil and groundwater at chlorophenol-contaminated sites*. 2007. Thesis. Umeå universitet. ISBN: 978-91-7264-251-5.

Persson Y, Hemstöm D, Öberg L, Tysklind M, Enell A. 2008a. *Use of a column leaching test to study the mobility of chlorinated HOCs from a contaminated soil and the*

distribution of compounds between soluble and colloid phases.

Chemosphere 71(6):1035-1042.

Persson Y, Shchukarev A, Öberg L, Tysklind M , 2008b. *Dioxins, chlorophenols and other chlorinated organic pollutants in collidal and water fractions of ground water from a contaminated sawmill site.* Environmental Science and Pollution Research 15(6):463-471

Pirard C, De Pauw E , 2006. *Toxicokinetic study of dioxins and furans in laying chickens.* Environment International 32: 466-469.

Pirard C, De Pauw E , 2005. *Uptake of polychlorodibenzo-p-dioxins, polychlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in chickens.* Environment International 31: 585-591.

Pirard C, Eppe G, Massart A-C, Fierens S, De Pauw E, Focant J-F , 2005. *Environmental and human impact of an old timer incinerator in terms of dioxin and PCB level: A case study.* Environmental Science and Technology 39: 4721-4728.

Rappe C, Kjeller L-O, Kulp SE , 1990. *Sampling and analysis of PCDDs and PCDFs in surface water and drinking water at 0,001 ppq levels.* Organohalogen Compounds 2: 207-210.

Richter W, McLachlan MS , 2001. *Uptake and transfer of PCDD/Fs by cattle fed naturally contaminated feedstuffs and feed contaminated as a result of sewage sludge application. 2. Nonlactating cows.* Journal of Agriculture and Food Chemistry 49: 5857-5865.

RIVM, 2004. *Update of risk assessment models for the indirect human exposure.* National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Nr 601516011/2004. Netherlands.

RIVM, 2001. *Evaluation and revision of CSOIL parameter set.* National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Nr 711701021. Netherlands.

Rose CL, McKay WA , 1996. *PCDDs (dioxins) and PCDFs (furans) in selected UK lake and reservoir sites- concentrations and TEQs in sediment and fish samples.* The Science of the Total Environment 177: 43-56.

Sagunski H, Forschner S, Kappos AD , 1989. *Indoor air pollution by dioxins in day-nurseries. Risk assessment and management.* Chemosphere 18: 1139-1142.

Schmid P, Gujer E, Zennegg M, Studer C , 2003. *Temporal and local trends of PCDD/F levels in cow's milk in Switzerland.* Chemosphere 53: 129-136.

Schröder J, Welsch-Pausch K, McLachlan M , 1997. *Measurement of atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) to a soil*. Atmospheric Environment 31: 2983-2989.

Schuhmacher M, Domingo JL , 2006. *Long-term study of environmental levels of dioxins and furans in the vicinity of a municipal solid waste incinerator*. Environment International 32: 397-404.

Schuhmacher M, Jones KC, Domingo JL , 2006. *Air-vegetation transfer of PCDD/PCDFs: an assessment of field data and implications for modeling*. Environmental Pollution 142: 143-150.

Schuler F, Schmid P, Schlatter C , 1997. *The transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soil into eggs of foraging chicken*. Chemosphere 34: 711-718.

Shroll R, Schneuert I , 1993. *Uptake pathways of octachlorodibenzo-p-dioxin from soil by carrot*. Chemosphere 26(9): 1631-1640.

SLV, 2004. *Källor till dioxiner i hönsägg år 2004*. Livsmedelsverket.

SLV, 2002a. *Riksmaten 1997-1998. Kostvanor och Näringsintag i Sverige*. Livsmedelsverket.

SLV, 2002b. *Exponering för några organiska miljökontaminanter via livsmedel*. Livsmedelsverket. Nr 26.

SMHI, 2002. *Temperatur och nederbörd i Sverige 1860-2001*. SMHI. Nr. 104.

Smith KEC, Jones KC , 2000. *Particles and vegetation: Implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation*. The Science of the Total Environment 246: 207-236.

Stachel B, Christoph EH, Götz R, Herrmann T, Kruger F, Kuhn T, Lay J, Löffler J, Pöpke O, Reincke H, Schröter-Kermani C, Schwartz R, Steeg E, Stehr D, Uhlig S, Umlauf G , 2006. *Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the river Elbe in the light of the flood event in August 2002*. The Science of the Total Environment 364: 96-112.

Stephens RD, Petreas MX, Hayward DG , 1995. *Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: Chicken as a model for foraging animals*. The Science of the Total Environment 175: 253-273.

Studsvik RadWaste AB, 2003. *Föroreningar i Bengtsbrohöljens sediment- förekomst och spridningsförutsättningar*. Studsvik RadWaste AB. Eka 2002:21.

- Suarez MP, Rifai HS, Palachek R, Dean K, Koenig L , 2006. *Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in suspended sediments, dissolved phase and bottom sediment in the Houston Ship Channel*. Chemosphere 62: 417-429.
- Sundqvist KL, Tysklind M, Cato I, Bignert A, Wiberg K , 2009. *Levels and homolog profiles of PCDD/Fs in sediments along the Swedish coast of the Baltic Sea*. Environmental Science and Pollution Research 16:396-409.
- Svensson B-G, Nilsson A, Hansson M, Rappe C, Åkesson B, Skerfving S. 1991. *Exposure of dioxins and dibenzofurans through the consumption of fish*. New England Journal of Medicine 324:8-12.
- Taesler R , 1972. *Klimatdata för Sverige*. ISBN-91-540-2012-3. K L Beckmans Tryckerier AB.
- Thomas GO, Jones JL, Jones KC , 2002. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and furan (PCDD/F) uptake by pasture*. Environmental Science and Technology 36: 2372-2378.
- Trapp S, Matthies M , 1997. *Modeling volatilization of PCDD/F from soil and uptake into vegetation*. Environmental Science and Technology 31: 71-74.
- Trapp S, Matthies M , 1995. *Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation*. Environmental Science and Technology 29: 2333-2338.
- Travis CC, Arms AD. 1988. *Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation*. Environmental Science and Technology, 22; 271-274.
- Turrio-Baldassarri L, Abate V, Iacovella N, Monfredini F, Menichini E , 2005. *Occurrence of PCDD/Fs in urban air before and after the ban of leaded gasoline*. Chemosphere 59: 1517-1524.
- Tyréns AB. 2003. *Komplettering av dioxinanalyser vid sågverksområdet Scharins industriområde, Ursviken 3:22*. Tyréns AB.
- Tysklind M, Fängmark I, Marklund S, Lindskog A, Thaning L, and Rappe C. 1993. *Atmospheric transport and transformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans*. Environmental Science and Technology 27:2190-2197.
- Törnkvist A, Aune M, Darnerud PO, Ankarberg E , 2006. *Dietary intake estimations of PCB and dioxins based on a Swedish market basket*. Organohalogen Compounds 68: i tryck.

Uegaki R, Seike N, Otani T , 2006. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in rice plants: Possible contaminated pathways*. Chemosphere 65: 1537-1543.

UM, 2006. *Measuring people's exposure to dioxin contamination along the Tittabawassee River and surrounding areas*. University of Michigan. August 2006.

US EPA, 2003a. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Volume 3: Site-specific assessment procedures*. Exposure Assessment & Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment-Washington Office, Office of Research and Development, U S Environmental Protection Agency. December 2003. NAS Review Draft.

US EPA, 2003b. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part II: Health assessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds*. Exposure Assessment & Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment-Washington Office, Office of Research and Development, U S Environmental Protection Agency. December 2003. NAS Review Draft.

US EPA, 2003c. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Volume 1: Sources of dioxin-like compounds in the United States*. Exposure Assessment & Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment-Washington Office, Office of Research and Development, U S Environmental Protection Agency EPA. December 2003. NAS Review Draft.

US EPA, 2003d. *Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Volume 2: Properties, environmental levels, and background exposures*. Exposure Assessment & Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment-Washington Office, Office of Research and Development, U S Environmental Protection Agency. December 2003. NAS Review Draft.

US EPA, 1997a. *Exposure Factors Handbook. Volume III-Activity factors. Update to Exposure Factors Handbook EPA/600/8-89/043 - May 1989*. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/P-95/002Fc.

US EPA, 1997b. *Exposure Factors Handbook. Volume II- Food ingestion factors. Update to Exposure Factors Handbook EPA/600/8-89/043 - May 1989*. Office of Re-

search and Development, National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/P-95/002Fb.

van den Berg M, Birnbaum L, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE , 2006. *The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds*. Toxicological Sciences 93: 223-241.

Vartiainen T, Mannio J, Korhonen M, Kinnunen K, Strandman T , 1995. *Levels of PCDDs and PCDFs in dated lake sediments in subarctic Finland*. Organohalogen Compounds 24: 369-372.

Veltman K, Hendriks J, Huijbregts M, Leonards P, van der Heuvel-Greve M, Vethaak D , 2005. *Accumulation of organochlorides and brominated flame retardants in estuarine and marine food chains: Field measurements and model calculations*. Marine Pollution Bulletin 50: 1085-1102.

Verta M, Salo S, Korhonen M, Assmuth T, Kiviranta H, Koistinen J, Ruokojärvi P, Isosaari P, Bergqvist P-A, Tysklind M, Cato I, Vikelsøe J, and Larsen MM, 2007. *Dioxin concentrations in sediments of the Baltic Sea - A survey of existing data*. Chemosphere 67 (9):1762-1775.

von Manikowsky S, Sagunski H, Pöpke O, Fabig K-R, Neus H, Schumann M, Spannake K, Karmaus W, Osius N, Zier B , 1998. *PCDD/PCDF indoor exposure in day-care centers and PCDD/PCDF blood concentrations of female employees*. Environmental Health Perspectives Supplements 106: 707-714.

Vätternvårdsförbundet, 2003. *Miljögifter i blod hos högkonsumer av Vätternfisk*. Vätternvårdsförbundet. Nr 74.

WSP, 2004. *Fördjupad miljögeoteknisk undersökning av dioxiner, Scharins industriområde, Skellefteå kommun*. WSP Samhällsbyggnad.

Watt D, Colston B , 2003. *Preliminary investigations of pentachlorophenol emissions from biocide-treated masonry: a source of indoor air contamination*. Building and Environment 38: 1385-1388.

Weber R, Gauss C, Tysklind M, Johnston P, Forter M, Hollert H, Heinisch E, Holoubek I, Lloyd-Smith M, Masunaga S, Moccarelli P, Santillo D, Seike N, Symons R, Torres JPM, Verta M, Varbelow G, Vijen J, Watson A, Costner P, Woelz J, Wycisk P, Zennegg M. 2008. *Dioxin- and POP-contaminated sites - contemporary and future challenges*. Environmental Science and Pollution Research, 15:363-393.

Welsch-Pausch K, McLachlan MS , 1998. *Fate of airborne polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in an agricultural ecosystem*. Environmental Pollution 102: 129-137.

Welsch-Pausch K, McLachlan M, Umlauf G , 1995. *Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to Lolium multiflorum (Welsh ray grass)*. Environmental Science and Technology 29: 1090-1098.

WHO , 2000. *Air Quality Guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European Series: No 91 . Edition 2: ISBN 9289013583. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

Wilken M, Walkow F, Jager E, Zeschmar-Lahl B , 1994. *Flooding area and sediment contamination of the river Mulde (Germany) with PCDD/F and other organic pollutants*. Chemosphere 29: 2237-2252.

Witt G, Schramm KW, Henkelmann B , 1997. *Occurrence and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments of the western Baltic Sea*. Chemosphere 35: 1465-1473.

Wittsiepe J, Schrey P, Hack A, Selenka F, Wilhelm M , 2001. *Comparison of different digestive tract models for estimating bioaccessibility of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) from red slag "Kieselrot"*. International Journal of Hygiene and Environmental Health 203: 263-273.

Wu WZ, Schramm K-W, Xu Y, Kettrup A , 2002. *Contamination and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in agriculture fields in Ya-Er Lake Area, China*. Ecotoxicology and Environmental Safety 53: 141-147.

Wu WZ, Schramm K-W, Kettrup A , 2000. *Bioaccumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the food web of Ya-Er Lake Area, China*. Water Research 35: 1141-1148.

Zohair A, Salim A-B, Soyibo AA, Beck AJ , 2006. *Residues of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in organically-farmed vegetables*. Chemosphere 63: 541-553.

Hälsoriskbedömning av exponering relaterad till dioxinförorenad mark

RAPPORT 5929

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5929-3
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver spridnings- och exponeringsrisker från dioxinförorenad mark. En kombinerad spridnings- och exponeringsmodell (CalTOX) har utvärderats som ett verktyg för riskbedömning av dioxinförorenad mark. Modellens styrka jämfört med liknande modeller är dels att den inkluderar ett stort antal livsmedelsbaserade exponeringsvägar, dels att den kan hantera både bakgrundshalter i luft i kombination med förhöjda halter i marken samt att den är anpassad för att beskriva förändringar över tiden.

Rapporten redovisar också en litteraturstudie som presenterar tillgänglig kunskap inom området. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

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

