



UPPSALA  
UNIVERSITET

Projektrapport från utbildningen i

**EKOTOXIKOLOGI**

*Ekotoxikologiska avdelningen*

Nr 106

## **Dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg**

– Fodrets betydelse



Disa Stolt

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>FÖRORD</b> .....	<b>5</b>
<b>SAMMANFATTNING</b> .....	<b>6</b>
<b>INLEDNING</b> .....	<b>7</b>
BAKGRUND .....	7
<i>Examenarbetets syfte</i> .....	8
ALLMÄNT OM DIOXINER OCH PCBER .....	9
<i>PCDD och PCDF</i> .....	9
<i>PCBer</i> .....	9
TOXISKT EKVIVALENTSYSTEM .....	10
UTSLÄPPSKÄLLOR .....	12
<i>Dioxiner</i> .....	12
<i>PCBer</i> .....	12
FÖREKOMST I MILJÖN .....	12
<i>Luft</i> .....	13
<i>Jord</i> .....	13
<i>Vatten</i> .....	13
<i>Nedbrytning</i> .....	13
<i>Trender i miljön</i> .....	14
EFFEKTER AV EXPONERING FÖR DIOXINLIKA ÄMNEN .....	14
<i>Ah-receptorn</i> .....	14
<i>Cancer</i> .....	15
<i>Ej cancerogena effekter</i> .....	15
KINETIK .....	16
<i>Upptag och fördelning</i> .....	16
<i>Metabolism och eliminering</i> .....	16
TOLERABLA DAGLIGA INTAG OCH GRÄNSVÄRDEN .....	17
EKOLOGISK ÄGGPRODUKTION .....	17
<i>Regler enligt KRAV</i> .....	18
<i>Foder till värphöns</i> .....	18
TIDIGARE STUDIER .....	19
<i>Livsmedelsverkets kontrollprogram</i> .....	19
<i>Utländska studier</i> .....	20
<b>METOD</b> .....	<b>23</b>
PROVTAGNING .....	23
UNDERSÖKTA GÅRDAR .....	23
PROVHANTERING .....	24
ANALYSMETOD .....	24
STATISTIK OCH BERÄKNINGAR .....	25
<b>RESULTAT</b> .....	<b>27</b>
TEQ KONCENTRATION I ÄGG OCH FODER .....	27
KONCENTRATION AV ENSKILDA KONGENER .....	29
<i>Ägg</i> .....	29
<i>Foder</i> .....	30
KONCENTRATIONER AV INDIKATOR PCBER .....	34
AVVIKANDE GÅRDAR .....	35
KORRELATION MELLAN HALTEN I FODER OCH ÄGG .....	36
FETT- OCH VATTENHALT .....	36
<b>DISKUSSION</b> .....	<b>37</b>
GRÄNSVÄRDEN .....	37
ANALYSOSÄKERHET .....	37
KONCENTRATION AV ENSKILDA KONGENER .....	38
DIOXINHALTER I VEGETABILISKA FODER .....	38
TILLSATS AV FISKMJÖL I FODER SOM KÄLLA .....	39
SAMBAND MELLAN HALTEN I FODER OCH ÄGG .....	41

ANDRA FAKTORERS PÅVERKAN .....	42
INDIKATOR PCBER .....	43
JÄMFÖRELSE MED ANDRA STUDIER .....	44
<i>Livsmedelsverkets studier</i> .....	44
<i>Utländska studier</i> .....	45
SLUTSATS .....	47
<b>REFERENSER</b> .....	<b>48</b>

## **Förkortningar och förklaringar**

AhR	aryl hydrocarbon receptor
CYP	cytokrom P450
Dioxiner	Samlingsnamn för PCDD och PCDF
PCDD	polyklorerad dibenzo- <i>p</i> -dioxin
PCDF	polyklorerad dibenzofuran
PCB	polyklorerad bifenyl
TEF	Toxisk ekvivalentfaktor
TEQ	Toxisk ekvivalentkoncentration
TDI	Tolerabelt dagligt intag

## FÖRORD

Denna rapport är ett examensarbete inom utbildningen i ekotoxikologi vid Uppsala universitet. Föreningen för ekologisk fjäderfäproduktion har i samarbete med SFS Svenska ägg beviljats projektmedel av Jordbruksverket för att utföra studie.

Jag vill tacka följande personer som hjälpt mig med genomförandet av detta examensarbete:

- Min handledare Björn Brunström, Avdelningen för ekotoxikologi vid Uppsala Universitet för värdefulla kommentarer, svar på frågor och för genomläsning av rapporten.
- Åsa Odelros, rådgivare ekologisk fjäderfäproduktion och projektledare, för all kunskap om ekologisk äggproduktion du delat med dig av och för trevligt resesällskap.
- Marie Aune, Lotta Larsson och övrig personal på kemiska enheten 2, Livsmedelsverket, för hjälp med beredning av äggprover.
- Petra Bergkvist på Enheten för kontrollprogram vid Livsmedelsverket, Päivi Roukojärvi på Avdelningen för miljöhygien vid Folkhälsoinstitutet i Finland, Katrin Lundstedt-Enkel på Avdelning för ekotoxikologi vid Uppsala Universitet, Roger Herbert på Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet och alla andra personer som tagit sig tid och svarat på mina frågor.
- Alla lantbrukare som har delat med sig av ägg, foder och tid.
- Daniel och min familj för att ni alltid ställer upp.

## **SAMMANFATTNING**

Under Livsmedelsverkets årliga kontroller av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg har det framkommit att ekologiska ägg från höns utfodrade med foder innehållande fiskmjöl har höga halter. Halterna var vid några tillfällen nära det gränsvärde för dioxiner som började gälla för ekologiska ägg den 1 januari 2005. Sedan Livsmedelsverkets studier har fiskmjölskoncentrationen i fodret sänkts och fiskmjölsleverantören bytts ut.

Från andra länder har det även förekommit rapporter om höga halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg från höns som har möjlighet att vistas ute.

Föreningen för ekologisk fjäderfäproduktion i samarbete med SFS Svenska ägg har beviljats projektmedel av Jordbruksverket för att utreda och kartlägga halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg. Detta examensarbete ingår i studien och omfattar den ena av två delprovtagningar. I detta examensarbete har främst fodrets betydelse för halten av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg undersökts.

Ägg och jord från femton gårdar med ekologisk äggproduktion har samlats in. På fem av dessa gårdar utfodrades hönsen med helt vegetabiliskt foder, medan hönsen på tio gårdar utfodrades med foder innehållande fiskmjöl.

Resultaten tyder på att tillsats av fiskmjöl i det ekologiska fodret har varit en starkt bidragande orsak till de förhöjda halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg. De reduceringar av fiskmjölskoncentrationen och bytet av fiskmjölsleverantör som genomförts har resulterat i så låga halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i foder och därmed i ägg, att halterna i ägg nu ligger långt under gränsvärdet. Dock var halterna i mars fortfarande något högre i ägg från höns som utfodrats med foder innehållande fiskmjöl än i ägg från andra produktionssystem och i ägg från höns utfodrade med helt vegetabiliskt foder.

I examensarbetet har också andra faktorer påverkan, som ålder och ströbäddsmaterial, på halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg undersökts. Dock är de övriga faktorer som skulle kunna påverka halterna i ägg för många för att deras betydelse skall kunna klargöras i denna studie.

## INLEDNING

### Bakgrund

Människor exponeras för dioxiner och dioxinlika föreningar främst genom födan (>90 %), och då framförallt genom mat från djurriket (van Leeuwen *et al.* 2000). Halten av dioxiner och PCBer i bröstmjölks från kvinnor i Stockholmsregionen var år 1997 endast 20 % respektive 30 % av halten år 1972 (Norén & Meironyté 2000), vilket visar att människors intag av dioxiner och PCBer har sjunkit avsevärt. Trots det har 13 % av den svenska befolkningen beräknats ha ett dagligt intag som överskrider det tolerabla intaget av dessa föreningar enligt EU:s vetenskapliga livsmedelskommitté (Öberg 2003). För att förhindra att människor exponeras för halter som kan ge negativa hälsoeffekter har gränsvärden för dioxinhalter i livsmedel och foder bestämt, och EU:s medlemsländer ska utföra kontroller av att de gällande gränsvärdena inte överskrids.

Ägg är ett av de födoämnen som enligt EU rekommendation 2004/705/EG ska kontrolleras och i Sverige är det Livsmedelsverket som ansvarar för kontrollen av livsmedel. Det har vid kontroller av dioxinhalten i ägg framkommit att vissa ekologiska ägg har högre halter av dioxiner och dioxinlika PCBer än ägg från burhöns och ägg från frigående höns inomhus (Bergkvist 2004, Bergkvist *et al.* 2005). Även i studier från andra länder har höga halter av dioxiner och PCBer påvisats i ägg från vissa produktionssystem. I Nederländerna påvisades så höga dioxinhalter i ägg från några ekologiska äggproducenter att dessa producenter fick tillfälligt säljförbud (Traag *et al.* 2002).

I Sverige fanns i september 2004 uppskattningsvis 5,5 miljoner värphöns, varav ungefär 6 % hölls inom ekologisk produktion, 52 % inom frigående system inomhus och 42 % var burhöns (Karlsson 2005).

I konventionellt hönsfoder till värphöns i bur och frigående värphöns tillsätts syntetiska aminosyror, vilket inte är tillåtet för ekologiska foder. För att tillföra viktiga aminosyror tillsätts därför fiskmjöl till det ekologiska foder som dominerar på den svenska marknaden (Bergkvist *et al.* 2004). Livsmedelsverkets undersökningar från år 2003 och 2004 inom kontrollprogrammet för dioxin, påvisade förhöjda halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg från höns som ätit värpfoder med fiskmjöl. Ägg från ekologiska höns som ätit helt vegetabiliskt foder hade däremot halter som låg i nivå med halten i konventionella ägg

(Bergkvist 2004, Bergkvist *et al.* 2005). Enligt Scientific Committee on Animal Nutrition, SCAN, är fiskmjöl och fiskolja från Europa de fodermaterial som innehåller högst dioxinhalter (SCAN 2000).

När andra länder har rapporterat om höga halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg har det ofta handlat om ägg från höns som vistas utomhus. Hönsens utevistelse har framhållits som en trolig källa till dioxiner och PCBer då dessa höns i högre grad exponeras för miljöföroreningar (Shuler *et al.* 1997, Traag *et al.* 2002, Air *et al.* 2003, Pirard *et al.* 2003, Overmeire *et al.* 2005). Höns som vistas utomhus kan få i sig dioxiner och PCBer genom intag av bland annat jord, växter, maskar och insekter (SCAN 2000).

Eftersom tillgängliga uppgifter indikerat att ekologiska ägg och andra ägg från höns som vistas ute innehåller högre dioxinhalter än ägg från burhöns, föreskrev EU en övergångsperiod innan gränsvärdet för dioxiner tillämpades på ägg från utehöns. Detta för att man skulle få en chans att vidta åtgärder för att sänka halterna i dessa ägg. Från och med den 1 januari 2005 började gränsvärdet gälla för alla ägg (EU förordning 684/2004/EG).

#### *Examenarbetets syfte*

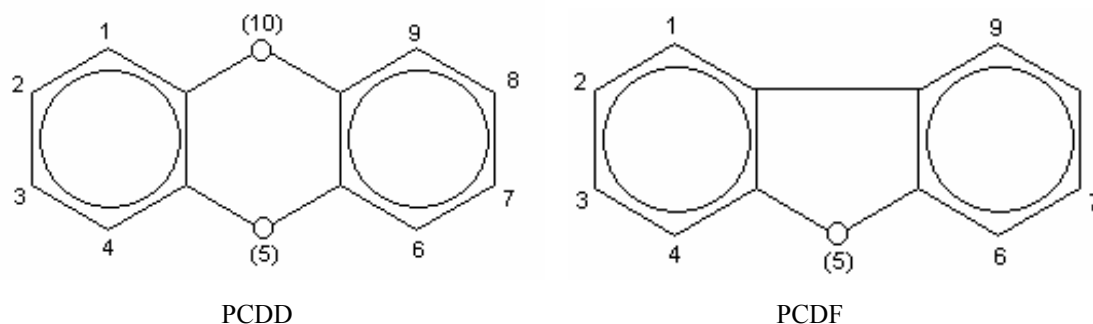
Föreningen för ekologisk fjäderfäproduktion har i samarbete med SFS Svenska ägg beviljats pengar av Jordbruksverket för att utföra en studie där halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg ska utredas och kartläggas. Projektet är uppdelat i två provtagningsomgångar, varav den första delen ingår i examensarbetet. Under den första delen med provtagning i mars 2005 utreds främst fodrets betydelse för halten av dioxiner och dioxinlika PCBer i äggen. Vid det andra provtagningstillfället i augusti 2005 tas prover av ägg, foder och jord för att undersöka hur hörnas utevistelse under sommaren påverkar halten av dioxiner och dioxinlika PCBer i äggen. Syftet med examensarbetet som beskrivs i denna rapport är att kartlägga halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg i Sverige och att utreda fodrets inverkan på halterna i ägg.



## Allmänt om dioxiner och PCBer

### PCDD och PCDF

Polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF) är två närbesläktade grupper av plana, tricykliska organiska föreningar (figur 1). PCDD och PCDF brukar ofta sammanfattas under beteckningen dioxiner, vilket även kommer att göras i denna rapport. PCDD och PCDF består av 75 respektive 135 olika kongener. De enskilda kongenerna har olika antal och placering av kloratomerna och det är detta som bestämmer de enskilda kongenernas namn och egenskaper. Alla kongener är mer eller mindre fettlösliga och bioackumulerande, men många är förhållandevis lättnedbrytbara. Av de totalt 210 kongenerna bedöms endast 17 kongener, varav sju PCDD och tio PCDF, vara både mycket toxiska och persistenta. Dessa högtoxiska kongener har kloratomer i åtminstone 2, 3, 7 och 8 positionerna och har fyra till åtta kloratomer. De är mycket svårnedbrytbara och mycket lipofila och det är främst dessa kongener man återfinner i levande organismer. Den mest studerade och sannolikt även mest toxiska av de 17 högtoxiska dioxinerna är 2,3,7,8-tetraklordibenso-p-dioxin (TCDD). Se tabell 1 för en presentation av samtliga högtoxiska dioxiner.



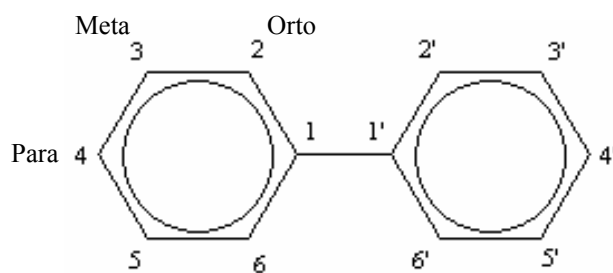
Figur 1. Generell molekylstruktur av polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF).

### PCBer

Polyklorerade bifenyler (PCBer) uppkommer genom att väteatomerna i en bifenyilmolekyl helt eller delvis ersätts av kloratomer (figur 2). Teoretiskt kan det bildas 209 PCB-kongener, vilka har olika kloreringsgrad och olika placering av kloratomerna. Persistensen och fettlösligheten hos PCB-kongenerna ökar med kloreringsgraden. Även kloratomernas placering påverkar PCB-kongenernas persistens (Bernes 1998). De positioner i de aromatiska ringarna där en väteatom kan ersättas av en kloratom anges med sifferbeteckningar, vilka sedan används vid namngivningen av de olika kongenerna. Positionerna kan även delas in i orto-, meta-, och parapositioner. PCB-kongener som saknar klor i ortoposition (non-orto) eller endast har en kloratom i ortoposition (mono-orto) kan få en delvis plan struktur som

liknar dioxinernas. Tolv PCB-kongener, varav fyra non-orto och åtta mono-orto, orsakar effekter som liknar dioxinernas och brukar därför kallas för dioxinlika PCBer. Samtliga dioxinlika PCB-kongener presenteras i tabell 1.

I blandningar av PCBer brukar ofta den totala PCB-koncentrationen uppskattas genom analys av de så kallade indikator-PCB-kongenerna (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180). Dessa PCB-kongener har valts ut för att de är lämpliga representanter för alla PCBer eftersom de dominerar i biologiskt och abiotiskt material. PCB 28 och 118 är mono-orto PCBer, medan övriga kongener har två kloratomer i orto-position (Baars *et al.* 2004).



Figur 2. Generell molekylstruktur för polyklorerade bifenyl (PCBer).

### Toxiskt ekvivalentsystem

I miljön och biologiskt material förekommer många dioxiner och dioxinlika PCBer i komplexa blandningar. För att underlätta riskbedömning av dessa blandningar har olika system med toxiska ekvivalentfaktorer (TEF) utvecklats. Vid utvecklande av de toxiska ekvivalentfaktorerna har toxiciteten hos de högtoxiska kongenerna, grundat på tillgängliga *in vivo* och *in vitro* studier, jämförts med toxiciteten hos 2,3,7,8-TCDD. Den toxiska ekvivalentfaktorn för 2,3,7,8-TCDD har satts till 1 och övriga kongener har tilldelats en toxisk ekvivalentfaktor mellan 1,0 och 0,0001 beroende på hur toxisk kongenen är (van den Berg *et al.* 1998; tabell 1).

Enligt Ahlborg *et al.* (1994) måste ett ämne uppfylla följande kriterier för att inkluderas i ett TEF-system för dioxinlika föreningar:

- Ha en strukturell uppbyggnad som liknar PCDD och PCDF
- Binda till Ah-receptorn
- Orsaka biokemiska och toxiska responser när det är bundet till Ah-receptorn
- Vara stabilt och ackumuleras i näringskedjan.

Ett provs toxiska ekvivalentkoncentration (TEQ) är ett mått på provets toxicitet uttryckt som

om allt förelåg som 2,3,7,8-TCDD. TEQ-koncentrationen beräknas genom att halten av varje kongen multipliceras med respektive kongens TEF, varefter produkterna summeras (van den Berg *et al.* 2000).

Under de senaste årtiondena har ett antal olika TEF-system utvecklats. I denna studie används de senaste WHO-TEF-värdena vilken presenterades år 1998 (Van den Berg *et al.* 1998). Vid TEQ-beräkning med dessa TEF-värden fås ett ungefär 10 % högre värde än vid användande av de internationella TEF-värdena (I-TEF) som presenterades av NATO/CCMS år 1988 (van Leeuwen *et al.* 2000).

Tabell 1. Toxiska ekvivalentfaktorer (TEF) för dioxinlika ämnen enligt WHO-TEF-systemet (van den Berg *et al.* 1998). Förkortningar som används i figur 6 är angivna.

Kongener	Förkortningar som används i figur 6	WHO Toxikologisk ekvivalentfaktor (TEF)
<b>Dioxiner (PCDD)</b>		
2,3,7,8 – TCDD	TCDD	1
1,2,3,7,8 – PeCDD	PeCDD	1
1,2,3,4,7,8 – HxCDD	HxCDD1	0,1
1,2,3,6,7,8 – HxCDD	HxCDD2	0,1
1,2,3,7,8,9 – HxCDD	HxCDD3	0,1
1,2,3,4,6,7,8 – HpCDD	HpCDD	0,01
OCDD	OCDD	0,0001
<b>Furaner (PCDF)</b>		
2,3,7,8 – TCDF	TCDF	0,1
1,2,3,7,8 – PeCDF	PeCDF1	0,05
2,3,4,7,8 – PeCDF	PeCDF2	0,5
1,2,3,4,7,8 – HxCDF	HxCDF1	0,1
1,2,3,6,7,8 – HxCDF	HxCDF2	0,1
1,2,3,7,8,9 – HxCDF	HxCDF3	0,1
2,3,4,6, 7,8 – HxCDF	HxCDF4	0,1
1,2,3,4,6,7,8 – HpCDF	HpCDF1	0,01
1,2,3,4,7,8,9 – HpCDF	HpCDF2	0,01
OCDF	OCDD	0,0001
<b>Dioxinlika PCBer</b>		
<i>Non-orto PCB</i>		
3,3',4,4'-TCB	PCB 77 <sup>a</sup>	0,0001
3,4,4',5'-TCB	PCB 81 <sup>a</sup>	0,0001
3,3',4,4',5'-PeCB	PCB 126 <sup>a</sup>	0,1
3,3',4,4',5,5'-HeCB	PCB 169 <sup>a</sup>	0,01
<i>Mono-orto PCB</i>		
2,3,3',4,4'-PeCB	PCB 105 <sup>a</sup>	0,0001
2,3,4,4',5'-PeCB	PCB 114 <sup>a</sup>	0,0005
2,3',4,4',5'-PeCB	PCB 118 <sup>a</sup>	0,0001
2',3,4,4',5'-PeCB	PCB 123 <sup>a</sup>	0,0001
2,3,3',4,4',5'-HxCB	PCB 156 <sup>a</sup>	0,0005
2,3,3',4,4',5'-HxCB	PCB 157 <sup>a</sup>	0,0005
2,3',4,4',5,5'-HxCB	PCB 167 <sup>a</sup>	0,00001
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB	PCB 189 <sup>a</sup>	0,0001

<sup>a</sup> Numrering enligt IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry).

Förkortningar: T, Tetra; Pe, Penta; Hx, Hexa; Hp, Hepta; O, Octa;

CDD, klorerad dibenso-p-dioxin; CDF, klorerad dibensofuran; CB, klorerad bifenyl.

## Utsläppskällor

### *Dioxiner*

Dioxiner har aldrig producerats kommersiellt, utan bildas oavsiktligt vid olika processer och verksamheter (Bergqvist et al. 2005). Dioxiner kan bildas under naturliga förhållanden som till exempel vid skogsbränder, men den största mängden bildas under antropogena förhållanden (van den Heuvel & Lucier 1993). De bildas i de flesta termiska reaktioner som involverar förbränning av klorerade organiska eller oorganiska föreningar (Rappe 1996), såsom i stålverk och vid förbränning av fossila bränslen och hushållssopor. Även oavsiktliga bränder på soptippar kan vara en stor källa till dioxinbildning (Bergqvist et al. 2005).

Dioxiner kan bildas som oönskade biprodukter vid många kemiska reaktioner som vid syntes av t.ex. PCB, klorerade fenoler och klorerade fenoxisyror (Rappe 1996). Tidigare har klorblekning av papper varit en betydande källa liksom kloralkali-fabriker med grafitelektroder (Bergqvist et al. 2005).

### *PCBer*

PCBer egenskaper, såsom att de är kemiskt stabila, flamsäkra och icke strömförande, har medfört att PCB-produkter använts i stor skala inom många områden (Safe 1993), t.ex. i kondensatorer, transformatorer, värmeutbytes-vätskor, flamskyddsmedel, trycksvärta, bindningsmedel i färger, mjukgörare, ytmedel och isoleringsmaterial i kablar (Bergqvist et al. 2005). År 1973 begränsades PCB-användandet i Sverige och 1978 förbjöds all ny användning av PCB i Sverige. Sedan 1995 är all användning av PCB förbjuden i Sverige (de Wit & Strandell 2000).

## **Förekomst i miljön**

I miljön och biologiskt material förekommer blandningar med varierande koncentrationer av de olika dioxin- och PCB-kongenerna. Vilken koncentration av respektive kongen som förekommer i miljön styrs av kongenens löslighet, flyktighet och nedbrytnings- och metabolismhastighet (Van den Berg et al. 1998). Biologiskt material innehåller ofta endast 2,3,7,8-klorerade dioxinkongener, eftersom övriga kongener metaboliseras lätt (Alcock & Jones 1996).

På grund av deras låga vattenlöslighet är dioxiner och generellt också PCBer i miljön starkt bundna till organiskt material i jord och till suspenderade partiklar och sedimentpartiklar i

vatten. De högsta koncentrationerna av dioxiner finns vanligtvis i jord och sediment, medan den högsta PCB-belastningen normalt finns i jord (Bergqvist et al. 2005).

### *Luft*

Mängden dioxiner och PCBer i luft utgör endast en liten andel av den totala mängden i miljön, men atmosfären spelar trots det en stor roll för transport och fördelning av dioxiner. För dioxiner totalt dominerar torrdepositionen, men våtdepositionen bidrar med mer högklorerade dioxiner. Dioxiner genomgår långväga lufttransporter och det har beräknats att för alla kategorier av utsläppskällor, förutom förbränning av sopor, transporteras över 70 % av alla dioxinmissioner längre än 100 km från källan (Bergqvist *et al.* 2005).

### *Jord*

I miljön är dioxiner och PCBer oftast starkt bundna till organiskt material, men en liten del av de mindre hydrofoba PCB-kongenerna återfinns lösta i porvatten. På grund av den starka bindningen till organiskt material återfinns dioxiner och PCBer främst i det översta lagret av jorden och transporteras mycket lite vertikalt. Transport av dessa ämnen sker därför främst genom rörelse av de jordpartiklar ämnena är bundna vid (Bergqvist *et al.* 2005).

Överföringen av dioxiner från jord till växter är av liten betydelse. Däremot kan deposition av partiklar ske direkt på växternas bladdelar, vilket medför att betande djur kan få i sig dioxiner genom intag av växter (Bergqvist *et al.* 2005).

### *Vatten*

Dioxinhalten i vatten är vanligtvis låg eftersom ämnena adsorberas till partiklar. Dock kan partiklar med adsorberat dioxin suspenderas i vattnet (van den Heuvel & Lucier 1996). PCB-halten är vanligen högre i sediment och suspenderat material än i vattenmassan, men lågklorerade och mer vattenlösliga kongener kan befinna sig i löst form i vatten (Bergqvist *et al.* 2005).

### *Nedbrytning*

Halveringstiden för en kemikalie i naturen beror inte bara på kemikaliens egenskaper utan även på omkringliggande miljö. Faktorer såsom intensitet på solljuset, koncentration av hydroxylradikaler, sammansättning av mikroorganismer samt temperatur påverkar kemikaliens halveringstid (Bergqvist *et al.* 2005).

Hydrolys är försumbar som nedbrytningsväg för dioxiner och dioxinlika PCBer (Sinkkonen & Paasivirta 2000) och mycket få bakterier och svampar anses kunna bryta ner dioxiner. I naturen bryts dioxiner därför främst ner genom fotolys (van den Heuvel & Lucier 1996). Fotonedbrytning av dioxiner och PCBer kan ske i atmosfären, i ytvatten och på jord (Sinkkonen & Paasivirta 2000). PCBer kan brytas ned biologiskt, genom aerob nedbrytning eller anaerob nedbrytning, under många förhållanden. Vid aerob nedbrytning bryts endast lågklorerade PCB-kongener (mono- till tetrasubstituerade) ner, medan anaerob nedbrytning, vilket t.ex. sker i akvatiska sediment, främst omvandlar högt klorerade PCB-kongener till lägre klorerade kongener (Bergqvist *et al.* 2005).

Halveringstiden för dioxiner i luft över Östersjön har uppskattats vara från 8 till 400 dagar (Naturvårdsverket 2005). För olika PCB-kongener beräknas halveringstiden i luft variera från 3 till 120 dagar (Sinkkonen & Paasivirta 2000). Fotolys på markytan är i allmänhet begränsad till mindre än en mm av den översta jorden (Sinkkonen & Paasivirta 2000), vilket gör att halveringstiden för dioxiner i jord nära ytan är 10 år eller mer, medan halveringstiden kan vara upp till 100 år djupare ner i jorden (Bergqvist *et al.* 2005). Dioxiner i sediment kan ha halveringstider på upp till flera hundra år. Halveringstiden för olika PCB-kongener i jord och sediment varierar från några år upp till flera årtionden (Sinkkonen & Paasivirta 2000).

### *Trender i miljön*

Under det senaste århundradet har mänskliga aktiviteter dominerat tillförseln av dioxiner till miljön. Utsläppen av dioxiner till Europas och Nordamerikas miljö ökade troligen efter 1940-talet, var som störst under 1960 och 1970-talen och avtog från slutet av 1970-talet till tidigt 1990-tal (Alcock & Jones 1996). Flera miljöövervakningsprogram visar på kraftiga sänkningar av halterna av dioxiner och PCBer i miljön. T.ex. visar en undersökning av i sillgrissleägg från Östersjöregionen att halterna sjönk snabbt från 1970 fram till mitten av 1980-talet, men att det därefter inte har skett någon påtaglig förändring (Olsson *et al.* 2003). Även PCB-halten i sillgrissleägg har sjunkit mycket sedan 1970-talet, med en total sänkning på nästan 90 % till år 2003. Från 1970-talet till år 2003 har också PCB-halterna i strömming från Östersjön sjunkit med 70-90 % (Bignert *et al.* 2005). Däremot har varken halten av dioxiner eller PCBer i strömming från Östersjön sjunkit under 1990-talet (Olsson *et al.* 2003).

### **Effekter av exponering för dioxinlika ämnen**

#### *Ah-receptorn*

Dioxiner och dioxinlika PCBer verkar via samma verkningsmekanism. De är agonister till

den så kallade Ah-receptorn (Aryl hydrocarbon), och ger därför samma effekter. Dioxinlika ämnens bindning till Ah-receptorn utlöser en kedja av molekylära reaktioner som ännu inte är fullt kända. Den aktiverade receptorn har två typer av effekter. Dels utlöses omedelbar aktivering av tyrosinkinaser och dels induceras transkription av vissa gener, bl.a. gener som kodar för metaboliserande enzymer som cytochrom P450. Ett stort antal olika effekter har rapporterats från många studier med försöksdjur exponerade för dioxiner och dioxinlika PCBer. Mest information finns om effekterna från exponering av 2,3,7,8-TCDD (TCDD) eftersom detta ämne är det mest studerade av dioxinerna (van Leeuwen et al. 2000).

### *Cancer*

2,3,7,8-TCDD har visat sig vara cancerogent för många djurarter vid flera kroniska studier. I korttidsstudier har inte direkt DNA-skadande effekter av TCDD observerats, vilket tyder på att TCDD inte fungerar som en cancerogen initiator. Däremot är sekundära mekanismer viktiga eftersom TCDD och flera andra dioxiner och dioxinlika PCBer påverkar den normala tillväxtkontrollen och differentieringsstatusen, d.v.s. de fungerar som tumörpromotorer (van Leeuwen *et al.* 2000). The International Agency of Research on Cancer (IARC), som klassificerar kemikalier efter hur cancerframkallande de är, har placerat TCDD i den farligaste kategorin (Öberg 2003).

### *Ej cancerogena effekter*

Många av effekterna vid TCDD-exponering har i försöksdjur framkallas först vid relativt höga doser. Sådana effekter är bland annat dödlighet, avmagring, förtvinning av lymfkörtlar och gonader, klorakne och levertoxicitet, nervtoxicitet hos vuxna och hjärttoxicitet. De känsligaste effekterna sker genom påverkan under utvecklingsstadiet med effekter på speciellt nervsystemet och reproduktionssystemet. Både under utvecklingsstadiet och hos vuxna individer kan toxiska effekter på immunsystemet förekomma (Birnbau & Tuomisto 2000).

Hos människor som exponerats akut för relativt höga doser dioxinlika ämnen är klorakne den mest välkända effekten (Öberg 2003). Även ökad dödlighet i hjärt-kärlsjukdomar och ej maligna leversjukdomar har observerats i grupper exponerade för relativt höga doser (van Leeuwen *et al.* 2000). Exponering för låga halter av dioxiner och PCBer misstänks kunna orsaka störningar under utvecklingen, vilket inkluderar låg födelsevikt, förändringar på thyroidhormonnivån, förseningar av den motoriska utvecklingen och beteendestörningar (Feeley & Brouwer 2000).

## **Kinetik**

De viktigaste faktorerna som påverkar dioxinernas och dioxinlika ämnens toxikokinetik är ämnens lipofilitet, metabolism och bindning till CYP1A2 i levern. Lipofiliteten ökar med kloreringsgraden och påverkar ämnets absorption och fördelning över vävnader.

Metabolismen är det hastighetsbegränsande steget för eliminering. Bindningen till CYP1A2 orsakar en omfördelning av dioxinlika ämnen från fettvävnader till levern (van Birgelen & den Berg 2000).

### *Upptag och fördelning*

Exponering för dioxiner och PCBer sker främst genom oralt intag vilket gör att kroppen tar upp största delen av dessa föreningar från mag- och tarmkanalen. De hastighetsbegränsande faktorerna för upptag från mag- och tarmkanalen verkar vara ämnets molekylstorlek och lipofilitet (Öberg 2003). För många djurarter är upptaget av dioxiner och PCBer från mag-tarmkanalen mindre för de högst klorerade kongenerna (de Wit & Strandell 2000), vilket t.ex. har visats hos höns (Stephens *et al.* 1995, Pirard & De Pauw 2005).

När dioxiner har tagits upp i kroppen fördelas de till vävnader med högt fetthinnehåll, såsom fettvävnad och lever (de Wit *et al.* 2000, Petreas *et al.* 1991). Hos höns exponerade för foder kontaminerat med dioxiner och dioxinlika PCBer hade levern fyra gånger högre halter än hjärta, buk fett, bröstmuskel, njure och serum när halten uttrycktes på fettbasis (Pirard & De Pauw 2005). Efter att värphöns exponerats för dioxinkontaminerad jord under 80 dagar hade 5 till 30 % av det totala dioxinintaget utsöndrats i ägg, medan 7-54 % ansamlats i fettvävnad och 0,5 % i levern (Stephens *et al.* 1995).

### *Metabolism och eliminering*

Både dioxiner och dioxinlika PCBer metaboliseras av P450-monooxygenassystemet i levern till mer polära föreningar (de Wit & Strandell 2000). Cytokrom P450 1A har förknippats med metabolismen av vissa dioxiner och dioxinlika PCB-kongener, medan Cytokrom P450 2B verkar vara involverat i metabolismen av ej plana PCBer (van Birgelen & van den Berg 2000). De polära metaboliterna utsöndras via fekalier och urin, men även den ursprungliga föreningen kan till viss del utsöndras via fekalierna. Hos hondjur av däggdjur respektive fåglar och fiskar kan eliminering av föreningarna även ske via bröstmjölk respektive ägg (de Wit & Strandell 2000).



På grund av att den metaboliska omvandlingen är låg är halveringstiderna för dioxiner och PCBer tämligen höga. De flesta 2,3,7,8-klorerade dioxinkongener har en uppskattad halveringstid på 3-16 år (Flesch-Janys *et al.* 1996). Det finns få rapporter om halveringstider för PCBer, men halveringstiden för några enstaka PCB-kongener i människa har rapporterats variera från 1 till 7 år (Öberg 2003). Dioxiners halveringstid i laboratoriedjur tenderar vara mycket kortare än i människor (Öberg 2003).

### **Tolerabla dagliga intag och gränsvärden**

Det tolerabla dagliga intaget (TDI) är en uppskattning av den mängd dioxinlika ämnen, uttryckt per kg kroppsvikt, som i genomsnitt kan intas per dag under en livstid utan en betydande hälsopåverkan (Öberg 2003). WHO har fastställt ett TDI på 1-4 pg TEQ/kg kroppsvikt vilket är baserat på data om de mest känsliga responserna i djurstudier (van Leeuwen *et al.* 2000). Inom EU fastställde Scientific Committee on Food år 2001 ett tolerabelt veckointag på 14 pg WHO TEQ/kg kroppsvikt (Scientific Committee on Food 2001), vilket ger ett TDI på 2 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt/dag. Enligt en intagsberäkning av dioxiner och dioxinlika PCBer, som utförts av Livsmedelsverket under 2004-2005, är medianintaget för Sveriges vuxna konsumenter 1,1 pg WHO-TEQ/kg kroppsvikt och dag. Ägg bidrar med knappt 1 % till det dagliga intaget (Bergkvist *et al.* 2005).

Sedan år 2001 är gränsvärdet för dioxinhalten i ägg 3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fett (EU direktiv 2375/2001/EG). Ägg från utehöns undantogs tidigare från gränsvärdet, men från och med 1 januari 2005 tillämpas detta gränsvärde för alla ägg. Gränsvärdet för foder är 0,75 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg foder med 12 % vattenhalt (EU direktiv 2003/57/EG). Den rekommenderade åtgärdsgränsen för ägg är 2,0 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fett och för foder 0,40 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg foder med 12 % vattenhalt. Om åtgärdsgränsen överskrids ska orsakerna till detta utredas och förebyggas (EU rekommendation 2002/201/EG).

Idag finns inget gällande gränsvärde för dioxinlika PCBer i ägg men enligt ett förslag från EU ska det inom en snar framtid finnas ett gemensamt gränsvärde för dioxiner och dioxinlika PCBer.

### **Ekologisk äggproduktion**

I september 2004 fanns ungefär 5,5 miljoner värphöns i Sverige, varav 318 000 hölls i ekologisk produktion. Av övriga värphöns hölls 2,9 miljoner i frigående produktionssystem och 2,3 miljoner höns hölls i burar (Karlsson 2005). Både ekologiska höns och höns inom ej

KRAV-godkända frigående system får gå fritt inomhus. Ekologiska höns ska dessutom vara ute på bete under sommaren, ska få tillgång till dagsljus och har större möjligheter att utföra sina naturliga beteenden än konventionella höns. I många andra EU-länder förekommer det att konventionella höns har daglig tillgång till utevistelse, men i Sverige tillämpas inte denna variant av hönshållning i någon stor utsträckning (Konsumentverket 2004).

Höns kommer igång med värpningen vid 18 veckors ålder (Å. Odelros, muntligen) och i genomsnitt värper en värphöna 300-320 ägg om året (Konsumentverket 2004).

### *Regler enligt KRAV*

Höns inom KRAV-godkänd produktion ska ha tillgång till sandbad, sittpinnar och värpreden i sådan utsträckning att alla djur fritt kan utnyttja dessa. Under betesperioden ska hönsen kunna vistas ute på betesmark åtminstone dagtid. För ekologiska värphöns får det totalt finnas 3000 djur per byggnad. Det får finnas max 6 höns per m<sup>2</sup> golvyta (inklusive värprede) om inte byggnaden är uppförd före 24 augusti 1999 då det istället får finnas högst 7 höns per m<sup>2</sup> golvyta (exklusive värprede). Med golvyta menas våningsplan och ströyta. Minst en tredjedel av värphönsens inneplats ska utgöras av ströbädd (KRAV 2005).

Vid ekologisk äggproduktion är målet att 100 procent av fodret ska vara KRAV-godkänt. Maximalt 15 procent av det årliga foderintaget och 25 procent av det dagliga foderintaget får bestå av foder som kommer från produktion som inte är KRAV-godkänd. Ekologiska höns ska ha fri tillgång till grovfoder. Med grovfoder avses bete, hö, ensilage, helsädesensilage, grönfoder, halm, löv, bark, kvistar, rotfrukter (ej potatis) och betmassa (KRAV 2005). Köttprodukter är inte tillåtna att användas till foder för värphöns (Konsumentverket 2000). Däremot får andra animaliska fodermedel såsom mjölk- och mejeriprodukter, fisk och andra havsdjur användas. Det är tillåtet att komplettera fodret med t.ex. snäckskal, spårämnen, vitaminer och mineraler medan renframställda aminosyror och urea däremot inte får sättas till fodret (KRAV 2005).

### *Foder till värphöns*

Hönsen behöver protein för sin egen kropp men den största delen används till uppbyggnaden av äggen (Odén, 1994). Metionin är den aminosyra som främst begränsar hönsens möjlighet att värpa och brist på den kan leda till störningar som kannibalism och fjäderplockning (Konsumentverket 2004). Metionin finns framförallt i fisk- och köttmjölk, havre samt mjölk.

Även lysin är en viktig aminosyra som finns i ärter, raps och sojaböner (Odén 1994).

För att förhindra att hönorna får brist på aminosyror tillsätts fiskmjöl till det ekologiska fodret Sundfor värp som levereras av Lantmännen. Lantmännen har även ett helt vegetabiliskt foder, Sundfor värp veg. Spannfod Agro AB har ett helt vegetabiliskt foder, Harmoni. Dessa tre ekologiska foder finns vardera i två olika varianter eftersom hönsens behov varierar med åldern. De två varianterna av Sundforfodren heter hel respektive skal, och de två Harmonifodren heter F1 och F2.

Fiskmjölskoncentrationen i fodret Sundfor värp har sänkts i omgångar.

Fiskmjölskoncentrationen i fodret var 7-9 % till och med slutet av april 2004 då halten sänktes till 5,5 %. Den 29 december 2004 gjordes ytterligare en sänkning av fiskmjölskoncentrationen till 3,5 %. I slutet av januari 2005 bytte Lantmännen till en norsk fiskmjölsleverantör (A. Almgren, muntligen). Enligt fodrens innehållsförteckningar innehåller Harmonifodren 36-42 % vete och Sundforfodren 52-65 % vete. Alla foder innehåller även t.ex. havre och majs gluten. Harmonifodren innehåller även bl.a. ärter, medan Sundforfodren bl.a. innehåller sojaböna.

### **Tidigare studier**

#### *Livsmedelsverkets kontrollprogram*

Sverige anslöts till EU:s kontrollprogram under andra halvan av 2003 och Livsmedelsverket har sedan dess undersökt dioxinhalten i ägg i flera omgångar (Bergkvist 2004).

Sedan 2003 har Livsmedelsverket totalt låtit analysera 9 äggprover från burhöns, 4 prover från frigående äggproduktion samt 23 prover från ekologisk produktion. Av de ekologiska äggen var 16 äggprover från höns som utfodrats med foder innehållande fiskmjöl och 7 äggprover var från höns som utfodrats med vegetabiliskt foder. Provtagningarna skedde i november 2003, april 2004, juni 2004 samt december 2005 (Bergkvist 2004).

Jordbruksverket, som ansvarar för provtagning av foder, har undersökt halten av dioxin och dioxinlika PCBer i foder för värphöns vid några tillfällen.

Halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer var likartade i burägg, ägg från frigående höns, samt ekologiska ägg från höns som utfodrats med vegetabiliskt foder (tabell 2). Enda undantaget var i april 2004 då halten dioxinlika PCBer var något förhöjd (0,7 pg TEQ PCB/g fett) i ett äggprov från en ekologisk gård där hönsen utfodrats med vegetabiliskt foder.

Under Livsmedelsverkets provtagningar var dioxinhalten i ägg från några gårdar som utfodrar hönsen med foder innehållande fiskmjöl mycket nära det gränsvärde som började gälla även för ekologiska ägg från och med 1 januari 2005. Vid provtagningen 2003 samt april 2004 hade ekologiska ägg från höns utfodrade med fiskmjölsfoder högre halter (2,6 pg PCDD/F TEQ/g fett; 2,4 pg PCB TEQ /g fett; n=6) än ägg från övriga system. Trots att Lantmännen hade sänkt fiskmjölskoncentrationen i slutet av april 2004 från 9 % till 5,5 %, kunde en marginell ökning av halten dioxiner och dioxinlika PCBer ses i äggen som insamlades i juni 2004 (3,05 pg PCDD/F TEQ/g fett; 2,6 pg PCB TEQ /g fett, n=2). Även halten i fiskmjölsfodren hade ökat något i juni 2004 (0,43 pg PCDD/F TEQ/g foder; 0,21 pg PCB TEQ/g foder, n=2) jämfört med i april (0,26 pg PCDD/F TEQ/g foder; 0,21 pg PCB TEQ/g foder, n=2). Detta orsakades troligtvis av att det parti fiskmjöl som använts tiden före juniprovtagningen höll högre halter av dioxiner och dioxinlika PCBer än det fiskmjöl som använts vid aprilprovtagningen. I december 2005 hade halten dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg från höns utfodrade med fiskmjölsfoder sjunkit kraftigt (1,1 pg PCDD/F TEQ/g foder; 1,0 pg PCB TEQ/g foder, n=8). Livsmedelsverkets undersökningar tyder på att tillsats av fiskmjöl i ekologiska foder har orsakat höga halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg (Bergkvist 2004, Bergkvist *et al.* 2005, Livsmedelsverket opublicerat).

#### *Utländska studier*

Tabell 2 visar en sammanställning av studier där halten dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg har undersökts.

I de studier där hönsen har haft möjlighet att vistas ute, t.ex. i Tyskland (Malisch 1998), Nederländerna (Traag *et al.* 2002), Frankrike (Pirard *et al.* 2003) och Belgien (Overmaire *et al.* 2005), var halterna i ägg ofta kraftigt förhöjda. Skillnaden mellan den högsta och den lägsta halten var ofta mycket stor, vilket kan ha orsakats av gårdarnas varierande närhet till utsläppskällor och att den tid hönsen tillbringar utomhus varierar.

På Irland har man funnit låga nivåer av dioxiner och dioxinlika PCBer i burägg och i ägg från två system med frigående höns, med respektive utan utevistelse, medan ekologiska ägg hade högre halter. Ytterligare studier utfördes på en av de ekologiska gårdarna där halterna i ägg var höga. På den gården var halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i fodret mycket låga,

från 0,03 till 0,04 pg PCDD/F TEQ/g foder. De ekologiska hönsen fick även torskleverolja med en dioxinhalt på 2,82 pg TEQ/g, vilket är lägre än torskleveroljans gränsvärde på 6 pg/g. Inte heller dioxinhalter i jordprover från rastgårdsområdet kunde påvisas vara orsaken till de höga halterna i ägg. Den främsta orsaken till de förhöjda halterna i dessa ekologiska ägg var troligen hönsens ålder, eftersom vissa hönor var så gamla som fyra år (Food Safety Authority of Ireland 2004).

Tabell 2. Övre halter (pg WHO TEQ/g fett) av dioxiner respektive dioxinlika PCBer uppmätta i ägg från olika länder.

Land Produktionssystem	Dioxiner		PCBer		Antal prover	Referens
	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel		
<b>Belgien</b>						
Frigående, utevistelse (Kommersiella producenter)	0,5-4,21	1,44	0,31-1,67	0,77	19	Overmaire <i>et al.</i> 2005
Frigående, utevistelse (Privata producenter)	2,28-23	10,18	0,06-11,84	2,05	22	Overmaire <i>et al.</i> 2005
<b>Finland</b>						
Bur	0,34-0,92	0,65	0,089-0,73	0,34	4	Finnish National Food Agency, opublicerat
Frigående, ej utevistelse	1,09; 1,80	1,45	0,048; 0,134	0,091	2	Finnish National Public Health Institute, opublicerat
Frigående, utevistelse	0,34-1,18	0,83	0,19-1,51	0,76	5	Finnish National Food Agency, opublicerat
<b>Frankrike</b>						
Frigående, utevistelse (nära en förbrännings- anläggning)	24,3; 71,3; 121,5				3	Pirard <i>et al.</i> 2003
<b>Irland</b>						
Bur	0,10-0,58	0,36	0,26-0,37	0,29	16	FSAI 2004
Frigående, ej utevistelse	0,18-0,51	0,31	0,25-0,28	0,27	4	FSAI 2004
Frigående, utevistelse	0,19-0,83	0,47	0,22-0,43	0,32	16	FSAI 2004
Ekologiska	0,48-2,70	1,30	0,36-3,96	1,43	4	FSAI 2004
<b>Nederländerna</b>						
Ospecificerad produktion (dioxiner + PCBer)		2,39 <sup>b</sup>				Baars <i>et al.</i> 2004
Ekologiska (höns ute mer än 8 h/dag)	0,70-8,25	4,07	0,70-5,76	2,90	7	Traag <i>et al.</i> 2002
<b>Schweiz</b>						
Frigående, utevistelse (Vissa gårdar nära kända Dioxinkällor)	3,1-19 <sup>a</sup>				8	Schuler <i>et al.</i> 1997
<b>Spanien</b>						
Ospecificerad produktion		1,22 <sup>a</sup>			2	Domingo <i>et al.</i> 1999
<b>Sverige</b>						
Bur	0,37-0,76	0,47	0,14-0,25	0,186	9	SLV
Frigående, ej utevistelse	0,42-0,58	0,44	0,12-0,18	0,14	4	SLV
Ekologiska, (vegetabiliskt foder)	0,34-0,69	0,50	0,091-0,70	0,24	7	
<b>Tyskland</b>						
Bur	0,17-17,6 <sup>a</sup>	1,28 <sup>a</sup>			113	Malisch 1998
Frigående, ej utevistelse	0,19-5,57 <sup>a</sup>	1,51 <sup>a</sup>			41	Malisch 1998
Frigående, utevistelse	0,49-22,8 <sup>a</sup>	4,39 <sup>a</sup>			53	Malisch 1998
<b>USA</b>						
Ospecificerad produktion	0,20; 0,33; 0,18 <sup>a</sup>	0,23 <sup>a</sup>			3	Fiedler <i>et al.</i> 1997

<sup>a</sup> I-TEQ.

<sup>b</sup> Angivet som summan av dioxiner och dioxinlika PCBer.

## **METOD**

### **Provtagning**

Den 12 -19 mars 2005 samlades foder och ägg in från femton gårdar med ekologisk äggproduktion. Från varje gård insamlades ett foderprov och ett samlingsprov av ägg för analys. Även prover av strömaterial, grovfoder, snäckskal etc. samlades in. Dessa prover analyserades inte, utan lagrades i väntan på analysresultaten av äggen. Vid höga halter i ägg från någon gård, som inte kunde förklaras av höga halter i foder, skulle även dessa prover skickas till analys. Äggproducenten svarade på frågor om t.ex. ströbäddsmaterial, grovfoder och åtgång på foder.

### **Undersökta gårdar**

Av de totalt femton gårdarna som ingick i provtagningen använde tio gårdar foder innehållande fiskmjöl (f-gårdar), medan fem gårdar använde vegetabiliskt foder (v-gårdar). Det foder innehållande fiskmjöl som användes på tio gårdar var Sundfor värp hel/skal från Lantmännen (gård 5-15). På tre av gårdarna utfodrades hönsen med det vegetabiliska fodret Harmoni värp F1/F2 från Spannfod Agro AB (gård 1-3), medan två gårdar använde Sundfor värp veg hel från Lantmännen (gård 4-5).

Den nordligaste gården ligger i Dalarna och de sydligaste i Skåne. De övriga har stor geografisk spridning över södra Sverige. Antalet KRAV-godkända hönor på gårdarna varierade från 900 till 15000 och medelantalet var 6000 hönor per gård. På några gårdar producerades även ägg i andra produktionssystem. Avdelningarna, som äggen hämtades från, varierade mycket i storlek mellan gårdarna. Tre gårdar hade 225 - 400 hönor/avdelning, fyra gårdar hade 900 -1000 hönor/avdelning, sju gårdar hade 1900 -3200 hönor/avdelning och en gård hade 13500 hönor/avdelning. På åtta av gårdarna hölls hönsen i byggnader avsedda för ändamålet och som byggts under 1995 eller senare. Hönsen på sex gårdar hölls i gamla ladugårdar och på en gård hölls hönorna i ombyggda arbetsbaracker. På nio gårdar var stallet inrett med envåningssystem, medan fem gårdar hade flervåningssystem. Kutterspån användes som strömaterial på tretton gårdar, medan de resterande två gårdarna använde halm. Hö, halm, hösilage eller ensilage användes som grovfoder på alla gårdar utom en, där hönorna istället utfodrades med potatis. På elva gårdar hade hönsen tillgång till sand. På en gård kompletterades fodergivan med granitgryn och på en annan gård med foderjäst. Uppgifterna om hönsens foderförbrukning kunde på flera av gårdarna endast uppskattas medan vissa

gårdar hade mer exakta uppgifter om foderförbrukning. Den genomsnittliga förbrukningen beräknas vara 122 gram färdigfoder/höna och dag.

Inga höns som producerade ägg för denna studie hade haft möjlighet att vistas ute under vintern, och enbart på fyra gårdar hade hönsen haft möjlighet att vistas ute under hösten 2004. Endast på två gårdar hade hönsen möjlighet att vistas i vinterträdgård under provtagningstillfället medan hönsen vid en gård hade haft möjlighet att vistas i vinterträdgården en månad innan provtagningstillfället. Vinterträdgården utanför hönshuset hade ofta grus eller sand som strömaterial på ett betonggolv, och avgränsades vanligen med vindnät på sidorna.

De hönstyper som användes var: Hy-Line W-98 (4), Hy-Line W-36 (1), Lohmann vit (4), Lohmann silver (3), Lohmann brun (2), och brun derco (1). Hönsens ålder varierade från 30 till 54 veckor och var i genomsnitt 41 veckor. Genomsnittet för de tretton gårdar som angav värpprocent var 90 % och värpprocenten varierade från 85 till 96 %. Äggen vägdes i laboratoriet och den genomsnittliga vikten var 63,5 g och varierade från 60,3 till 68,9 g.

### **Provhantering**

Foderproverna förvarades i aluminiumformar vilka förseglades på plats på gården. Äggen förvarades svalt fram till beredningen, vilken skedde på Livsmedelsverket i Uppsala. Äggula och äggvita separerades och ett samlingsprov bestående av tolv äggulor från varje gård bereddes. Enligt EU-direktivet för provtagnings- och analysmetoder vid offentlig kontroll (2002/69/EG) är tolv det minsta antal ägg som bör ingå i ett samlingsprov. Äggulorna homogeniserades med en Ultra-Turrax T25 och skickades sedan frysta till laboratoriet för analys.

### **Analysmetod**

Analyserna genomfördes av Avdelningsgruppen för miljöhygien vid Folkhälsoinstitutet i Kuopio, Finland. Metoden är ackrediterad och laboratoriet är ackrediterat av FINAS, Finnish Accreditation Service.

Foderproverna extraherades från torkat fast material med aceton/hexan i en Dionex ASE 300 (Accelerated Solvent Extractor, ASE). Lösningen fick avdunsta och fetthalten bestämdes genom vägning. Äggproverna behandlades först med HCl, varpå analyten extraherades från provet med dietyl-eter och hexan. Lösningemedlet avdunstades och fettvikten bestämdes



varefter provet löstes i hexan. Foder och äggprover renades först på en ASE-silikat gel (kiselsyra) kolonn och renades sedan ytterligare på en kombinerad aktiverad kolkolonn och aktiverad aluminiumoxidkolonn. Totalt 16 interna  $^{13}\text{C}$  PCDD/F-standarder användes för att kvantifiera mängden PCDD och PCDF.  $^{12}\text{C}$  PCB 30, 12  $^{13}\text{C}$ -märkta PCB-kongener (PCB 80, 101, 105 118, 138 153, 156, 157, 170 180, 194 och 209) och 4  $^{13}\text{C}$ -märkta non-orto PCB-kongener (PCB 77, 81, 126 och 169) användes som interna standarder för icke- plana och coplana PCBer. PCDD/PCDF och PCBer analyserades med en högupplösande gaskromatograf (Hewlett Packard 6890) i kombination med en högupplösande masspektrometer (VG 70-250SE) genom selektiv jonregistrering (upplösning 10000). PCDD, PCDF och PCBer separerades på en DB-Dioxin kapillärkolonn (J&W Scientific: 60 m, 0,25 mm i.d., filmtjocklek 0,15 $\mu\text{m}$ ).

I ägg var kvantifieringsgränsen för PCDD/F-kongener 0,03-1,7 pg/g fett. För non-orto PCB-kongener var kvantifieringsgränsen 0,04-2,3 pg/g fett och för övriga PCB-kongener 0,001-0,3 ng/g fett. För PCDD/F-kongener i foder var kvantifieringsgränsen 0,2 -2,4 pg/g fett. Kvantifieringsgränsen för non-orto PCBer var 0,04-2,4 pg/g fett och för övriga PCB-kongener i fodret 0,003-0,3 ng/g fett. De analysosäkerheter som rapporterats med resultaten var för dioxiner i ägg  $\pm 70\%$  när halten är mindre än 3 pg TEQ/g fett, vilket samtliga halter i denna studie var. Analysosäkerheten för summan av PCBer är  $\pm 100\%$ . I foder var analysosäkerheten  $\pm 50\%$  för dioxiner och dioxinlika PCBer. Analysosäkerheten för indikator-PCBer var  $\pm 50\%$ .

### **Statistik och beräkningar**

För de kongener som har halter under detektionsgränsen kan man välja att uttrycka halten lika med detektionsgränsen (övre halt), som halva detektionsgränsen (mellanhalt) eller som noll (undre halt). I denna rapport är halten uttryckt som övre halt om inte annat anges.

Halterna i foder är angivna med 12 % vattenhalt eftersom gränsvärdet för foder är angivet med denna vattenhalt. Alla TEQ-halter är beräknade enligt det senaste WHO TEF-systemet (van den Berg *et al.* 1998).

Oparat t-test (tvåsidigt) användes för att jämföra halterna i ägg och foder från v-gårdar med halterna i ägg och foder från f-gårdar. Varianserna jämfördes med ett F-test och när varianserna var signifikant skilda användes ett oparat t-test med Welchs korrektion.

Resultaten har även analyserats med hjälp av multivariat regressionsanalys och datorprogrammet SIMCA-P 10. Med multivariat regressionsanalys jämförs alla gårdar med varandra med avseende på kongeninnehåll och övriga faktorer. PCA (principal component analysis) kontrollerar datasetet med avseende på x- eller y-variablerna så att man kan få fram t.ex. mönster i observationerna och avvikande observationer. Detta görs genom att variationen i datasetet beskrivs genom att en 'linje' (Principal Component, PC) läggs i samma riktning som den största variationen finns. Ofta behöver flera PC användas för att beskriva variationen. Varje PC summerar datasetet genom att skapa 'scores' för observationerna, vilket i detta fall var gårdarna, med motsvarande 'loadings' för variablerna, vilket i detta fall var kongenhalterna, d.v.s. scores och loadings bör jämföras med varandra. Varje komponent har ett  $R^2$  och ett  $Q^2$ -värde.  $R^2$  visar hur stor andel av variansen i datasetet varje komponent förklarar medan  $Q^2$  är en korsvalideringsterm som visar hur väl modellen kan förutsäga data. De kumulativa  $R^2$  och  $Q^2$ -värdena anges för varje modell. Även PLS (Projection to Latent Structures) har använts för att analysera data. PLS modellerar relationen mellan x- och y-variabler och har därför använts för att kontrollera vilka faktorer, såsom ålder och hönstyp, som påverkar halten i äggen.

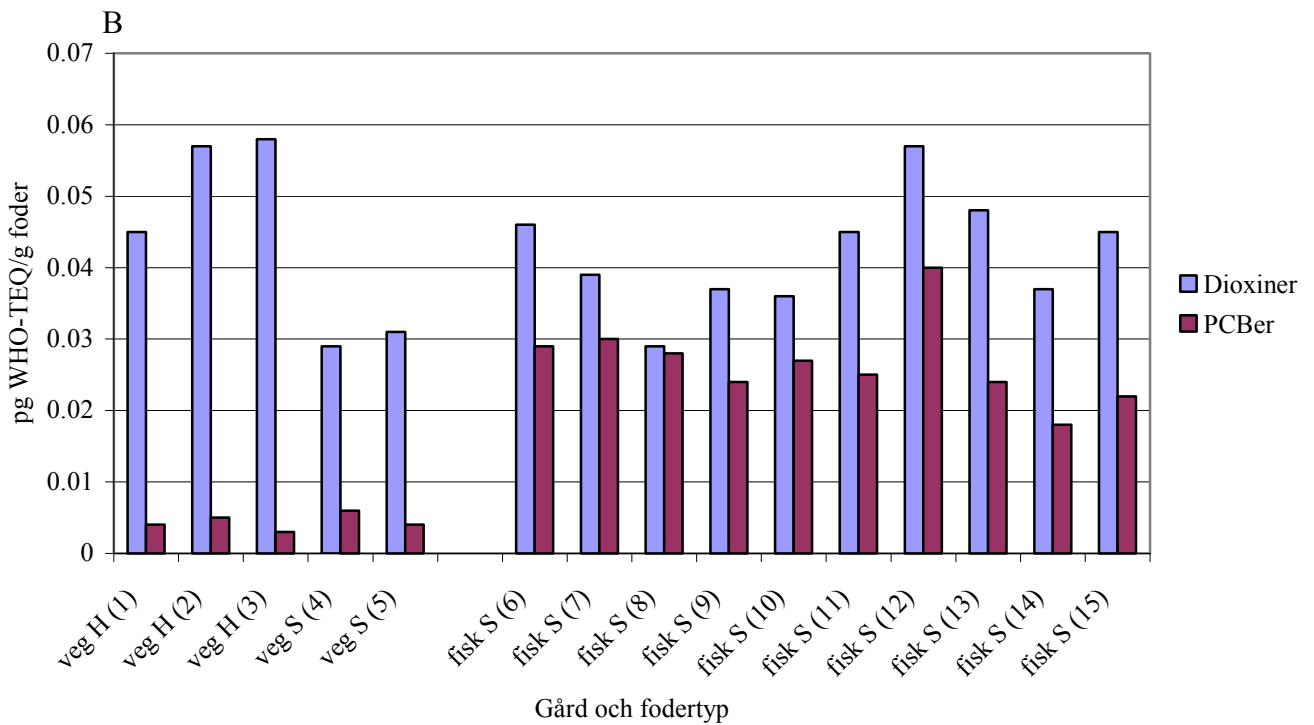
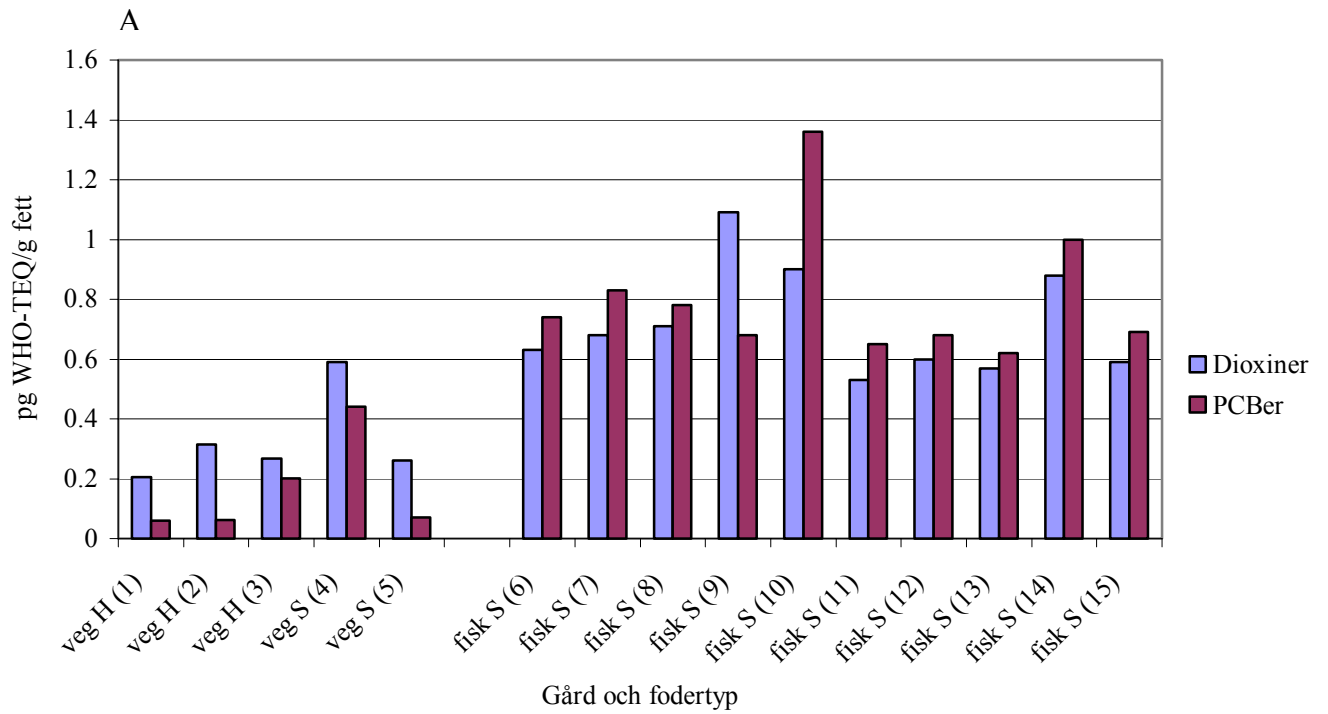
## RESULTAT

### TEQ koncentration i ägg och foder

I äggproverna varierade de övre dioxinhalterna från 0,205 till 1,09 pg TEQ/g fett och den genomsnittliga dioxinhalten var 0,59 pg TEQ/g fett. Halterna av dioxinlika PCBer varierade från 0,06 till 1,36 pg TEQ/g fett och den genomsnittliga halten var 0,59 pg TEQ/g fett. Den högsta sammanlagda halten av dioxiner och dioxinlika PCBer var 2,26 pg TEQ/g fett (gård 10).

I fodren varierade dioxinhalterna från 0,029 till 0,058 pg TEQ/g fett och den genomsnittliga dioxinhalten var 0,043 pg TEQ/g fett. Halterna av dioxinlika PCBer varierade från 0,003 till 0,018 pg TEQ/g fett och den genomsnittliga halten var 0,019 pg TEQ/g fett. Halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg respektive foder från samtliga 15 gårdar presenteras i figur 3.

Övre, mellan och undre koncentrationer (medelvärde  $\pm$  SD) i ägg och foder från v-gårdar och f-gårdar presenteras i tabell 3. En jämförelse av övre halter av dioxiner och dioxinlika PCBer hos v-gårdar och f-gårdar i ägg respektive foder gav signifikanta skillnader mellan medelvärdena för PCB-innehållet i ägg samt foder ( $p < 0,001$ ) och för dioxininnehållet i ägg ( $p < 0,01$ ). Ingen signifikant skillnad kunde påvisas för dioxinhalten i foder.



Figur 3. Övre halt (WHO-TEQ) av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg (A) respektive foder (B) från femton ekologiska gårdar där provtagning skedde i mars 2005. Hönsen utfodrades antingen med vegetabiliskt Harmonifoder (veg H), vegetabiliskt Sundfoder (veg S) eller med Sundfors foder innehållande fiskmjöl (fisk S). Ett äggprov består av ett samlingsprov på 12 ägg. Halten i foder är beräknad för foder med 12 % vattenhalt.

Tabell 3. Övre, mellan respektive undre halter av dioxiner och dioxinlika PCBer (medelvärde ± SD) i ägg samt foder från de femton gårdar som ingick i provtagningen i mars 2005. Hönsen utfodrades med vegetabiliskt foder (v-gårdar) eller med foder som innehöll fiskmjöl (f-gårdar).

Ägg/ Foder	Beräkning av halt	Analyserad substans	Fodertyp		Signifikans- nivå
			V-gårdar <sup>1</sup> (Medelvärde± SD)	F-gårdar <sup>2</sup> (Medelvärde± SD)	
Ägg	Övre	Dioxiner [pg WHO TEQ/g fett]	0,33 ± 0,15	0,72 ± 0,18	**
Ägg	Mellan	Dioxiner [pg WHO TEQ/g fett]	0,20 ± 0,15	0,64 ± 0,15	***
Ägg	Undre	Dioxiner [pg WHO TEQ/g fett]	0,065 ± 0,142	0,56 ± 0,15	***
Ägg	Övre	Dioxinlika PCBer [pg WHO TEQ/g fett]	0,17 ± 0,16	0,80 ± 0,23	***
Ägg	Mellan	Dioxinlika PCBer [pg WHO TEQ/g fett]	0,15 ± 0,17	0,80 ± 0,23	***
Ägg	Undre	Dioxinlika PCBer [pg WHO TEQ/g fett]	0,14 ± 0,18	0,80 ± 0,23	***
Foder	Övre	Dioxiner [pg WHO TEQ/g foder]	0,044 ± 0,014	0,042 ± 0,008	es
Foder	Mellan	Dioxiner [pg WHO TEQ/g foder]	0,033 ± 0,016	0,026 ± 0,009	es
Foder	Undre	Dioxiner [pg WHO TEQ/g foder]	0,023 ± 0,020	0,0099 ± 0,0070	es
Foder	Övre	Dioxinlika PCBer [pg WHO TEQ/g foder]	0,0044 ± 0,0011	0,027 ± 0,006	*** <sup>3</sup>
Foder	Mellan	Dioxinlika PCBer [pg WHO TEQ/g foder]	0,0044 ± 0,0011	0,027 ± 0,006	*** <sup>3</sup>
Foder	Undre	Dioxinlika PCBer [pg WHO TEQ/g foder]	0,0042 ± 0,0015	0,027 ± 0,006	*** <sup>3</sup>

<sup>1</sup>N=5; <sup>2</sup>N=10

<sup>3</sup> t-test med Welchs korrektion.

\*\*\* = p<0,001, \*\* = p<0,01, es = ej signifikant; oparat t-test

## Koncentration av enskilda kongener

### Ägg

Antalet kongener med halter lägre än detektionsgränsen varierade mellan gårdarna. Av de 17 dioxinkongenerna hade 6-10 respektive 10-17 kongener lägre halter än detektionsgränsen i ägg från f-gårdarna respektive v-gårdarna. Hos samtliga f-gårdar och på en v-gård var halten av alla dioxinlika PCB-kongener högre än detektionsnivån. Hos v-gårdarna var halten lägre än detektionsgränsen för som mest 9 dioxinlika PCB-kongener. Det var en stor skillnad mellan övre och undre dioxinhalter i äggen, speciellt hos v-gårdarna.

Innan koncentrationerna räknades om till WHO-TEQ, bidrog dioxinerna endast med en halv

procent till den totala koncentrationen av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg. I ägg bidrog både PCB 118 (40 %) och PCB 180 (25 %) mycket till den totala koncentrationen. OCDD bidrog mest till den totala dioxinhalten (36 %).

I ägg från f-gårdarna bidrog dioxiner och dioxinlika PCBer (53 %) i genomsnitt ungefär lika mycket till den totala övre WHO-TEQ-halten, men för enskilda f-gårdar varierade bidraget av dioxinlika PCBer från 38 till 60 %. Den totala TEQ halten hos v-gårdarna bestod till en större andel av dioxiner än av dioxinlika PCBer (29 %), och bidraget från dioxinlika PCBer varierade från 16 till 43 % för enskilda gårdar.

I ägg från f-gårdarna var PCB 126 den enskilda kongen som bidrog mest (38 %) till den totala övre WHO-TEQ halten, med en medelkoncentration på 0,57 pg TEQ/g fett. Av dioxinkongenerna bidrog 2,3,4,7,8-PeCDF mest (20 %) till totala TEQ halten hos f-gårdarna och 1,2,3,7,8-PeCDD bidrog med 8 % till den totala TEQ-koncentrationen. Halten av 1,2,3,7,8-PeCDD var lägre än detektionsgränsen hos 3 gårdar, medan övriga kongener som bidrog mycket till den totala TEQ-halten hade koncentrationer över detektionsgränsen i ägg från samtliga gårdar. Figur 4 (A) visar varje kongens övre WHO-TEQ-koncentrationen i ägg.

I ägg från v-gårdarna bidrog PCB 126, 2,3,7,8-TCDD och 1,2,3,7,8-PeCDD vardera med cirka 20 % till den totala övre TEQ-halten med koncentrationer på ungefär 0,08 pg TEQ/g fett. Även bidraget från 2,3,4,7,8-PeCDF var högt (11 %). I ägg från samtliga fem v-gårdar var koncentrationen av 2,3,7,8-TCDD och 1,2,3,7,8-PeCDD lägre än detektionsgränsen medan halten av 2,3,4,7,8-PeCDF och PCB 126 var lägre än detektionsgränsen hos fyra respektive två gårdar.

Endast tre kongener hade en genomsnittlig koncentration som var högre i ägg från v-gårdarna än i ägg från f-gårdarna. Dessa tre kongener hade dock mycket låga koncentrationer och tillsammans bidrog de endast till 1,2 % av den totala TEQ-halten hos v-gårdarna.

### *Foder*

Antalet dioxinkongener med halter lägre än detektionsgränsen var 10 -14 i foder från f-gårdarna och 12 -14 i foder från v-gårdarna. Den enda dioxinlika PCB-kongen som hade lägre halt än detektionsgränsen i fodret från f-gårdar var PCB 81 vars halt var lägre än detektionsgränsen i fodret från två f-gårdar. I foder från v-gårdarna hade 3 - 7 kongener lägre

halter än detektionsgränsen.

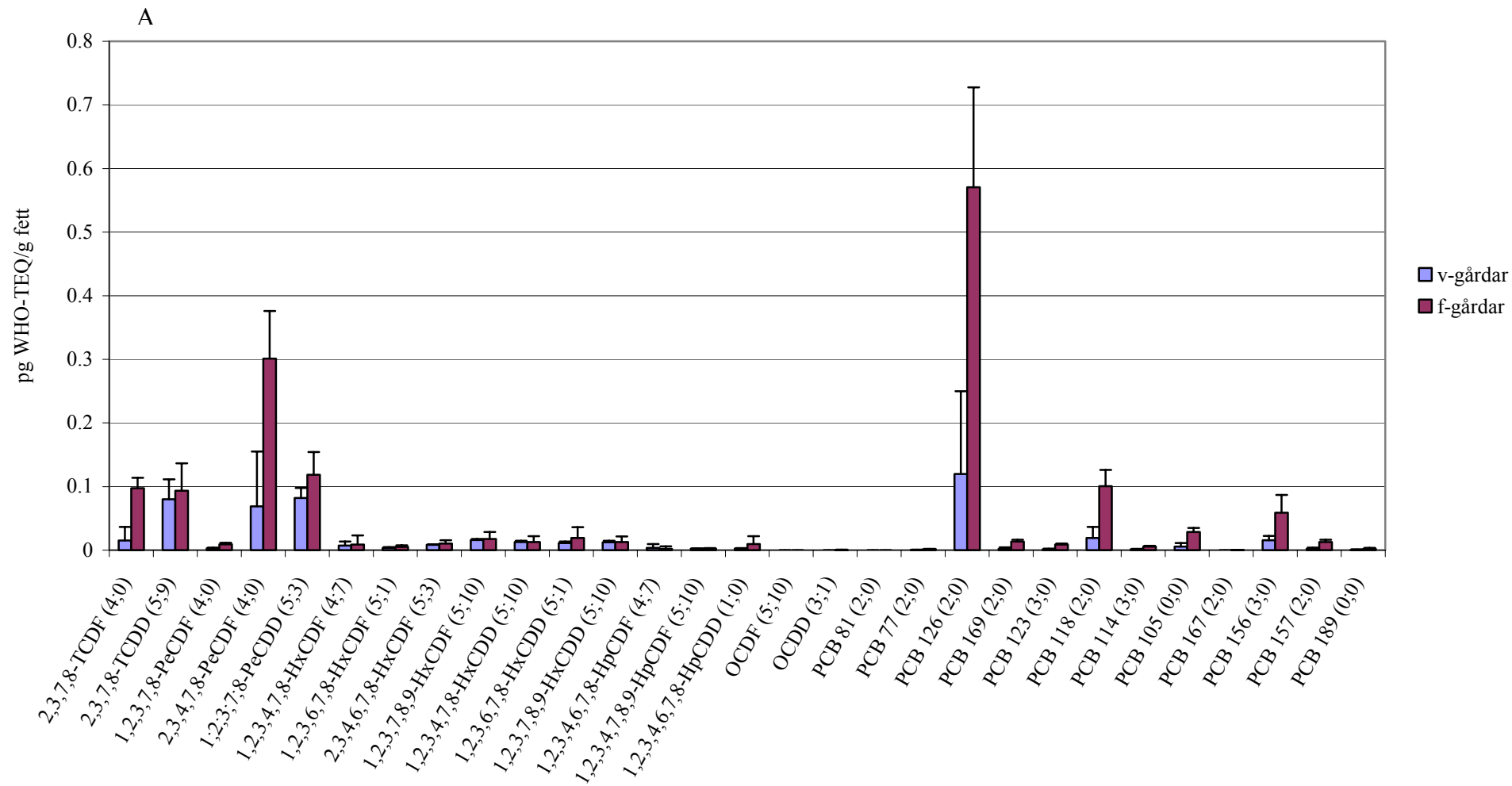
Innan omräkning till WHO-TEQ bidrog dioxinerna med ungefär en procent till den totala koncentrationen. PCB 118 stod för mer än hälften av det totala innehållet av dioxiner och dioxinlika PCBer med en koncentration på i genomsnitt 26 pg/g foder. Av dioxinerna hade OCDD högst halt.

Den totala TEQ-halten i foder från v-gårdar bestod till en mindre andel av PCBer (9 %) än TEQ-halten i foder från f-gårdar (39 %). Figur 4 (B) visar halten av de enskilda kongenerna i foder.

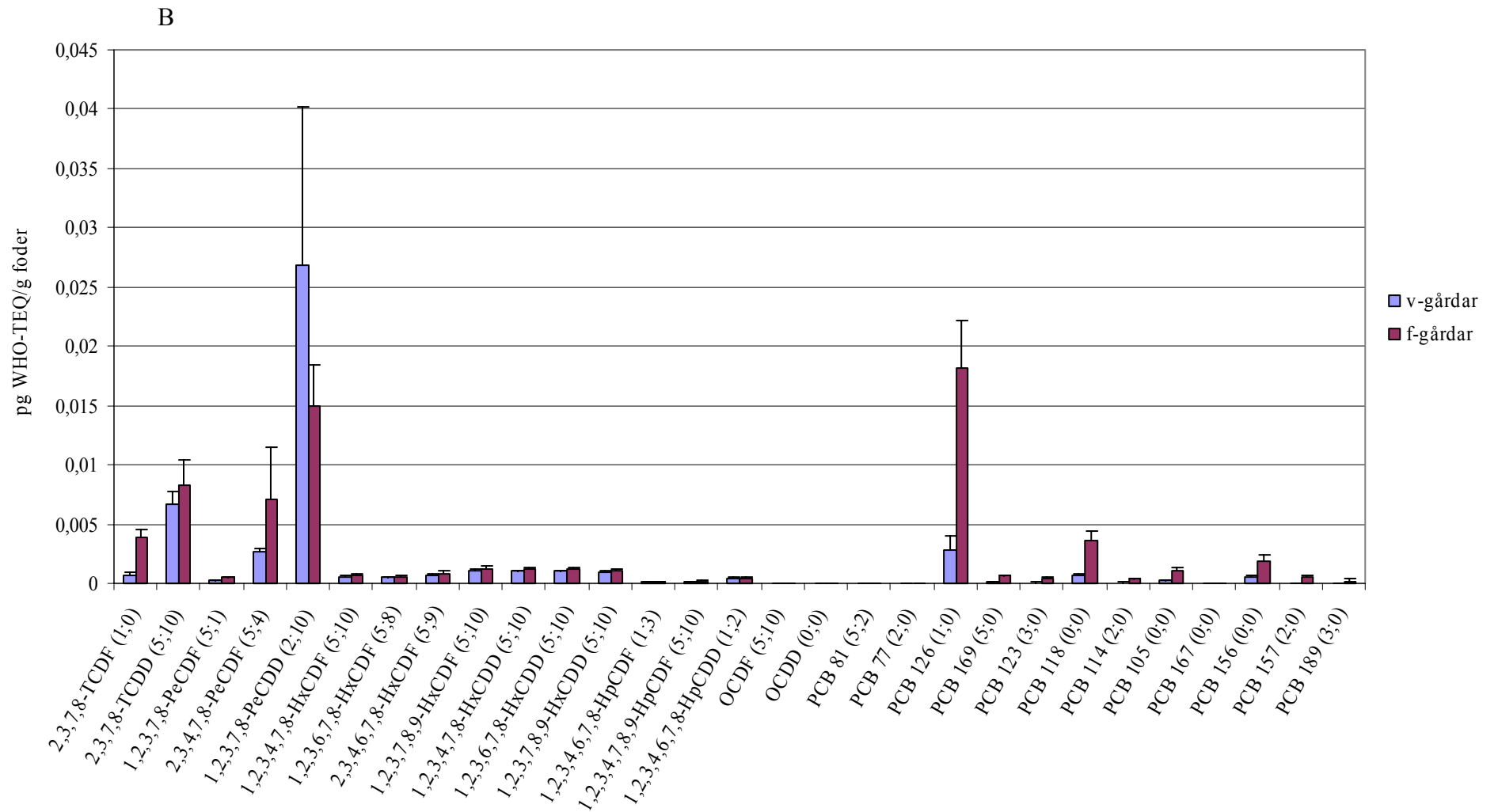
Hos f-gårdarna bidrog PCB 126 även i fodret mest (26 %) till den totala övre TEQ-koncentrationen med en halt på 0,018 pg TEQ/g foder. Även 1,2,3,7,8-PeCDD (22 %), 2,3,7,8-TCDD (12 %) och 2,3,4,7,8-PeCDF (10 %) bidrog mycket till den totala TEQ-halten. Halten av 1,2,3,7,8-PeCDD och 2,3,7,8-TCDD var lägre än detektionsgränsen i samtliga tio f-gårdars foder medan koncentrationen av 2,3,4,7,8-PeCDF var lägre än detektionsgränsen i foder från fyra f-gårdar.

I foder från v-gårdarna bidrog 1,2,3,7,8-PeCDD (53 %) mest till den totala övre TEQ-halten med en genomsnittlig koncentration på 0,027 pg TEQ/g foder. Även 2,3,7,8-TCDD (13 %), PCB 126 (6 %) och 2,3,4,7,8-PeCDF (6 %) bidrog mycket till den totala TEQ-koncentrationen. Halten av 2,3,7,8-TCDD och 2,3,4,7,8-PeCDF var lägre än detektionsgränsen i foder från samtliga fem v-gårdar. 1,2,3,7,8-PeCDD-halten var under detektionsgränsen i foder från två v-gårdar och halten av PCB 126 var under detektionsgränsen i fodret från en v-gård.

Endast tre kongener hade en genomsnittlig övre halt som var högre hos v-gårdarna än hos f-gårdarna. Två av dessa kongener bidrog hos v-gårdarna tillsammans endast till 1,2 % av den totala TEQ halten. Den genomsnittliga halten av 1,2,3,7,8-PeCDD var betydligt högre hos v-gårdarna än hos f-gårdarna.



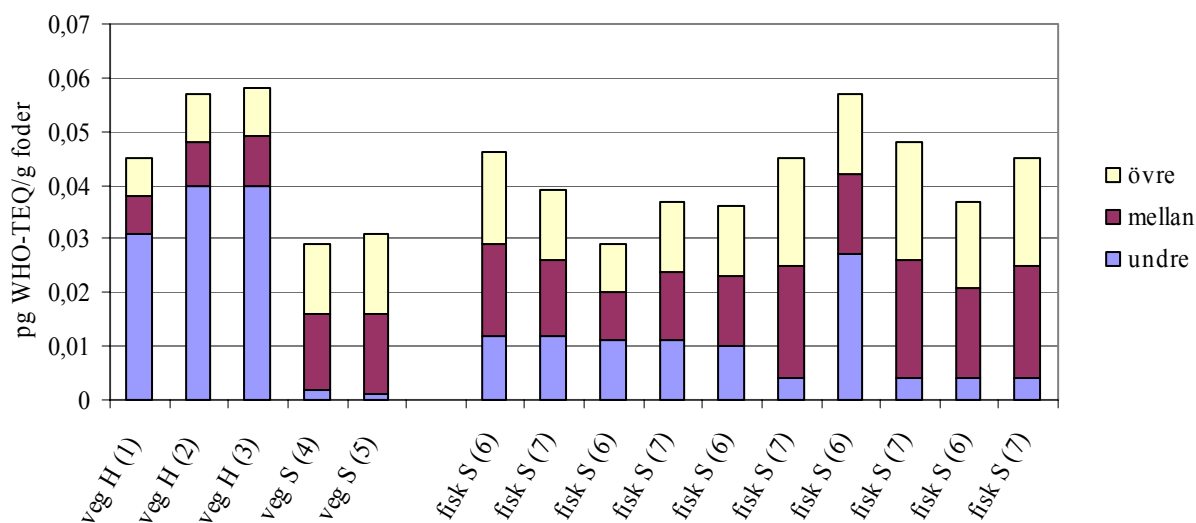




Figur 4. Enskilda kongeners genomsnittliga övre WHO-TEQ koncentration i ägg (A) respektive foder (B). Provtagning skedde i mars 2005 på fem gårdar där värphöns utfodrats med vegetabiliskt foder (v-gårdar) och på tio gårdar där höns utfodrats med fiskmjölsinnehållande foder (f-gårdar). Äggproverna består av samlingsprov innehållande 12 ägg och halterna i foder är angivna för foder med en vattenhalt på 12 %. Efter varje kongens namn anges antalet gårdar med respektive kongens halt lägre än detektionsgränsen (v-gårdar;f-gårdar).

I fodret från många gårdar var det en stor skillnad mellan den undre och den övre dioxinhalten på grund av att koncentrationen av många kongener var lägre än detektionsnivån. Minst skillnad mellan undre och övre dioxinhalt var det i ägg från gårdarna 1-3 där hönsen utfodrades med det vegetabiliska fodret Harmoni. De vegetabiliska fodertyperna Harmoni och Sundfor veg hade mycket lika halter av samtliga kongener förutom av 1,2,3,7,8-PeCDD. Koncentrationen av 1,2,3,7,8-PeCDD låg under detektionsgränsen i de två vegetabiliska Sundforfodren (i dessa prov var detektionsgränsen 0,013 pg/g foder) och i samtliga Sundforfoder med fiskmjöl medan de tre Harmonifodren i genomsnitt hade en halt på 0,036 pg TEQ/g foder. Figur 5 visar övre, mellan och undre dioxinhalter i de 15 fodren.

Utvärdering av resultaten med PCA (5 komponenter,  $R^2 = 0,897$ ,  $Q^2 = 0,594$ ) av alla kongeners andel av den totala TEQ-halten i ägg och foder från samtliga gårdar visade att kongenmönstret i ägg och foder till stor del är olika.



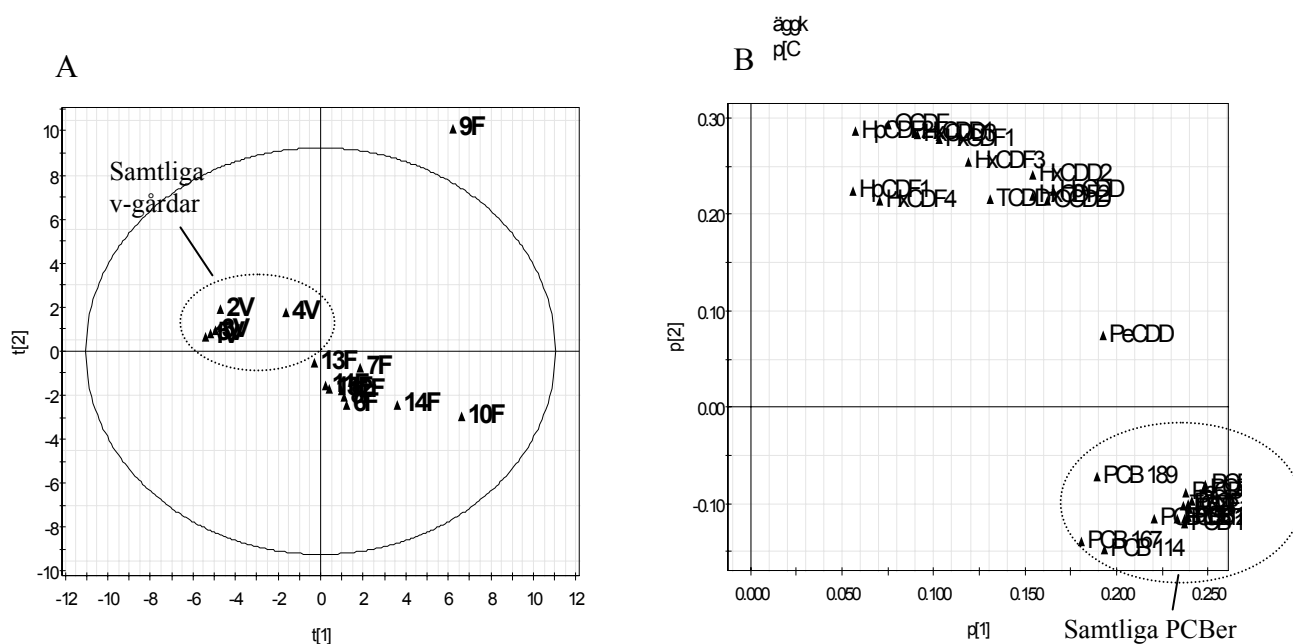
Figur 5. Övre, mellan och undre dioxinkoncentrationer (WHO-TEQ) i foder från 15 gårdar med ekologisk äggproduktion. Provtagningen skedde i mars 2005. Hönsen utfodrades antingen med vegetabiliskt Harmonifoder (veg H), vegetabiliskt Sundforfoder (veg S) eller Sundfors foder innehållande fiskmjöl (fisk S). Halterna är angivna för foder med en vattenhalt på 12 %.

### Koncentrationer av indikator PCBer

I ägg var övre halten av indikator PCBer 6,2 ng/g fett för f-gårdarna och 1,8 ng/g fett för v-gårdarna. Koncentrationen av indikator PCBer var 0,26 ng/g i foder från f-gårdarna och 0,05 ng/g i foder från v-gårdarna.

## Avvikande gårdar

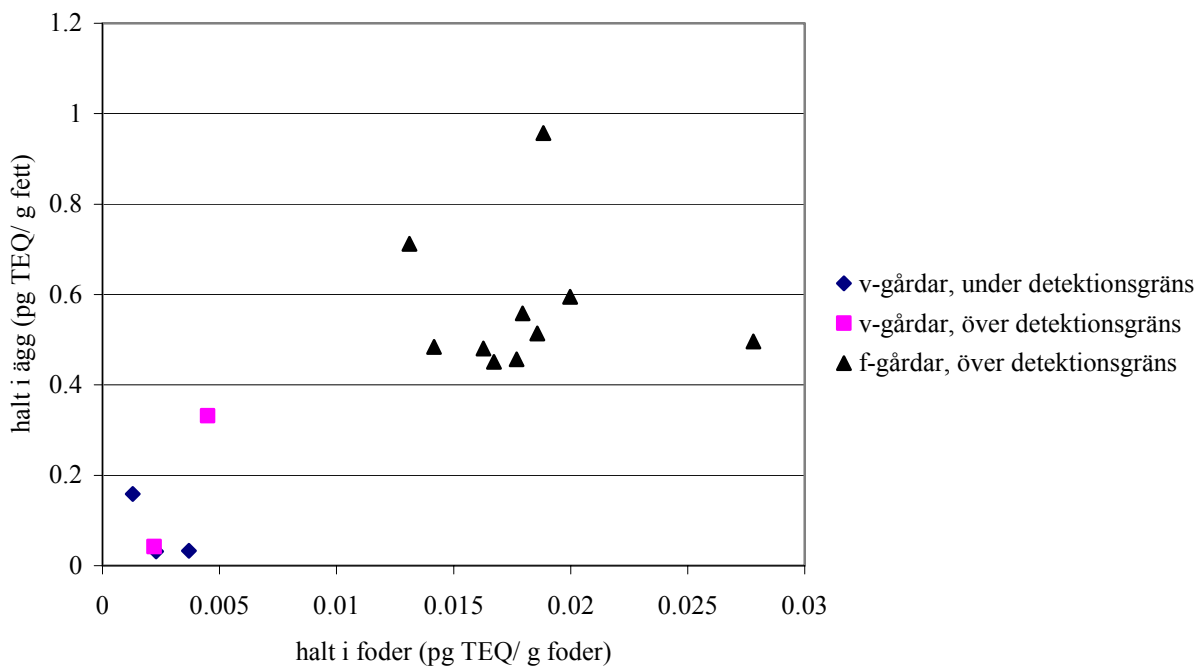
Med hjälp av PCA-X (två komponenter,  $R^2X = 0,872$ ,  $Q^2 = 0,739$ ) där alla gårdar jämfördes med varandra med avseende på kongeninnehåll kunde gårdar med avvikande kongeninnehåll i äggen påvisas (figur 6). Gård 9 var den gård som avvek mest från övriga gårdar, men även gård 10 avvek till viss del. Gård 9 hade högre halter av de flesta dioxinkongener, medan gård 10 hade högre halter av PCB-kongenerna än övriga gårdar. Av v-gårdarna hade gård 4 högst halter av både dioxiner och dioxinlika PCBer.



Figur 6. PCA-X (två komponenter,  $R^2X = 0,872$ ,  $Q^2 = 0,739$ ) med avseende på kongeninnehållet i ägg. A visar 'scores' med v-gårdar (1-5V) och f-gårdar (6-15 F) och B visar 'loadings' med kongenhalter. Se tabell 1 för förklaring av kongennamnen.

### Korrelation mellan halten i foder och ägg

Som framgår av figur 7 var halten av PCB 126 lägre i foder och ägg från v-gårdarna än från f-gårdarna. Däremot fanns inget samband mellan halten i foder respektive ägg inom v-gårdarna eller f-gårdarna. Detta mönster kunde återfinnas för kongener 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDF och 2,3,4,7,8-PeCDF samt för alla dioxinlika PCB-kongener, förutom PCB 189.



Figur 7. Halten av PCB 126 i foder och ägg från samtliga 15 gårdar där provtagning skedde i mars 2005. På fem gårdar utfodrades hönsen med vegetabiliskt foder (v-gårdar) och på tio gårdar utfodrades hönsen med foder innehållande fiskmjöl (f-gårdar). Halten av PCB 126 låg under detektionsgränsen i äggprover från två v-gårdar och i fodret från en v-gård (v-gårdar, under detektionsgräns).

### Fett- och vattenhalt

Äggproverna (gulor) hade en genomsnittlig fetthalt på 29,8 %. Fodren hade en genomsnittlig fetthalt på 2,8 %. Foderprover från de tre gårdar som utfodrade med Harmonifoder hade en något högre fetthalt (3,3 %) än foderprover från de tio gårdar som använde Sundforfoder med fiskmjöl (2,8 %) eller de två gårdar som använde vegetabiliskt Sundforfoder (2,2 %).

Vattenhalten i fodren var i medel 9,8 % och varierade från 9,2 till 11,0 %. Alla foderresultat är korrigerade till att gälla för foder med 12 % vattenhalt.

## DISKUSSION

### Gränsvärden

Alla halter ligger under gällande gränsvärden. Den högsta dioxinhalten i ägg är 1,09 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fett vilket är långt under det gällande gränsvärdet på 3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fett och även under den rekommenderade åtgärdsgränsen för ägg på 2,0 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g fett.

Fodret med det högsta dioxininnehållet har 0,058 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vilket är långt under det gällande gränsvärdet på 0,75 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g foder och den rekommenderade åtgärdsgränsen på 0,40 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g foder.

Enligt Traag *et al.* (2003) orsakade en dioxinkoncentration på 0,2 pg TEQ/g foder att åtgärdsgränsen i äggen överskreds, och en koncentration på 0,3 pg TEQ/g foder beräknades orsaka att gränsvärdet uppnåddes. Dock hade inte en jämviktsnivå uppnåtts i studien, vilket kan göra att ännu lägre halter i fodret kanske ger koncentrationer i äggen som ligger nära gränsvärdena. Traag *et al.* (2003) drog slutsatsen att gränsvärdet på 0,75 pg TEQ/g foder är för högt satt för att garantera att halterna i äggen inte överskrider gränsvärdet. Även Livsmedelsverkets tidigare studier, där koncentrationen i foder varit långt under gränsvärdet på 0,75 pg TEQ/g foder men där dioxinhalten i äggen trots det legat nära gränsvärdet, styrker detta.

Eftersom dioxinlika PCBer bidrar med cirka 50 % till den totala TEQ-halten i äggen i denna studie framgår betydelsen av att bestämma ett gränsvärde där även dioxinlika PCBer är inkluderade.

### Analysosäkerhet

De analysosäkerheter som rapporterades för ägganalyserna är baserade på äldre beräkningar. Laboratoriet har nyligen utfört nya beräkningar vilket resulterade i en lägre analysosäkerhet. Den nya analysosäkerheten för dioxinhalten i ägg är  $\pm 50\%$  när halten är mindre än 1 pg TEQ/g fett vilket de flesta halter var i denna studie. En halt var dock över 1 pg TEQ/g fett och analysosäkerheten är då  $\pm 30\%$ . För dioxinlika PCBer är analysosäkerheten enligt de nya beräkningarna  $\pm 50\%$  för alla prover utom två. För de två prover som hade en halt över 1 pg TEQ/g är analysosäkerheten  $\pm 30\%$ . Dessa nya beräkningar är inte rapporterade med resultaten i denna studie, men kan ändå antas gälla för proverna i studien. Även med dessa

nya beräkningar är analysosäkerheten hög och resultaten bör därför tolkas med viss försiktighet.

### **Koncentration av enskilda kongener**

Halten av många dioxinkongener ligger under detektionsnivån både i fodren och i äggen, vilket gör det mycket osäkert hur höga koncentrationerna egentligen är. De egentliga koncentrationerna ligger mellan de rapporterade undre och övre halterna.

I både foder och ägg förekommer mono-orto PCB-kongener i mycket högre absoluta halter, dvs halter ej omräknade till TEQ, än dioxiner och de flesta non-orto PCBer. Mono-orto PCB-kongener har låga TEF-värden och har, trots de höga absoluta koncentrationerna, oftast inte någon avgörande betydelse för den totala TEQ-halten. Av dioxinkongenerna bidrar OCDD i störst utsträckning till den absoluta dioxinhalten, vilket kan förklaras av att OCDD är den dioxinkongen som bildas i störst mängd i flera processer (Cleverly *et al.* 1997). Även i ekologiska ägg från Nederländerna (Traag *et al.* 2002), i ägg från Irland (FSAI 2004) och i ägg från Storbritannien (Lovett *et al.* 1998) bidrog OCDD mest till den absoluta dioxinhalten.

Dioxinlika PCBer bidrar i genomsnitt med 34 % till den totala TEQ-halten i ägg från v-gårdarna och till mer än 50 % i ägg från f-gårdarna och det förekommer en stor variation (16-60 %) mellan enskilda gårdar. Stora variationer har uppmätts även i andra studier (FSAI 2004, Traag *et al.* 2002). Att PCBernas bidrag till TEQ-halten varierar mycket mellan olika gårdar kan bero på att dioxiner och PCBer till stor del har olika källor.

PCB 126 är den kongen som bidrar mest till den totala övre TEQ-halten i ägg från både v-gårdar och f-gårdar samt i foder från f-gårdar. I foder från v-gårdar är däremot 1,2,3,7,8-PeCDD den kongen som genomsnittligt förekommer i högst koncentrationer, vilket främst orsakas av de höga halterna av 1,2,3,7,8-PeCDD i foderprover från gårdar 1-3 där Harmonifoder används. Utöver PCB 126 bidrar kongenerna 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,7,8-PeCDD och TCDD i stor utsträckning till den övre TEQ-koncentrationen i äggen. Det är nästan genomgående de kongener som har höga TEF-värden som bidrar mest till de övre TEQ-halterna i proverna. Dock är halten av dessa kongener, främst dioxiner, på många gårdar lägre än detektionsgränsen, vilket leder till stor skillnad mellan övre och undre dioxinhalter.

### **Dioxinhalter i vegetabiliska foder**

Det förekommer ingen signifikant skillnad mellan dioxinhalten i foder från v-gårdar och f-

gårdar. Inom de fem vegetabiliska fodren förekommer dock en viss skillnad i dioxinhalt med högre halter av 1,2,3,7,8-PeCDD i de tre proverna av Harmonifoder från gårdarna 1-3 än i de två proverna av vegetabiliskt Sundforfoder från gårdarna 4 och 5. 1,2,3,7,8-PeCDD har en hög TEF, vilket gör att en förhöjd halt får en stor betydelse för den totala TEQ-koncentrationen. Den förhöjda halten av kongen 1,2,3,7,8-PeCDD i Harmonifodren kunde inte påvisas i motsvarande äggprov, vilket förmodligen beror på att hönsen inte har ätit det analyserade fodret någon längre tid. Den förhöjda halten av 1,2,3,7,8-PeCDD i Harmonifodren är troligen tillfällig och har inte förekommit i tidigare foderomgångar, eftersom det i så fall skulle ha givit en förhöjd dioxinhalt i ägg från dessa gårdar.

Harmonifodren hade en något högre fetthalt än övriga foder. Eftersom dioxiner och dioxinlika PCBer är fettlösliga skulle detta kunna orsaka en högre halt i Harmonifodren när foder med 12 % vattenhalt jämförs. Dock kunde inte detta påvisas och den enda skillnaden i halter mellan de vegetabiliska fodren gällde 1,2,3,7,8-PeCDD.

#### **Tillsats av fiskmjöl i foder som källa**

Halterna av både dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg från v-gårdar skilde signifikant från halterna i ägg från f-gårdar vilket tyder på att utfodring med foder innehållande fiskmjöl orsakar halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg som är högre än om utfodring sker med helt vegetabiliskt foder.

Som framgår av figur 8 har Lantmännens reducering av fiskmjölskoncentrationen i fodret resulterat i sänkningar av halten dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg. Om fiskmjöl vore den enda källan till dioxiner och dioxinlika PCBer borde sänkningen av fiskmjölskoncentration från 9 % till 5,5 %, vilken skedde i slutet av april 2004, motsvara en sänkning av halterna av dioxiner och PCBer i ägg med 39 %. Livsmedelsverkets provtagningar visar att i december 2005 var dioxinhalten i genomsnitt 57 % lägre och halten av dioxinlika PCBer 59 % lägre än den genomsnittliga koncentrationen vid provtagningarna 2003 och i april 2004.

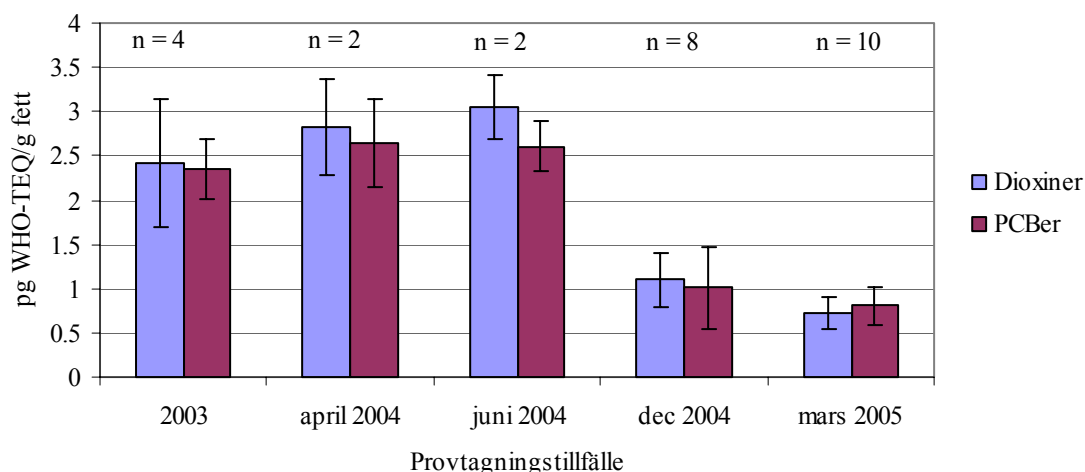
Livsmedelsverkets provtagning i juni 2004 fick inte ingå i jämförelsen eftersom reduceringen av fiskmjölskoncentrationen då inte haft någon effekt varken på halten i ägg eller på halten i foder. Detta är en större sänkning än vad som motsvaras av reduceringen av fiskmjölskoncentrationen, vilket kan bero på att den tidigare fiskmjölsleverantören inte kunde garantera en stabil dioxinhalt. Halterna av dioxiner och PCBer i fiskmjölet var eventuellt högre vid provtagningarna 2003 och april 2004 än i december 2005. Även i Jordbruksverkets

fyra foderprover från april och juni 2004 varierar dioxinhalten mycket mellan proverna (Bergkvist 2004, Bergkvist *et al.* 2005, Alness *et al.* 2003, Andersson *et al.* 2005).

Det framgår tydligt att koncentrationerna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg är betydligt lägre vid denna provtagning än de var vid Livsmedelsverkets undersökningar 2003 och 2004. Om fiskmjölet var den enda källan till dioxiner och dioxinlika PCBer i äggen borde minskningen av mängden fiskmjöl från 5,5 % till 3,5 % i fodret ha orsakat en sänkning av halten dioxiner och dioxinlika PCBer med 36 %. Dioxinhalten i äggen sjönk med 35 % vilket stämmer väl överens med förändringen av fiskmjölsinnehållet. Även halten av dioxinlika PCBer sjönk, men endast med 20 %.

Att minskningen av halten dioxiner och dioxinlika PCBer är ungefär lika stor som reduktionen av fiskmjölskoncentrationen styrker att fiskmjölet är den huvudsakliga orsaken till att halterna i vissa ekologiska ägg har varit höga.

Laboratoriet som har analyserat Livsmedelsverkets prover kan ha andra kvantifieringsgränser än laboratoriet som analyserat proverna i denna studie. Detta kan göra att antalet kongener med halter under kvantifieringsgränsen skiljer mellan laboratorierna vilket påverkar resultaten. Jämförelsen av halter som bestämts på olika laboratorier bör därför göras med viss försiktighet.



Figur 8. Övre halt (medelvärde  $\pm$  SD) av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg från höns utfodrade med Lantmännens Sundfoder innehållande fiskmjöl. Resultaten från provtagningen i mars 2005 är från denna studie. Övriga provtagningar har utförts av Livsmedelsverket.



Flera studier tyder på att den kraftigaste sänkningen av halten i ägg sker de närmaste veckorna efter att exponeringen för dioxiner och dioxinlika PCB har upphört. Enligt Stephens *et al.* (1995) tar det 25-40 dagar från det att exponeringen för dioxiner upphör till halterna i äggen har halverats. I en studie av Ikeda *et al.* (2004) där hönsen exponerades intramuskulärt för höga halter av TCDD uppmättes halten i äggen under sex veckor efter exponeringens slut. Under denna period skedde ingen minskning av TCDD koncentrationen i äggen. Vid exponeringsperiodens slut var halten av TCDD i värphönsens kroppsfett hög (0,53-6,55 ng/g fett) och TCDD fortsatte därför att överföras till äggen med en konstant hastighet till dess att lagren i fettvävnaden började tömmas. I en studie av Traag *et al.* (2003) exponerades värphönsen för dioxinkontaminerat foder. Efter exponeringsperioden sjönk dioxinhalten i äggen kraftigt under den första veckan, vilket följdes av ett mycket långsamt avtagande. Efter att värphönsen exponerats för vatten kontaminerat med 50 ppm av PCB-blandningen Aroclor 1254 sjönk halten i äggen kraftigt under de fem första veckorna efter avslutad exponering varpå avtagandet planade ut. Cirka 20 veckor efter att exponeringen upphört var PCB-koncentrationen i äggen nere på bakgrundsnivåer (Tumasonis *et al.* 1973).

Dessa studier tyder på att reduceringen av fiskmjölskoncentrationen i fodret från 5,5 % till 3,5 % som skedde 29 december 2004 har haft möjlighet att påverka halten i äggen under så lång tid att den kraftigaste sänkningen har skett innan provtagningen i mars. Bytet till en ny fiskmjölsleverantör, som skedde i slutet av januari, har haft möjlighet att påverka halten under 28 - 45 dagar. Den kraftigaste sänkningen har troligen ägt rum innan provtagningen men det är dock möjligt att en mindre sänkning skedde även efter provtagningen.

### **Samband mellan halten i foder och ägg**

Det förekom inget samband mellan halten dioxiner och dioxinlika PCBer i foder och ägg inom v-gårdarna eller f-gårdarna. I en studie av Traag *et al.* (2003) kunde däremot en mycket stark korrelation mellan halten dioxiner och dioxinlika PCBer i foder och ägg påvisas. I den studien förekom det dock en större spridning hos halterna i foder vilket borde ge en kraftigare korrelation mellan foder och ägg eftersom andra faktorer påverkan då får mindre betydelse. Det svaga sambandet mellan halten i foder och halten i ägg och det stora antalet kongener som har halter under detektionsgränsen gör att det inte kan anses tillförlitligt att räkna ut en bioackumuleringsfaktor.

Anledningen till att det inte förelåg något samband mellan halten i foder och i ägg inom v- respektive f-gårdarna kan vara att hönsen eventuellt inte har ätit av det analyserade fodret

under så lång tid att en jämvikt hunnit inställa sig.

### **Andra faktorerers påverkan**

Förutom att hönsen endast hade utfodrats med det analyserade fodret under en kort tidsperiod kan andra faktorerers påverkan orsaka ett svagare samband än förväntat mellan halten i foder och ägg. Äggprover från vissa gårdar (t.ex. gård 4 och gård 10) hade halter som avvek relativt mycket från genomsnittet. Orsakerna till variationerna kan vara många, men för att utreda dessa skulle en stor mängd prover behöva tas vilket inte är genomförbart p.g.a. den höga analyskostnaden. Faktorer som skulle kunna påverka halten av dioxiner och PCBer i ägg är t.ex., hörnornas ålder, äggläggningsfrekvens, kondition, fetthalt, foderkonsumtion. Även hönstyp och äggstorlek kan vara av betydelse. Hur ofta byte av ströbäddsmaterialet och tömning av gödselbengen sker skulle kunna påverka hönsens intag av dioxiner och PCBer. Lokala föroreningskällor kan orsaka att sand, strömaterial, grovfoder eller någon råvara i fodren är kontaminerade. Små mängder ”gammalt” foder med högre halt av dioxiner och dioxinlika PCBer kan ha fastnat i silos eller på andra ställen i systemen och därför nått hönsen strax innan provtagningen.

En möjlig förklaring till den högre halten av PCBer i ägg från gård 10 kan vara att PCBer finns kvar i t.ex. fogmassor eller småkondensatorer i lysrörsarmaturer, vilka kan fungera som diffusa källor till den omgivande miljön (Bergqvist *et al.* 2005). På gård 10 hålls hönsen i en gammal ladugård vilken byggdes, och troligen även har renoverats, före 1973 då förbudet mot PCBer infördes, vilket gör det möjligt att diffusa källor förekommer.

Jordbruksverket har låtit analysera halten av dioxiner och dioxinlika PCBer i hö och halm (Alness *et al.* 2004, Andersson *et al.* 2005). Hö och halm med 12 % vattenhalt har liknande halter av dioxiner och dioxinlika PCBer som i fodret i denna studie, men halten i hö och halm varierar mycket beroende på halmens vattenhalt. På nästan samtliga gårdar utfodras hönsen med hö eller halm men endast på två gårdar (gård 10 och gård 4) används enbart halm som strömaterial. När hö eller halm används som strömaterial borde hönsen äta större mängder av detta än om det enbart erbjuds som grovfoder, vilket skulle kunna bidra till högre halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg. Ägg från gård 10 har högst halt av dioxinlika PCBer och näst högst halt av dioxiner. På gård 4 utfodras hönsen med vegetabiliskt foder, men ägg från denna gård har något högre halter av dioxiner och dioxinlika PCBer än ägg från övriga gårdar. Teorin att halm som strömaterial orsakar högre halter i ägg försvagas av att äggen från gård 12, som till största delen använder hö och halm som strömaterial, har relativt låga halter

av både dioxiner och dioxinlika PCBer.

Inget samband mellan hönsens ålder och halten av dioxiner eller dioxinlika PCB i ägg kunde påvisas, vilket inte heller kunde göras i en studie av Air *et al.* (2003). Däremot visar provtagning av ekologiska ägg från en gård i Irland på att det finns ett starkt samband mellan hönsens ålder, vilken i den studien varierade från 23 veckor till 4 år, och halten av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg. Food Safety Authority of Ireland rekommenderar ekologiska äggproducenter att inte behålla sina höns längre än den normala åldern för maximal äggproduktion (FSAI 2004). Hönsen i denna studie är mycket mer jämnåriga, 30 till 54 veckor, än i den irländska studien vilket troligen är en viktig orsak till att inget samband mellan ålder och halter i äggen kunde påvisas.

### **Indikator PCBer**

Enligt äggproducenterna i studien är den genomsnittliga foderkonsumtionen cirka 122 gram per höna och dag. Halten av indikator PCBer i fodret är 0,05 ng/g foder i fodret från v-gårdarna och 0,26 ng/g foder i fodret från f-gårdarna. Enligt De Vos (2005) överförs ungefär 35 % av indikator PCBer i fodret till äggen. En höna antas lägga ett ägg om dagen och ett ägg innehåller ungefär 5,6 gram fett (Livsmedelsdatabas 2004) i vilka PCBer kommer att ansamlas. För v-gårdarna ger detta en beräknad halt av indikator PCBer i äggen på 0,38 ng/g fett vilket motsvarar drygt 20 % av den uppmätta övre halten i ägg. Hos f-gårdarna ger beräkningarna ett värde på 2,0 ng/g fett vilket är drygt 30 % av den uppmätta koncentrationen av indikator PCBer i denna studie.

Dessa beräkningar visar på att i denna studie överförs kanske en större andel än 35 % av PCBerna från fodret till äggen. Hönsen kan också få i sig PCBer på andra sätt än genom fodret, t.ex. genom att äta kontaminerat hö.

Koncentrationen av indikator PCBer i äggen är 1,8 ng/g fett hos v-gårdarna och 6,2 ng/g fett hos f-gårdarna. I jämförelse med den genomsnittliga koncentrationen på 15,7 ng/g fett som har uppmätts i ägg från Nederländerna (Baars *et al.* 2004) innehåller äggen i denna studie mycket låga halter. Burägg och ägg från hönor i två sorters frigående system, med eller utan tillgång till utevistelse, från Irland innehöll 2,52-3,24 ng/g fett, medan fyra prover av ekologiska ägg innehöll i genomsnitt 73 ng/g fett (FSAI 2004). Halten av indikator PCBer i ägg från v-gårdar är något lägre än halten i de icke ekologiska irländska äggen. Ekologiska ägg från f-gårdar har ungefär dubbelt så hög halt av indikator PCB som irländska burägg och irländska ägg från frigående system.

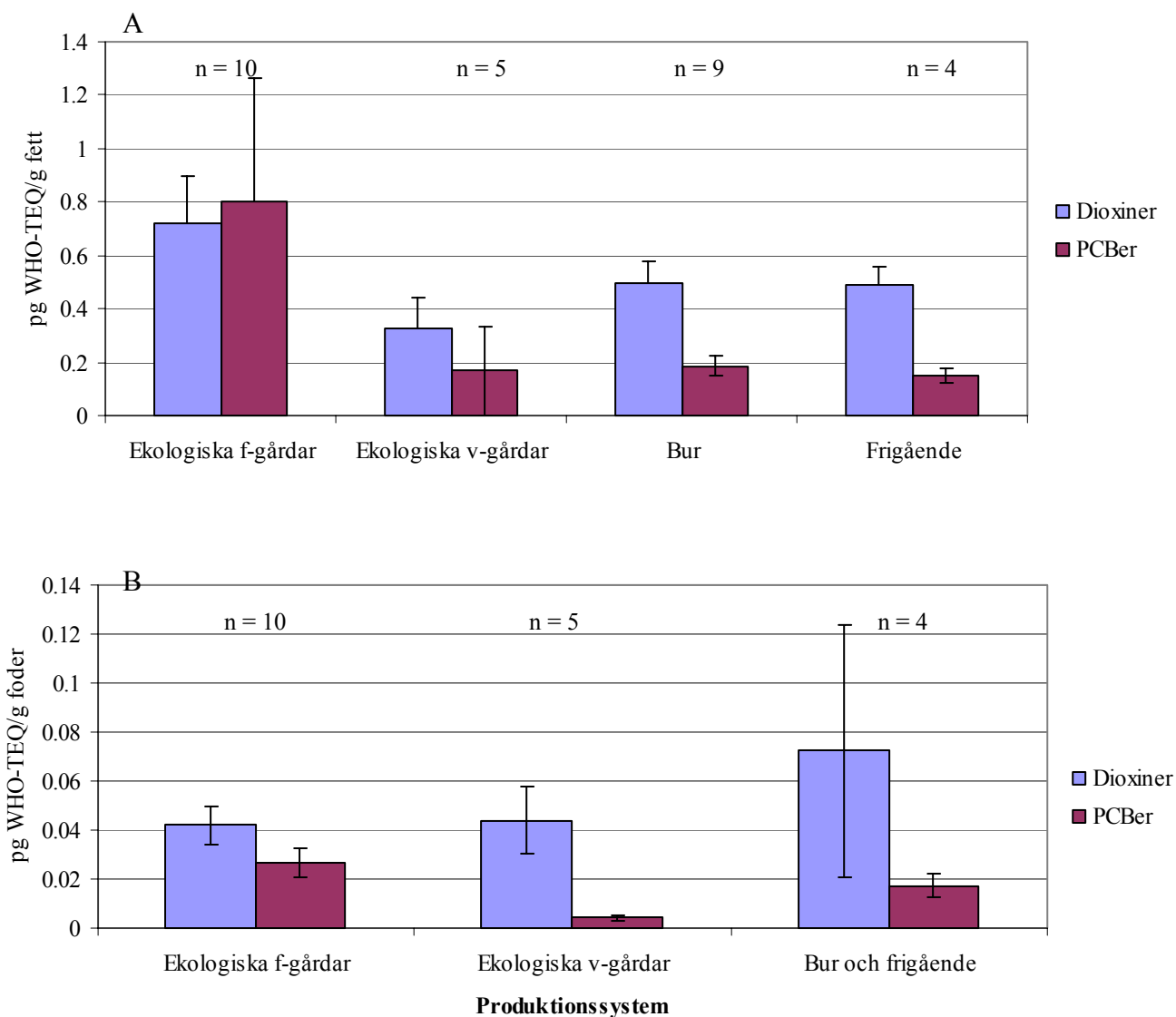
## **Jämförelse med andra studier**

### *Livsmedelsverkets studier*

Vid en jämförelse med Livsmedelsverkets studier av halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg från olika inhysningssystem framgår att i burägg, ägg från hönor i frigående system, samt i ekologiska ägg från v-gårdar i denna studie är halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer mycket lika (figur 9 A). Ekologiska ägg från f-gårdar har fortfarande något högre halter än ägg från övriga inhysningssystem. Speciellt halterna av dioxinlika PCBer är högre i ekologiska ägg från f-gårdar.

Dioxinhalten i foder från gårdar med burägg och ägg från frigående system kan, trots att fodren är helt vegetabiliska, uppfattas vara högre än halten i foder från ekologiska gårdar (figur 9 B). Dock ska resultatet tolkas försiktigt eftersom endast fyra foderprover från burägg och frigående system är analyserade och dioxinhalten i ett av foderproverna är mycket högre (0,15 pg TEQ/g foder) än i de övriga tre proverna (0,04-0,05 pg TEQ/g foder). Övre halten av dioxinlika PCBer i foder från gårdar med burägg och frigående produktion (0,01-0,02 pg TEQ/g foder) tycks vara högre än halten i foder från v-gårdar, men lägre än halten i foder från f-gårdar. Även här ska resultaten tolkas med försiktighet på grund av det låga antalet prover. Proverna i denna studie är analyserade av ett annat laboratorium än i Livsmedelsverkets studie, vilket kan ge olika resultat. Laboratorierna kan ha olika detektionsgränser vilket ger olika övre halter.

Gårdarna 1, 2 och 5, vilka alla utfodras med vegetabiliskt foder, har även ingått i Livsmedelsverkets tidigare provtagningar. Samtliga övre halter för dessa gårdar är något lägre i denna studie än vid Livsmedelsverkets provtagningar. Detta behöver dock inte tyda på en sänkning av halterna utan anledningen kan vara att det är ett annat laboratorium som analyserat proverna.



Figur 9. Övre halt dioxiner och dioxinlika PCBer (medelvärde  $\pm$  SD) i ägg (A) och foder (B) från gårdar med olika produktionssystem. Ekologiska ägg kommer antingen från gårdar där höns utfodrats med foder innehållande fiskmjöl (f-gårdar) eller från gårdar där höns utfodrats med vegetabiliskt foder (v-gårdar). Resultaten för de ekologiska äggen kommer från denna studie, medan resultaten för burägg och ägg från frigående höns kommer från Livsmedelsverkets studier. Halten i foder är angiven med 12 % vattenhalt. Äggproverna består av samlingsprov innehållande 10-12 ägg.

### Utländska studier

I flera studier där hönsen har haft möjlighet att vistas ute, t.ex. i Tyskland (Malisch 1998), Nederländerna (Traag *et al.* 2002), Frankrike (Pirard *et al.* 2003) och Belgien (Overmaire *et al.* 2005), var halterna i ägg mycket högre än i denna studie. I flera av de undersökningar där hönsen har haft möjlighet att vistas ute var skillnaden mellan den högsta och den lägsta halten mycket stor. De lägsta halterna i vissa utländska studier var i samma storleksordning som koncentrationerna i svenska ägg.

I en tysk studie var variationen stor även för ägg som kom från höns som inte hade vistats ute (Malisch 1998). I den tyska studien analyserades ett mycket stort antal prover vilket innebär att även gårdar med ovanligt låga eller höga halter troligen omfattades av undersökningen. Detta kan förklara de stora skillnaderna mellan de högsta och lägsta värdena. I den tyska studien delades äggproverna in i tre kategorier beroende på hönsens inhysningssystem och tillgång till utevistelse. Jämfört med de genomsnittliga dioxinhalterna i de tre kategorierna i den tyska studien var koncentrationerna låga i samtliga ekologiska ägg i denna studie. De lägsta halterna i de tre grupperna var dock lägre än, eller i samma storleksordning, som halterna i svenska burägg, ägg från frigående system och ekologiska ägg från v-gårdar.

Om man bortser från de utländska studier där hönsen haft möjlighet att vistas ute och därför uppvisat förhöjda halter i äggen, är halterna i ägg från många länder, t.ex. USA (Fiedler *et al.* 1997), Finland (Finnish National Food Agency, opublicerat) och Irland (FSAI 2004), i samma storleksordning som koncentrationerna uppmätta i svenska ägg. Man bör dock jämföra olika studier med viss försiktighet eftersom koncentrationerna i vissa studier är uttryckta i I-TEQ, vilket ger ett något lägre värde än om de uttrycks i WHO-TEQ, samt att det kan skilja något mellan analysresultat från olika laboratorier. Detektionsgränserna kan variera mellan olika laboratorier och höga detektionsgränser ger en högre övre halt om halterna för många kongener är lägre än detektionsgränsen.

Halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i svenska burägg, ägg från frigående system samt i ekologiska ägg från v-gårdar är i samma storleksordning som halterna i irländska burägg och irländska ägg från frigående system (FSAI 2004). Finska burägg tycks ha något högre halter av dioxinlika PCBer (0,65 pg PCDD/F TEQ/g fett, 0,34 pg PCB TEQ/g fett) än svenska burägg (Finnish National Food Agency, opublicerat). Två finska äggprover från frigående system hade högre dioxinhalter än ägg från motsvarande system i Sverige. Halterna av dioxinlika PCBer var däremot mycket låga i de två finska äggproverna från frigående system (Finnish National Public Health Institute, opublicerat).

Halterna i denna studie är låga jämfört med den genomsnittliga halten dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg från olika produktionssystem i Nederländerna. I Nederländerna var den genomsnittliga halten av dioxiner och dioxinlika PCBer 2,39 pg TEQ/g fett (Baars *et al.* 2004) vilket endast halten i ägg från en gård i denna studie var i närheten av. Det är osäkert hur stor andel av äggen som är ekologiska i den nederländska studien, och eftersom det har

visat sig att vissa ekologiska ägg i Nederländerna har kraftigt förhöjda halter (Traag *et al.* 2002) kan eventuella ingående ekologiska ägg höja den genomsnittliga koncentrationen. I Nederländerna har höga halter dioxiner och dioxinlika PCBer uppmätts (4,07 pg PCDD/F TEQ/g fett och 2,90 pg PCB TEQ/g fett) i ekologiska ägg från höns som vistats ute mer än 8 timmar per dag, men variationen mellan gårdarna är stor. Ägg från de ekologiska gårdar i Nederländerna som har lägst halter har liknande nivåer som de svenska burägg som har högst dioxinhalter.

### **Slutsats**

Denna studie visar att tillsats av fiskmjöl i det ekologiska fodret har varit en starkt bidragande orsak till de förhöjda halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ekologiska ägg. De sänkningar av fiskmjölskoncentrationen och bytet av fiskmjölsleverantör som Lantmännen genomfört har resulterat i så låga halter av dioxiner och dioxinlika PCBer i foder och därmed i ägg, att halterna i ägg nu ligger långt under gränsvärdet. Halterna av dioxiner och dioxinlika PCBer i ägg från höns som utfodrats med foder innehållande fiskmjöl är något högre än i ägg från andra produktionssystem och i ägg från ekologiska höns utfodrade med helt vegetabiliskt foder.

För att utreda övriga faktorer som kan påverka halterna i ägg bör studier under mer kontrollerade förhållanden utföras. De övriga faktorer som skulle kunna påverka halterna i ägg är för många att deras roll skulle kunna klargöras i denna studie.

## 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, Dioxin 2003 Boston, MA
- Ahlborg, U.G., Becking, G.C., Birnbaum, L.S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feeley, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., Liem, A.K.D., Safe, S.H., Schlatter, C., Wærn, F., Younes, M. & Yrjänheikki, E. 1993. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs, Report on WHO-ECEH and IPCS consultation. *Chemosphere* 28 (6), 1049-1067
- Alcock, R. E. & Jones, K., C. 1996. *Environmental science & technology* 30 (11), 3133-3143
- Alness, K., Frid, G., Hjertén, J., Kurowka, Z., Wejdemar, K., Widell, S., 2004. Jordbruksverkets foderkontroll 2003, rapport 2004:8
- Andersson, K., Alness, K., Hjertén, J., Kurowka, Z., Lannek, J., Lilenström, S., Wejdemar, K. 2005, Jordbruksverkets foderkontroll 2004, Rapport 2005:11
- Baars, A.J., Bakker, M.I., Baumann, R.A., Boon, P.E., Freijer, J.I., Hoogenboom, L.A.P., Hoogerbrugge, R., van Klaveren, J.D., Liem, A.K.D., Traag, W.A. & de Vries, J. 2004. Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicology Letters* 151:51-61
- Bergkvist, P. 2004. The Swedish Monitoring of Background Levels of Dioxins, Furans and Dioxin-like PCBs in Swedish Foodstuffs 2003-2004, Swedish National Food Administration.
- Bergkvist, P., Ankarberg, E., Aune, M. 2005. Källor till dioxiner i hönsägg år 2004. Livsmedelsverket
- Bergqvist, P.-A., Tysklind, M., Marklund, S., Åberg, A., Sundqvist, K., Näslund, M., Rosén, I., Tsytsik, P., Malmström, H. 2005. Kartläggning av utsläppskällor för oavsiktligt bildade ämnen: PCDD/F, PCB och HCB. Rapport MK2005:01
- Bernes, C. 1998. Monitor 16 Organiska miljögifter – Ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. Naturvårdsverkets förlag
- Bignert, A., Asplund, L. & Wilander, A. 2005. Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota, 2005, Sakrapport Metaller och organiska miljögifter i marin biota, trend- och områdesövervakning.
- Birnbaum, L & Tuomisto, J. 2000. Non-carcinogenic effects of TCDD in animals. *Food Additives and Contaminants* 17 (4), 275-288
- De Vos, S., Verschueren, D. & De Schrijver, R. 2005. Digestibility, retention and incorporation of low-level dietary PCB contents in laying hens. *Chemosphere* 58, 1553-1562
- Cleverly, D., Schaum, J., Schweer, G., Becker, J. & Winters, D. 1997. The congener profiles of anthropogenic sources of chlorinated dibenzo-p-dioxins and chlorinated dibenzofurans in the United States. *Organohalogen compounds* 32, 430-433



- De Wit, C. & Strandell, M. 2000. Levels, Sources and Trends of dioxins and dioxin-like substances in the Swedish environment. Swedish environmental protection agency
- Domingo, J.L., Schuhmacher, M., Granero, S. & Llober, J.M. 1999. PCDDs and PCDFs in food samples from Catalonia, Spain. An assessment of dietary intake. *Chemosphere* 38 (15), 3517-3528
- ‡  
Feeley, M. & Brouwer, A. 2000. Health risks to infants from exposure to PCBs, PCDDs and PCDFs. *Food Additives and Contaminants* 17 (4), 325-333.
- Fiedler, H., Cooper, K.R., Bergek, S., Hjelt, M. & Rappe, C. 1997. Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDD/PCDF) in food samples collected in Southern Mississippi, USA. *Chemosphere* 34 (5-7), 1411-1419
- Flesch-Janys, D. 1996. Elimination of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in occupationally exposed persons. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 47, 363-378.
- Food Safety authority of Ireland 2004. Investigation into Levels of Dioxins, Furans, PCBs and some elements in Battery, Free-Range, Barn and Organic Eggs, March 2004
- Ikeda, M., Matsushita, S., Yamashita, J., Ikeya, M., Iwasawa, T., Tomita, T. 2004. The transfer of 2,3,7,8- Tetrachlorodibenzo-p-dioxin into eggs and chicks following exposure to hens. *Organohalogen Compounds* 66.
- Karlsson, B., Jirskog, E., Rosell, A., Strandberg, L.-A., Lannhard Öberg, Å. & Lagerkvist Tolke, C. 2005. Marknadsöversikt animalier. Rapport 2004:25, Jordbruksverket.
- Konsumentverket 2004. Ekologiska och konventionella ägg, djurmiljö, djurhälsa och miljöpåverkan. PM 2004:5.
- KRAV 2005. Regler för KRAV-certifierad production. Utgåva januari 2005.
- Leeuwen, F.X. R., Feeley, M., Schrenk, D., Larsen, J. F., Farland, W. & Younes, M. 2000. Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere* 40, 1095-1101
- Livsmedelsverkets livsmedelsdatabas, version 04.1.1.
- Lovett, A.A., Foxal, C.D., Creaser, C.S. & Chewe, D. 1998. PCB and PCDD/DF concentrations in egg and poultry meat samples from known urban and rural locations in Wales and England. *Chemosphere* 37 (9-12), 1671-1685
- Malisch, R. 1998. Update of PCDD/PCDF-Intake from Food in Germany. *Chemosphere* 37 (9-12), 1687-1698
- Norén, K., Meironyté, D. 2000. Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swedish human milk in perspective of past 20-30 years. *Chemosphere* 40, 1111-1123
- Odén, K. 1999. Höns och andra fjäderfän. 2:a uppl. NoK/LT, Stockholm.
- Olsson, M., Bignert, A. 2003. Dioxiner i Östersjöns fisk -ett hot mot svenskt fiske.

- Miljö tillståndet i egentliga Östersjön, Rapport 2003.
- Overmeire, I.V., Hanot, V., Pussemier, L., Hellebosch, L. & Goeyens, L. 2005. Organochlorinated contaminants in Belgian eggs from free range hens. EMV- Dioxin & Dioxin-like Compounds – Feed & Food, 1384-1386
- Petreas, M.X., Goldman, L.R., Hayward, D.G., Chang, R.R. Flattery, J.J., Wiesmüller, T. & Stephens, R.D. 1991. Biotransfer and bioaccumulation of PCDD/PCDFs from soil controlled exposure studies of chickens. *Chemosphere* 23 (11-12), 1731-1741
- 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
- Pirard, C. & De Pauw, E. 2005. Uptake of polychlorodibenzo-p-dioxins, polychlorodibenzofurans and coplanar polychlorobiphenyls in chickens. *Environment International* 31, 585-591
- Rappe, C. 1996. Sources and environmental concentrations of dioxins and related compounds. *Pure & Appl. Chem.* 68 (9), 1781-1789
- Safe, S. 1993. Toxicology, structure-function relationship, and human and environmental health impacts of polychlorinated biphenyls: Progress and problems. *Environmental Health Perspective* 100, 259-268.
- SCAN, Scientific Committee on Animal Nutrition, European Commission. 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.
- 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 (4), 711-718
- Scientific Committee on Food, European Commission 2001. Opinion on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food (update based on the new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22<sup>nd</sup> November 2000, 30 May 2001).
- Sinkkonen S. & Paasivirta J. 2000. Degradation half-life times of PCDD, PCDFs and PCBs for environmental fate modelling. *Chemosphere* 40 (9-11), 943-949.
- Stephens, R. D., Petreas, M. X. & Hayward, D. G. 1995. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: chickens as a model for foraging animals. *The science of the total environment* 175, 253-273
- Traag, W., Kan, K., Zeilmaker M. & Hoogenboom, R. 2003. Carry-over of dioxins and PCBs from feed to eggs at low contamination levels. *Organohalogen Compounds* 60-65
- Traag, W., Portier, L., Bovee, T., van der Weg, G., Onstenk, C., Elghouch, N., Coors, R., Kraats, C. & Hoogenboom, R. 2002. Residues of dioxins and coplanar PCBs in eggs of free range chickens. *Organohalogen Compounds* 57, 245-248.
- van Birgelen, A.P.J.M. & van den Berg, M. 2000. Toxicokinetics. *Food Additives and*

Contaminants 17 (4), 267-273

van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.S., 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., Petersn, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Waern, F. & Zacharewski, T. 1998. Review, Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs PCDFs for Humans and Wildlife. *Environmental Health Perspectives* 106 (12), 775-792

Van den Heuvel, J.P., Lucier, G. 1993. Environmental Toxicology of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans, Review. *Environmental Health Perspectives* 100, 189-200

van Leeuwen, F.X.R., Feeley, M., Schrenk, D., Larsen, J.C., Farland, W. & Younes, M. 2000. Dioxin:s WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere* 40, 1095-1101

Öberg, M. 2003. Health Risk Assessment of Dioxin-like Compounds in Complex Samples. Doctoral thesis, Karolinska Institutet, Stockholm