

Tidstrender av tungmetaller och organiska klorerade miljöföroreningar i baslivsmedel

av Johan Ålander, Ingrid Nilsson, Birgitta Sundström, Lars Jorhem, Ingrid Nordlander, Marie Aune,
Lotta Larsson, Jorma Kuivinen, Arpi Bergh, Martin Isaksson och Anders Glynn

Innehåll

Förkortningar	2
Tack till	2
Sammanfattning	3
Bakgrund	4
Metaller	4
Kadmium	4
Bly	5
Kvicksilver	6
Persistenta organiska klorerade föreningar	7
α -HCH	7
PCB	7
HCB	8
p,p'-DDE	9
Material och metod	10
Provtagning	10
Haltdata och statistik	10
Analysmetoder för metaller	12
Analysmetoder för PCB kongener och klorpesticider	12
Resultat	14
Kadmium	14
Animalier	18
Bly	23
Kvicksilver i regnbåge	29
α -HCH i animalier	31
CB153 i animalier	34
HCB i animalier	39
p,p'-DDE i animalier	44
Diskussion	49
Kadmium	49
Bly	50
Kvicksilver	50
α -HCH	51
CB 153	51
HCB	52
p,p'-DDE	53
Slutsatser	54
Referenser	55

Förkortningar

Cd	Kadmium
Pb	Bly
Hg	Kvicksilver
POP	Långlivad organisk förorening (eng. persistent organic pollutant)
DDT	Diklordifenyltrikloretan
PCB	Polyklorerade bifenyler
DDE	Diklordifenyldikloroethylen
HCB	Hexaklorbensen
HCH	Hexaklorcyklohexan
IARC	International agency for research on cancer
CRM	Certified Reference Material
GF-AAS	Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry
ICP-AES	Inductively coupled plasma-atomic emission spectroscopy
CV-ICP-AES	Cold Vapour-ICP-atomic emission spectroscopy
λ	Halveringstid (år)

Tack till

Martin Isaksson för hjälpen med Visual Basic och Carina Branzell för all hjälp med Labmaster. Finansiering erhöles från Naturvårdsverket, miljömålsuppföljning, överenskommelse 704 1107.

Sammanfattning

Ett av Riksdagens 16 miljömål är ”giftfri miljö”. Målet innebär bland annat att kemiska ämnen i miljön inte hotar eller påverkar människors hälsa och ekosystemen. Konsumenterna utsätts dock fortfarande för vissa föroreningar på en nivå som kan misstänkas leda till hälsoproblem. Livsmedel är ofta en viktig exponeringsväg för många av dessa miljöföroreningar.

Livsmedelsverket har nu undersökt hur halterna av vissa miljöföroreningar har förändrats över tiden i baslivsmedel (vete- och rågmjöl, vetekli) och livsmedelsproducerande djur (nötkreatur, svin, lamm, odlad fisk, mjölk och ägg). Undersökningen har använt data från Livsmedelsverkets livsmedelskontroll mellan 1976 och 2010. De ämnen som analyserades var tungmetallerna kadmium, bly och kvicksilver och de svårnedbrytbara klorerade organiska föreningarna α -hexaklorcyklohexan (α -HCH), polyklorerade bifenyler (PCB), hexaklorbensen (HCB) och DDT-föreningen p,p'-DDE, även kallade POP (persistent organic pollutants).

Sammantaget visar resultaten att de riskreducerande åtgärder som hittills har vidtagits mot kadmium- och kvicksilverförorening inte har haft någon markant effekt på halterna i svenska livsmedel. För bly, HCH, PCB, HCB och DDT har dock åtgärderna i de flesta fall haft positiv effekt på halterna.

Kadmium. Halterna har mycket långsamt sjunkit i vete- och rågmjöl (halveringstid 80-120 år). I njure från nötkreatur, lamm och ren har halterna inte ändrats under den studerade tidsperioden. I vetekli och svinnjure tycks kadmiumhalterna långsamt öka (för-dubblingstid 84 respektive 26 år). Resultaten för vetekli är dock osäkra på grund av relativt få prover i undersökningen. Generellt sett är halterna högre i Skåne och Blekinge än i övriga delar av landet. Halterna i ren är klart högre i Västerbotten än i Jämtland och Norrbotten. De mycket långsamma förändringarna kan till viss del bero på ändrade produktionsmetoder i jordbruket, nya bearbetningsmetoder, samt ändrad foderproduktion.

Bly. De riskreducerande åtgärderna har haft positiv effekt på halterna i de undersökta proverna, med undantag för ren – där syns ingen trend. I mjölprodukterna halverades halterna vart 13-16 år, medan halterna i njure från nötkreatur och lamm minskade snabbare (halveringstid 7-9 år).

Kvicksilver. I odlad regnbåge var halterna oförändrade under åren 2001-2010.

POP. Halterna av ämnena sjunker över tiden (halveras på 3,5-16 år). HCB i ren och nötkreatur är dock ett undantag. I ren ökade halterna 2000-2010 med en fördubblingstid på 10 år och i nötkreatur med en fördubblingstid på 17 år. Nötkreatur och mjölk från Skåne och Blekinge har, generellt sett, högre halter av PCB och p,p'-DDE än i övriga landet.

Bakgrund

Riksdagen har tagit fram 16 olika miljömål där ”Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser.”[1]. Ett av dessa miljömål, giftfri miljö, innebär bland annat att kemiska ämnen i miljön inte ska hota eller påverka människors hälsa och ekosystemen och att halterna av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället är försumbar [2].

Trots att riskreducerande åtgärder, såsom till exempel förbud för bly i bensin (1994), gränsvärde för kadmiumhalter i mineralgödsel (1993) och förbud för nyanvändning av polyklorerade bifenyler (PCB, 1978), har satts in för att minska befolkningens exponering av miljöföroreningar, ligger konsumenternas exponering för vissa av föroreningarna fortfarande på en nivå som kan misstänkas leda till hälsoproblem. I många fall är livsmedel en viktig exponeringsväg för många av dessa miljöföroreningar.

Som ett led i uppföljningen av effekter av hittills genomförda riskreducerande åtgärder har data på halter av metallerna kadmium, kvicksilver och bly i livsmedelsproducerande djur/baslivsmedel använts för att följa upp tidstrender av miljögifter i baslivsmedel. Tidstrenderna av de svårnedbrytbara klorerade organiska föreningarna α -hexaklorcyklohexan (α -HCH), PCB, hexaklorbensen (HCB) och DDT-föreningen p,p'-DDE i livsmedelsproducerande djur/baslivsmedel undersöktes också. Haltdata kommer från Livsmedelsverkets årliga program för livsmedelskontroll.

Metaller

Metaller, såsom kadmium, bly och kvicksilver är grundämnen och kan inte nybildas eller brytas ner. De finns naturligt i jordskorpan och omfördelas i naturen på grund av mänsklig aktivitet, såsom gruvbrytning, användning eller förekomst av metallerna i produkter, sopförbränning och eldning av fossila bränslen [3-4].

Kadmium

Metallen kan vid en relativt låg exponering ge negativa effekter på människors hälsa. Ämnets höga toxicitet och långlivade egenskaper i miljön har medfört att en rad åtgärder har vidtagits med syfte att begränsa befolkningens exponering, till exempel förbud för kadmium i färgämnen (1982), i vissa plastartiklar (1992) och i vissa batterier och elektroniska produkter (2004) [5]. Sverige har också haft en särskild punktskatt för kadmium i gödselmedel fram till årsskiftet 2009/2010.

Kadmiumhalterna i den svenska jordbruksmarken och i grödan har ökat med cirka 30 procent under det senaste århundradet och den största källan var tidigare fosforgödselmedel, därefter nedfall från luften. I dagsläget dominerar den atomsfäriska depositionen medan gödsling endast ger en mindre del av det kadmium som tillförs åkermark [5].

Oftast ligger kadmiumhalterna i födan på mellan 0,005-0,1 mg/kg men bland annat njure, lever, skaldjur och vissa svampar kan innehålla höga halter [3, 6]. Njure från häst kan innehålla mycket höga halter, upp till 200 mg/kg har hittats [7].

Hos den icke-rökande populationen sker exponeringen av kadmium framför allt via kosten, men rökare kan ha klart högre blod- och urinhalter av kadmium på grund av exponering från tobak [3, 6, 8]. Upptaget av kadmium från mat i kroppen är cirka fem procent av intagen mängd, men påverkas av flera faktorer. Biotillgängligheten i födan påverkas av kostfibrer, som binder tvåvärdade katjoner och därigenom sänker upptaget [5, 9] medan järnbrist kan medföra ett ökat upptag [6]. Kadmium har en biologisk halveringstid på 10-30 år hos människa och ansamlas framför allt i njurarna [3, 6]. Detta medför att halten i njurarna ökar med ökande ålder och kan på sikt öka risken för njurskador. Även tätheten av kroppens ben misstänks påverkas negativt av långsiktig kadmiumexponering [10], vilket skulle kunna öka risken för benskörhet och frakturer. Kadmium är klassat som carcinogent av International Agency for Research on Cancer (IARC) [11].

I Sverige ligger det beräknade medianintaget från mat på cirka 1 µg/kg kroppsvikt/vecka, vilket är under det tolerabla intag (2.5 µg/kg kroppsvikt/vecka) som den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten EFSA tagit fram [12-13]. För medelkonsumenten ger spannmålsprodukter och potatis det största bidraget till kadmiumintaget via kosten, därefter kommer grönsaker och ris. För vissa individer kan intaget ligga i nivå med, eller över, det tolerabla intaget [3, 13]. Dessa individer tycks ha ett litet annorlunda mönster gällande livsmedelskonsumtion jämfört med genomsnittskonsumenten, med ett högre bidrag till intaget av kadmium från skaldjur och spenat [13].

Bly

Tidigare var bensin den största utsläppskällan av bly [6]. Utsläppen har under senare år minskat, framför allt på grund av förbudet mot blyad bensin (1994) [14]. Idag är det största användningsområdet batterier/ackumulatorer, men bly används även i elektronik, vikter, fiskesänken, ammunition och kabelmantling [15].

Exponeringen sker framför allt via födan och vatten. Baslivsmedel har normalt sett halter bly som ligger <0,03 mg/kg [15], men skaldjur, lever och njure från vilt, samt vissa vilda svampar kan innehålla förhöjda halter av bly. För medelkonsumenten bidrar spannmålsprodukter och andra vegetabilier, samt olika drycker, till den största delen av blyintaget från livsmedel [15]. För barn kan damm och jord vara en stor exponeringskälla [6].

Absorberat bly transporteras i blodet till organ som lever och njure [16]. En stor del av blyet i kroppen ansamlas sedan i skelettet där det har en halveringstid på mellan 10-30 år [6]. Bly kan skada nervsystemet och hjärnan, speciellt hos foster och små barn [15]. Under graviditet och amning kan en del av det bly som finns lagrat i benvävnad frisättas på grund av förändrad omsättning av benvävnaden och därigenom ge en ökad exponering av fostret/barnet [6, 16].

EFSA har tagit fram hälsomässigt baserade referensvärden för bly som ligger på 0,5 mikrogram bly/kg kroppsvikt/dag för gravida kvinnor (foster) och barn, och 0,63 eller 1,5 mikrogram bly/kg/dag för vuxna (blodtryck eller njursjukdom) [16]. Enligt en undersökning från 1999 låg blyintaget från mat på i medeltal 7 mikrogram/dag [15], vilket motsvarar ett intag på drygt 0,1 mikrogram/kg/dag vid en kroppsvikt på 60 kg. Blyhalten i blod hos vuxna i Sverige är idag i genomsnitt 15-30 µg/l som, vid en internationell jämförelse, är relativt lågt [15].

Kvicksilver

Metallen förekommer i naturen i flera olika former, som rent grundämne, samt i oorganisk och organiska former, bland annat metylkvicksilver. I vatten, sediment och mark omvandlas oorganiskt kvicksilver till metylkvicksilver som bioackumuleras i fisk, med de högsta halterna i de stora rovfiskarna [17].

Den största källan till kvicksilverutsläpp ur ett internationellt perspektiv är förbränning av kol [18]. Utsläpp sker också från industrier, vid urlakning av soptippar och genom spridning av avloppsslam [18].

Fisk och skaldjur är den största källan till metylkvicksilverexponering hos människa [6, 19]. Högsta halterna återfinns i framförallt i sötvattensfisk. Mager havsfisk, med relativt låga halter av metylkvicksilver, är för de flesta den dominerande källan till intag [20]. I studier på gravida kvinnor [21] och kvinnor i fertil ålder [22] var kvicksilverhalten högre hos kvinnor som ofta åt fisk jämfört med de som mer sällan åt fisk. Även antalet amalgamfyllningar i tänderna påverkar halten av oorganiskt kvicksilver i kroppen [22].

Cirka 80 procent av ackumulerat metylkvicksilver antas ha en halveringstid i kroppen på 70 dygn, medan det som ansamlas i hjärnan kan ha en halveringstid på flera år [6]. Metylkvicksilver kan skada det centrala nervsystemet vid relativt låga exponeringar och under fosterperioden är känsligheten som störst. Hos barn, vars mödrar under graviditeten haft ett förhöjt intag av metylkvicksilver, har man i vissa studier funnit att den normala utvecklingen varit fördröjd [6].

Det provisoriska tolerabla intaget av kvicksilver och metylkvicksilver är av WHO satt till 1,6 µg/kg kroppsvikt/vecka [23], medan National Research Council (NRC) i USA föreslagit en hälsobaserad övre intagsgräns på 0,7 µg/kg kroppsvikt/vecka [24]. Medelintaget av metylkvicksilver bland barn och vuxna i Sverige är cirka 0,1-0,2 µg/kg kroppsvikt/vecka [20]. Bland riskgruppen gravida kvinnor ligger exponeringen generellt lågt [20]. I en undersökning av kvicksilvernivåer i hår från kvinnor i barnafödande ålder med hög konsumtion (självrapporterad) av fisk från områden med förhöjda metylkvicksilver i fisk överskred tre procent NRCs övre intagsgräns [25].

Persistenta organiska klorerade föreningar

Svårnedbrytbara organiska föreningar (eng. persistent organic pollutant, POP) har speciella fysikaliska och kemiska egenskaper som bidrar till att de, när de hamnar i naturen, är intakta under en väldigt lång tid (flera år). De sprids långa vägar och hittas i stor sett överallt i omgivningen, samt ansamlas i fettvävnad hos levande organismer. Därigenom hittas de i högre koncentrationer ju högre upp i näringskedjan man kommer och är toxiskt för både människa och djur [26]. För samtliga POPar i denna studie är födan den största källan till exponering, efter att användningen av kemikalierna i samhället helt förbjudits eller starkt begränsats [27-29].

α -HCH

Hexaklorocyklohexan (HCH) är en grupp av kemikalier med fem stabila isomerer och introducerades under 1940-talet som ett universellt insektgift, där den mest aktiva isomeren är γ -HCH (lindan). α -HCH bildas under syntesen av lindan (som används mot bland annat huvudlöss i vissa länder) [29]. α -HCH transporteras långväga och ansamlas främst i kallare regioner [30].

Det beräknade per capitaintaget för summan av flera HCH-föreningar (α -, β - och γ -HCH) från Livsmedelsverkets matkorgsundersökning år 1999 låg på 81 ng/dag [31]. I matkorgsundersökningen 2005 hade per capitaintaget minskat marginellt till 70 ng/dag [32]. För medelkonsumenten gav mejeriprodukter det största bidraget till intaget, följt av kött och fisk [32].

Neurotoxiska effekter och störningar i mag-tarmkanalen har rapporterats från arbetare som exponerats för en mix av HCH-isomerer under tillverkningsprocessen [29]. I försöksdjur har α -HCH setts vara neuro- och levertoxiskt, påverkat immunförsvaret och orsaka cancer [29]. Det finns inget internationellt fastslaget hälsobaserat acceptabelt intag av α -HCH på grund av begränsningar i dataunderlaget.

PCB

Polyklorerade bifenyler (PCB) utgörs av en serie av 209 enskilda varianter (kongener) som innehåller mellan 1 och 10 kloratomer. Kongenerna namnges genom ett numererat nomenklatursystem [33] och kan indelas i två grupper beroende på deras toxicitet. Dioxinlika PCBer (12 st) har en struktur och toxicitet som är lik dioxinernas. Övriga (bland annat CB153 som ingår i denna studie) går under benämningen icke-dioxinlika PCB [34]. Resultat från analyser av fett från nötkreatur och svin, muskel från fisk, samt humant blod och modersmjölk har visat att halten av PCB-kongen CB153 kan användas som en markör för den totala halten av PCB [28, 35-36].

PCB har haft många olika användningsområden på grund av dess värmetålighet och isolerande förmåga och har bland annat använts i kondensatorer, transformatorer, värmeväxlare, fogmassor i hus och i färger [37]. Sedan 1978 är all nyanvändning av PCB förbjuden i Sverige [38].

PCB har ansamlats i miljön på grund av hög fettlöslighet och svårnedbrytbarhet. Höga halter hittas i fettrik fisk från förorenade områden, till exempel i strömming från Östersjön [28].

PCB finns framför allt i feta animaliska livsmedel såsom fisk, kött och mejeriprodukter, och fisk står i medeltal för ungefär 50-60 procent av det totala intaget från mat [28, 31-32]. Det beräknade dagliga intaget år 2005 låg på 362 ng/dag för summan av 23 kongener och 85 ng/dag för CB153 [28]. I en riskvärdering av icke-dioxinlika PCBer fastslog EFSA att det inte gick att ta fram något tolerabelt intag av icke-dioxinlika PCBer på grund av bristfälliga data gällande ämnenas giftighet [34].

Dioxin-lika PCBer riskvärderas tillsammans med dioxiner, och ett tolerabelt intag på 2 pg toxicitetsekvivalenter (TEQ)/kg kroppsvikt/dag har föreslagits av EUs expertgrupp Scientific Committee on Food [39]. Medelintaget i Sverige från livsmedel låg 2005 på 30-50 pg TEQ/dag, vilket motsvarar 0,5-0,8 pg TEQ/kg kroppsvikt/dag (kroppsvikt 60 kg). Ungefär 50 procent av intaget kom från dioxinlika PCB. Intagsberäkningar, baserade på kostdata från Livsmedelsverkets matvaneundersökning Riksmaten 1997-98 och haltdata från perioden 1999-2004, visade att fem procent av kvinnorna i åldern 18-40 år hade intag som låg på eller över det tolerabla intaget. Vid epidemiologiska studier av barn, som exponerats för höga PCB- och/eller dioxinhalter under fosterstadiet, har man sett sänkt födelsevikt, högre frekvens av vissa infektionssjukdomar, försenad utveckling av det centrala nervsystemet och försenad tillväxt under barndomen [28]. PCB och dioxiner ger upphov till liknande effekter i djur [34].

HCB

Hexaklorbensen (HCB) är ett bekämpningsmedel som även bildas oavsiktligt vid förbränning, samt vid kemikalietillverkning av till exempel klorerade lösningsmedel, aromater och pesticider [27, 40]. Det är mycket långlivat i miljön och giftigt för vattenlevande organismer.

I Livsmedelsverkets matkorgsundersökning från 2005 låg per capitaintaget av HCB på 83 ng/dag, motsvarande 1,4 ng/kg kroppsvikt/dag vid en kroppsvikt på 60 kg [32]. Mejeriprodukter och fisk gav det största bidraget till medelintaget.

Under åren 1955-59 blev ett stort antal människor i Turkiet exponerade för höga halter av HCB, med bland annat en hög barnadödlighet (95 %) hos nyfödda och ammande barn, störningar i porfyrinmetabolism, förstörd lever, sköldkörtel och lymfnoder och osteoporos som följd [27, 41]. Det har beräknats att exponeringen låg på 50-200 mg HCB per dag under en längre tid [27]. Djurförsök har visat att HCB kan orsaka cancer och har negativa effekter på ett flertal organ, såsom lever, lungor, njure, sköldkörtel, nerv- och immunsystemet [27]. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) i USA har föreslagit ett hälsorelaterat riktvärde för HCB på 50 ng/kg kroppsvikt/dag [42], vilket ligger cirka 40 gånger högre än medelintaget i Sverige.

p,p'-DDE

DDT har sedan 1943 använts som insektsgift men är idag förbjudet i många länder, i Sverige förbjöds användandet av ämnet år 1975 [43]. 2006 gav dock WHO klartecken till fortsatt användning av DDT inomhus för att bekämpa malariamyggor i länder med hög malariaspridning [44].

p,p'-DDE är en nedbrytningsprodukt av DDT [45]. Det beräknade per capita-intaget år 2005 låg på 292 ng/dag för summan av totalhalt av DDT och dess metaboliter och 210 ng/dag för p,p'-DDE [28], motsvarande 3,5 ng p,p'-DDE/kg kroppsvikt/dag vid en kroppsvikt på 60 kg. Fisk var den dominerande källan för intag (50 %), följt av mejeriprodukter och kött.

I djurförsök har man sett en ökad risk för levertumörer hos mus och råttor, och även reproduktionseffekter [46]. WHO har tagit fram ett provisoriskt acceptabelt intag för DDT-föreningar på 10 µg/kg kroppsvikt/dag [47], vilket ligger över 2000 gånger högre än per capitaintaget i Sverige.

Material och metod

Provtagning

Vete- och rågmjöl, samt vetekli, provtogs i olika monitoreringsprojekt, där produkterna endera provtogs direkt i kvarnen eller köptes i butik. Regnbåge provtogs individuellt direkt från odlingarna inom Livsmedelsverkets ordinarie animaliekontroll. De analyserade proverna bestod av muskel. Njure från nötkreatur, svin, lamm och ren provtogs individuellt i slakterierna i Livsmedelsverkets ordinarie animaliekontroll, liksom subkutant fett från nötkreatur och ren. Ägg (12 ägg/prov) från enskilda producenter provtogs i äggpackerier, och mjölk provtogs från tankbil (ca 10 gårdar/prov).

Haltdata och statistik

Haltdata för metaller togs fram ur två av Livsmedelsverkets databaser (Metallregistret och Labmaster) och kontrollerades för möjlig dubbelbokföring. Där kända kontaminerade områden (Nol, Rönnskärsverket, etc.) samt noteringar om misstänkt kontaminerad miljö fanns togs dessa data bort. POP-data togs fram ur databasen Labmaster.

I den statistiska analysen av resultaten delades Sverige in i 5 regioner. För cerealier baserades provets regiontillhörighet på kvarnens läge (Figur 1). För prover från köttproducerande djur och ägg bestämdes regiontillhörighet baserat på i vilken region slakteriet och äggpackeriet låg. För mjölk sattes regiontillhörighet baserat på för de mjölkproducerande gårdarnas lokalisering. Regionindelningen av produktionen av odlad fisk baserades på odlingarnas lokalisering. I analysen av tidstrender i ren delades produktionsområdena upp i regionerna 1-3 (Figur 1).

I den statistiska analysen av trender i nötkreatur delades djuren in i följande djurtyper: ungdjur <13 månader, hane/kastrat 13-23 månader, hona 13-23 månader, hane/kastrat ≥ 24 månader samt hona ≥ 24 månader. Svin delades in i slaktsvin (≤ 8 månader) och övriga svin (> 8 månader). För ren användes noteringarna i databaserna om kalv, hane och hona. Där notering saknades men ålder angetts till ≤ 6 månader klassades dessa djur till kalv. Regnbåge klassades i två klasser, fisk med vikt $< 1\ 500$ g eller $\geq 1\ 500$ g (matfisk), i de fall där vikt angetts i databasen.

Ett fåtal av cerealieproverna var noterade att komma från område 2 och 5 och exkluderades i den statistiska analysen vid justering av resultaten för region. Biodynamiskt odlade produkter exkluderades också i den statistiska analysen, på grund av en viss skillnad i utmalningsgrad.

Haltdata angivet som mindre än kvantifieringsgräns (LOQ), alternativt mindre än detektionsgräns (LOD), identifierades och dessa värden sattes till $\frac{1}{2}$ LOQ. Därefter transformerades data logaritmiskt för att få en normalfördelning.



Figur 1. Områdesindelning av Sverige. Till vänster regionsindelningen för cerealier och djur exklusive ren där; 1 är Skåne och Blekinge län; 2 är Halland, Jönköping, Kalmar och Gotlands län; 3 är Västra Götalands län; 4 är Värmlands, Örebro, Södermanland, Västmanland, Stockholm och Uppsala län; 5 är Dalarnas, Gävleborg, Jämtland, Västernorrland, Västerbotten och Norrbottens län. Till höger indelningen för ren där; 1 är Jämtlands län; 2 är Västerbottens län; 3 är Norrbottens län.

Den statistiska analysen gjordes med programmet Minitab 15 (Minitab Inc., 2006). För att beskriva sambandet mellan den beroende variabeln (halter av metaller eller POP) och de oberoende variablerna år, område och djurtyp användes multipel linjär regressionsanalys. Region och djurtyp är kvalitativa variabler och sattes till indikatorvariabler ("dummy-variabler") i regressionsanalysen. Som referensvariabel användes den indikatorvariabel med störst antal analyser för den längsta tidsperioden som analyserades för varje matris. Regressionsanalysen gjordes iterativt tills samtliga standardresidualvärden ej översteg ± 3 , dessa bedömdes vara outliers och plockades bort.

General Linear Model användes för bestämning av justerade medelvärden för variablerna område och djurtyp på outliers-korrigerade data från regressionsanalysen för respektive tidsperiod.

Figurer och en icke-linjär kurvanpassning, med outlier-exkluderade data från den linjära regressionen, gjordes med programmet GraphPad Prism (version 5.04).

Analysmetoder för metaller

Metod för lammnjure t.o.m. 1995, nötnjure t.o.m. 1993, rennjure år 1999 och cerealier 1976-2010 (Metallregistret): Proverna torraskades i platinaskålar vid 450° C, och upplösning av askan gjordes i 0,1 M salpetersyra. Bestämning av bly och kadmium gjordes med GF-AAS med bakgrundskorrektion. Relevanta certifierade referensmaterial (CRMs) har analyserats parallellt med proverna och laboratoriet deltar regelbundet i kvalifikationsprovningar med godkända resultat [48].

Metod för lammnjure 1998-2009, nötnjure 1998-2009, rennjure 1996-2010 exklusive år 1999 (Labmaster): Proverna uppslötts i en blandning av perklorosyra och salpetersyra och bestämning av bly och kadmium gjordes med ICP-OES. För Hg i fisk år 2001-2010: total kvicksilver bestämdes med Cold Vapour-ICP-atomemission spektrometri (CV-ICP-AES), efter en nedbrytningsprocess som inkluderar perklorosyra. Relevanta CRMs har analyserats parallellt med proverna och laboratoriet deltar regelbundet i kvalifikationsprovningar med godkända resultat.

Analysmetoder för PCB och klorpesticider

Samtliga prover av odlad fisk, mjölk och ägg har analyserats på Livsmedelsverket. Prover av underhudsfett från nötkreatur och svin analyserades av Livsmedelsverket till och med 1994 och därefter av Eurofins Food & Agro (tidigare AnalyCen) i Lidköping. Fram till och med våren 1994 analyserades PCB som "total PCB" och därefter har enskilda PCB-kongener analyserats. Omräkningsfaktorer mellan de båda analysmetoderna är tidigare redovisade [36]. Alla prover av underhudsfett från ren har analyserats av Eurofins Food & Agro.

I analysmetoderna för odlad fisk och ägg extraheras proverna först med en blandning av hexan och aceton och därefter med en blandning av hexan och dietyleter. Mjölksproverna extraheras med en blandning av hexan och aceton. Fetthalten bestäms gravimetriskt efter indunstning av lösningsmedlen. Fettet löses i hexan och provet behandlas med koncentrerad svavelsyra för att avlägsna fettet i provet. PCB kongenerna separeras från

klorpesticiderna (utom p,p'-DDE och HCB) med hjälp av en kiselgelkolonn. Kvantifieringen görs på en gaskromatograf med dubbla kapillärkolonner och dubbla elektroninfångningsdetektorer (GC/ECD). De använda analysmetoderna finns beskrivna tidigare [49-51].

Analysmetoden för bestämning av PCB kongener och klorpesticider i underhudsfett från nötkreatur, svin och ren är likartad som för fisk och ägg förutom att fettet tas bort på en svavelsyra/kiselgelpelare och att det inte görs någon separation av substanserna på en kiselgelkolonn. En jämförelse av analysresultat från de olika laboratorierna har gjorts och visade på god överensstämmelse.

Analysmetoden för bestämning av total PCB och klorpesticider i underhudsfett från nötkreatur och svin till och med våren 1994 är beskriven tidigare [36].

Tillsammans med proverna analyseras alltid blank- och kontrollprover för att verifiera noggrannheten och precisionen för analyserna. Laboratorierna deltar regelbundet i internationella kompetensprovningar för att kontrollera riktigheten i analyserna. Analysmetoderna är sedan slutet av 1990-talet ackrediterade av SWEDAC.

Resultat

Kadmium

Cerialier

För både vetemjöl och rågmjöl (Tabell 1) minskar halterna statistiskt sett under tidsperioden 1976-2010 (Figur 2), även efter justering av resultaten för provernans olika ursprungsområden (Tabell 1). Dock är halveringstiden mycket lång (84 år eller mer). År 2000 lades kvarnen i Göteborg ner (område 3) och inga data från denna region går därefter att hitta i databasen för rågmjöl, ett fåtal för vetemjöl finns dock noterade. En analys av haltdata från område 1 (Skåne och Blekinge) och 4 (Värmlands, Örebro, Södermanland, Västmanland, Stockholm och Uppsala län) visar på cirka en procent minskning per år för både vete- och rågmjöl för tidsperioden 1976-2010, med långa halveringstider på 76 respektive 88 år (Tabell 1).

Vid en närmare analys av data och med en brytpunkt för åren 1994-1995 (införandet av punktskatt på kadmiumhalt i handelsgödsel) ses ingen minskning för rågmjöl mellan 1976-1994 (Tabell 1). Från 1995 tycks halterna långsamt öka för vete såväl som för råg. Om nuvarande takt i ökning fortgår kommer det ta cirka 34 år för vetemjöl och 24 år för rågmjöl att fördubbla halten av kadmium. Ingångshalterna, det vill säga den medelhalt som fanns under första året i tidstrenden, är ungefär dubbelt så hög i vetemjöl som för rågmjöl (Tabell 1).

För vetemjöl finns det även en regional skillnad i halt efter justering av resultaten för tidstrenden, med lägre halter i område 3 jämfört med område 4 under tidsperioderna 1976-2010 och 1976-1994 (Tabell 2). Från 1995 och framåt försvinner den statistiska skillnaden, vilket troligen beror på för få data från område 3. Rågmjöl har en statistiskt signifikant skillnad för år 1995 och framåt, med högre halt i område 1 jämfört med område 4 (Tabell 3).

För vetekli ses en statistiskt signifikant ökning av kadmium under åren 1979-2010 (Tabell 1, Figur 1), vilket är mer framträdande innan brytpunkten för punktskatten införande (Tabell 1). Efter 1995 ses ingen signifikant ändring av halterna av kadmium i vetekli, men resultaten är osäkra på grund av litet antal prover. Ingångshalterna för vetekli är ungefär 3,5 gånger högre, jämfört med vetemjöl (Tabell 1). Någon analys av skillnad i områden går ej att göra då det för tidsperioden 1979-1997 enbart finns noteringar i databasen om prov från område 4, därefter är all provtagning från område 1.

Tabell 1. Tidstrender på kadmiumhalter i cerealier analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (mg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ^e	N (outliers)	N <LOD
			Minskning	Ökning			
Vetemjöl ^a	76-10	0,030 (0,031)	0,5 ± 0,2 ^{**}		126	401 (3)	0
	76-94	0,030 (0,031)	0,6 ± 0,4			286 (1)	0
	95-10	0,018 (0,017)		1,8 ± 0,6 ^{**}	39	115 (0)	0
	76-10 ^b	0,030 (0,031)	0,6 ± 0,2 ^{**}		121	326 (4)	0
	76-94 ^b	0,030 (0,031)	0,9 ± 0,4 [*]		75	235 (4)	0
	95-10 ^b	0,018 (0,018)		2,1 ± 0,6 ^{**}	34	91 (0)	0
Vetekli ^c	79-10	0,11 (0,11)		0,8 ± 0,4 [*]	84	57 (1)	0
	79-94	0,11 (0,11)		4,3 ± 1,0 ^{***}	16	37 (1)	0
	95-10	0,10 (0,10)	0,5 ± 0,9			20 (0)	0
Rågmjöl ^d	76-10	0,017 (0,017)	0,7 ± 0,3 [*]		99	211 (3)	0
	76-94	0,017 (0,017)		0,3 ± 0,7		121 (0)	0
	95-10	0,011 (0,011)		3,3 ± 0,8 ^{***}	21	87 (0)	0
	76-10 ^b	0,017 (0,017)	0,8 ± 0,3 ^{**}		84	207 (3)	0
	76-94 ^b	0,017 (0,017)		0,3 ± 0,7		117 (0)	0
	95-10 ^b	0,011 (0,011)		3,0 ± 0,8 ^{***}	24	90 (3)	0

^a År 1978, 1980, 1991 och 2001 saknas. ^b År och område 1, 3 och 4 som oberoende variabler i modellen. ^c År 1986-87, 1991, 1996, 1998-2001 och 2005 saknas. ^d År 1978-80, 1991 och 2005 saknas. ^e Halveringstid.

* p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001.

Tabell 2. Justerade medelvärden för kadmiumhalter i vetemjöl från General Linear Modelanalys. Regionala skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)		
	År 76-10	År 76-94	År 95-10
1	0,030 ± 0,0009 (112)	0,031 ± 0,001 (77)	0,026 ± 0,001 (35)
2	-	-	-
Område	0,022 ± 0,0008*** (74)	0,022 ± 0,001*** (50)	0,023 ± 0,001 (24)
4^a	0,028 ± 0,0007 (140)	0,029 ± 0,0009 (108)	0,025 ± 0,001 (32)
5	-	-	-

*** p<0,001.

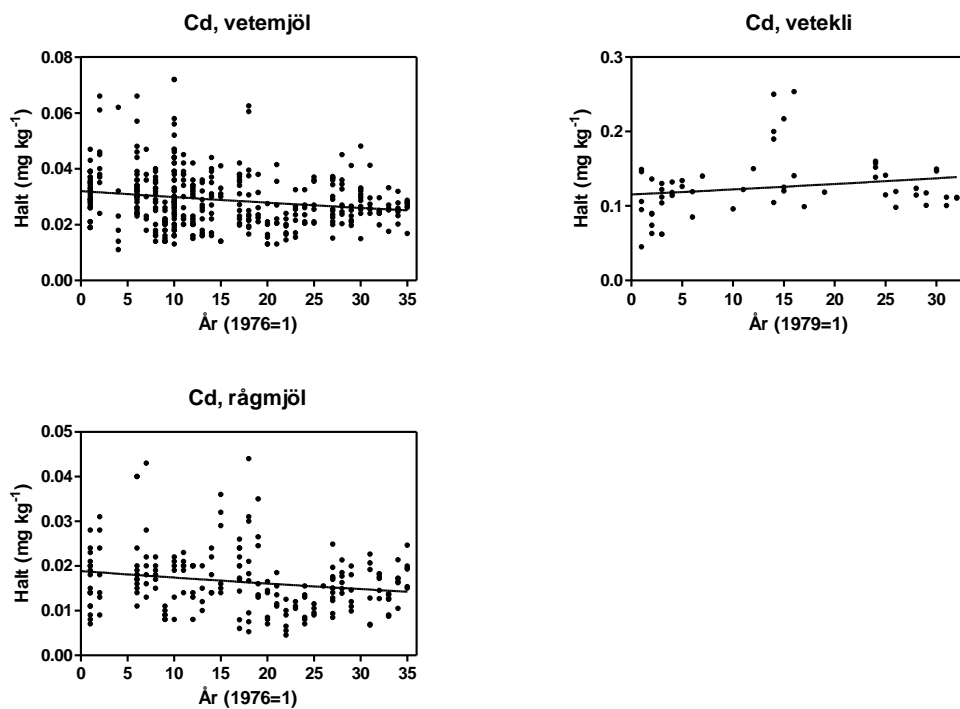
^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

Tabell 3. Justerade medelvärden för kadmiumhalter i rågmjöl från General Linear Modelanalys. Regionala skillnader från Ln-ransformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)		
	År 76-10	År 76-94	År 95-10
1	0,016 ± 0,0008 (81)	0,017 ± 0,001 (33)	0,014 ± 0,0007* (48)
2	-	-	-
Område	0,015 ± 0,001 (41)	0,017 ± 0,001 (29)	0,013 ± 0,001 (12)
4^a	0,014 ± 0,0007 (85)	0,017 ± 0,001 (55)	0,012 ± 0,0007 (30)
5	-	-	-

* p<0,05.

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.



Figur 2. Tidstrender på kadmium i vetemjöl för åren 1976-2010, vetekli för åren 1979-2010 och rågmjöl för åren 1976-2010. Trendlinjerna är logaritmiska anpassningar av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-k*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade (se Tabell 1).

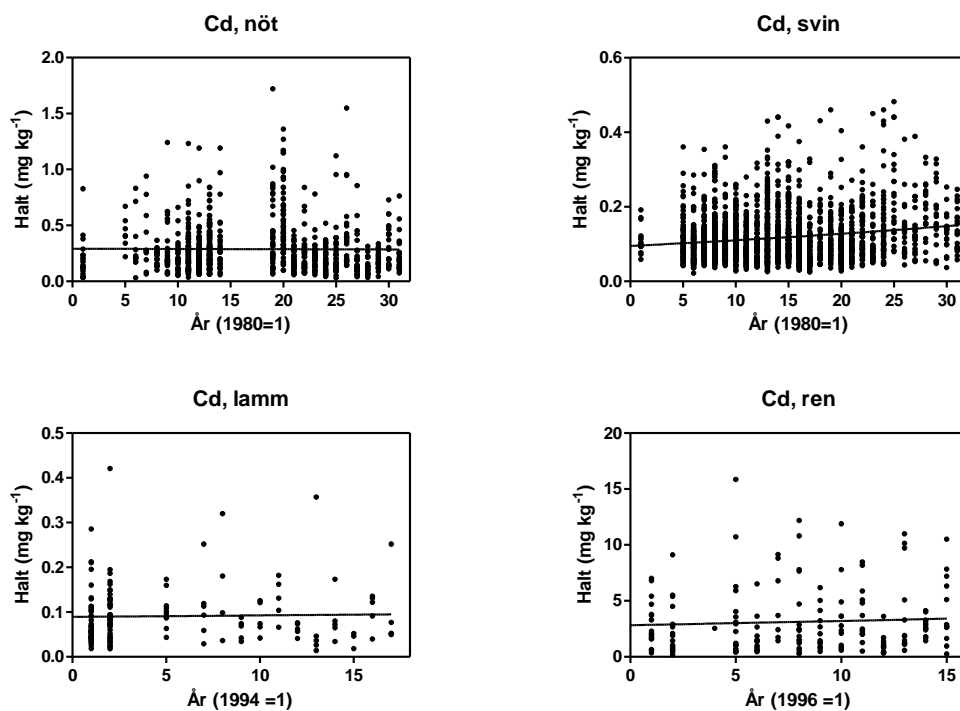
Animalier

Njure från nötkreatur uppvisar ingen förändring av kadmiumhalt mellan åren 1980-2010 när enbart halt och år används i den statistiska modellen (Tabell 4, Figur 3). Inkluderas de oberoende variablerna område 1-5 och djurtyp i modellen bortfaller åren 1980-1991 på grund av att ålder och/eller område inte noterades på ett systematiskt sätt för dessa år. En signifikant minskning av kadmiumhalter ses från och med år 2004 (Tabell 4), med en halveringstid på 12 år. För åren 1992-2010 finns det även regionala skillnader i justerade medelhalter, där njurar från område 1 och 2 har högre halt av kadmium jämfört med område 3 (Tabell 5). För samtliga tre tidsperioder som analyserats statistiskt har ungdjur <13 månader lägre kadmiumhalter och hona >23 månader högre halter jämfört med hane/kastrat 13-23 månader (Tabell 5).

För svinnjure ses en signifikant ökning av halterna från år 1980-2010 i regressionen med år som enda ingående oberoende variabel (Tabell 4, Figur 3). Justeras data för djurtyp och område 1-5 faller åren 1980-1991 bort på grund av att ålder och/eller område inte noterades på ett systematiskt sätt för dessa år. Totalt sett sker dock en ökning av halterna mellan åren 1992-2010, med en fördubblingstid på 26 år (Tabell 4). I likhet med nötnjure observerades en nedgång i halter (halveringstid 15 år) under perioden 2004-2010. Den regionala analysen (Tabell 6) avslöjar högre halter i område 1 jämfört med övriga landet under åren 1992-2010 samt för åren 1992-2003. Mellan 2004-2010 är skillnaderna mindre, men fortsatt signifikant lägre halter för område 2-4.

För lammnjure (Tabell 4, Figur 3) sker under åren 1994-2010 ingen statistiskt signifikant förändring av kadmiumhalterna. Inkluderas område i regressionsmodellen kvarstår enbart 64 analyser och åren 1994-1997 bortfaller utan att någon signifikant ändring av halterna sker (visas ej).

För ren (Tabell 4, Figur 3) ses inte heller någon statistisk förändring mellan åren 1996-2010, vare sig med år som enda oberoende variabel eller om område 1-3 och djurtyp inkluderat i regressionsmodellen. Vid en analys av regioner och djurtyp (Tabell 7) ses en signifikant högre halt för område 2 (Västerbottens län), jämfört med område 3 (Norrbottens län) och kalv har en lägre halt än hane.



Figur 3. Tidstrender på kadmium i njure från nötkreatur för åren 1980-2010, svin för åren 1980-2010, lamm för åren 1994-2010 och ren för åren 1996-2010. Trendlinjerna är logaritmiska anpassningar av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-k*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade (se Tabell 4).

Tabell 4. Tidstrender på kadmiumhalter i njure från olika djur analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (mg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ^j	N (outliers)	N <LOD
			Minskning	Ökning			
Nöt	80-10 ^a	0,19 (0,14)	0,2 ± 0,3		12	920 (13)	0
	92-10 ^{b, c}	0,28 (0,24)	0,8 ± 0,4			574 (8)	0
	98-03 ^c	0,42 (0,32)	3,2 ± 2,6			211 (1)	0
	04-10 ^c	0,25 (0,17)	5,6 ± 2,5*			175 (3)	0
Svin	80-10 ^d	0,11 (0,10)	1,1 ± 0,2***		62	2197 (48)	0
	92-10 ^{e, f}	0,10 (0,10)	2,7 ± 0,4***		26	891 (11)	0
	92-03 ^{e, f}	0,10 (0,10)	1,4 ± 0,6*		51	747 (11)	0
	04-10 ^e	0,24 (0,19)	4,7 ± 2,1*		15	144 (1)	0
Lamm ^g	94-10	0,078 (0,057)	0,04 ± 1,0			159 (3)	0
Ren ^h	96-10	2,9 (2,1)	1,8 ± 1,7			170 (0)	0
	96-10 ⁱ	3,0 (2,1)	2,4 ± 1,9			143 (0)	0

^a År 1981-1983 och 1994-1997 saknas. ^b År 1980-1991 och 1994-1997 saknas. ^c År, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^d År 1981-83 saknas. ^e Slaktsvin <8 månader, år och område 1-5 som oberoende variabler i modellen. ^f År 1993 saknas.

^g År 1996-97 och 1999 saknas. ^h År 1998 saknas. ⁱ År, område 1-3 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^j Halveringstid.

* p < 0,05; *** p < 0,001.

Tabell 5. Justerade medelvärden för kadmiumhalter i nötnjure från General Linear Modelanalys. Regionala och ålder/könsmissiga skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)			
	År 92-10	År 98-03	År 04-10	
Område	1	0,25 ± 0,017 ^{***} (79)	0,25 ± 0,026 (34)	0,19 ± 0,035 (17)
	2	0,23 ± 0,014 ^{**} (113)	0,23 ± 0,024 (33)	0,21 ± 0,032 (29)
	3^a	0,18 ± 0,010 (138)	0,20 ± 0,018 (50)	0,16 ± 0,018 (49)
	4	0,17 ± 0,010 (136)	0,19 ± 0,018 (43)	0,21 ± 0,026 (49)
	5	0,20 ± 0,013 (108)	0,19 ± 0,017 (51)	0,22 ± 0,033 (31)
Djurtyp	<13 mån.	0,093 ± 0,009 ^{***} (41)	0,093 ± 0,016 ^{***} (13)	0,077 ± 0,014 ^{***} (19)
	Hane 13-23 mån.^a	0,21 ± 0,007 (311)	0,20 ± 0,011 (114)	0,20 ± 0,014 (112)
	Hona 13-23 mån.	0,24 ± 0,020 (53)	0,23 ± 0,030 (21)	0,19 ± 0,044 (11)
	Hane >23 mån.	0,22 ± 0,018 (61)	0,22 ± 0,032 (17)	0,28 ± 0,052 (17)
	Hona >23 mån.	0,36 ± 0,022 ^{***} (108)	0,45 ± 0,045 ^{***} (46)	0,39 ± 0,075 ^{***} (16)

^{**} p<0,01; ^{***} p<0,001.

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

Tabell 6. Justerade medelvärden för kadmiumhalter i njure från slaktsvin från General Linear Modelanalys. Regionala skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)		
	År 92-10	År 98-03	År 04-10
1^a	0,13 ± 0,0035 (373)	0,13 ± 0,004 (307)	0,17 ± 0,011 (66)
Område 2	0,097 ± 0,004 ^{***} (129)	0,090 ± 0,004 ^{***} (105)	0,13 ± 0,015 [*] (24)
Område 3	0,087 ± 0,003 ^{***} (190)	0,084 ± 0,003 ^{***} (165)	0,12 ± 0,013 ^{**} (25)
Område 4	0,087 ± 0,004 ^{***} (120)	0,081 ± 0,004 ^{***} (99)	0,12 ± 0,015 [*] (21)
Område 5	0,090 ± 0,005 ^{***} (79)	0,085 ± 0,005 ^{***} (71)	0,13 ± 0,026 (8)

* p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001.

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

Tabell 7. Justerade medelvärden för kadmiumhalter i rennjure från General Linear Modelanalys. Regionala och ålder/könsmissiga skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)	
		År 96-10
Område 1		1,6 ± 0,5 (19)
Område 2		2,2 ± 0,3 ^{**} (65)
	3^a	1,2 ± 0,1 (76)
	Hane^a	2,2 ± 0,3 (85)
Djurtyp Hona		2,7 ± 0,4 (52)
Djurtyp Kalv		0,73 ± 0,18 ^{***} (12)

** p < 0,01; *** p < 0,001.

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

Bly

Cerealier

För vetemjöl ses en statistiskt signifikant nedgång av blyhalterna under perioden 1976-2010 (Tabell 8, Figur 4), med en halveringstid på 16 år. Då 38,5 procent av samtliga analyser ligger under LOD (0,006 mg/kg), framförallt från och med år 1992, gjordes ingen fortsatt analys av områdesvariation eller förändringar under olika tidsperioder. Vetekli har också en statistiskt signifikant minskning av halterna under tidsperioden 1979-2010 (Tabell 8, Figur 4) med en halveringstid på 16 år. En minskning observerades också för åren 1979-1994 (Tabell 8), med en liknande minskningshastighet. År 1995-2010 ses ingen signifikant förändring av halterna men under denna period låg över 25 procent av halterna under LOD (0,006 mg/kg). Någon analys av skillnad i områden går ej att göra då det för tidsperioden 1979-1997 enbart finns noteringar om prov från område 4, därefter är all provtagning från område 1. För rågmjöl minskar halterna, både för tidsperioden 1979-2010 (Tabell 8, Figur 4) och för åren 1979-1994 (Tabell 8). Halveringstiderna varierar mellan 8 och 13 år. År 1995-2010 ses ingen signifikant förändring av halterna men resultaten är osäkra på grund av ett stort antal prover med halter under LOD (0,006 mg/kg). Av samma orsak gjordes ingen fortsatt analys av områdesvariation.

Animalier

För nötnjure är nedgången av blyhalterna statistiskt signifikant, både under tidsperioden 1980-2010 (Tabell 9, Figur 4), såväl som för tidsperioderna 1992-2010, 1998-2003 och 2004-2010, där även område och djurslag inkluderats i regressionsmodellen (Tabell 9). Hastigheten i minskningen ser även ut att öka över tid från en halveringstid på 5,4 år 1998-2003 och 2,3 år 2004-2010. Under denna senaste period ökar andelen av prover med halter under LOD (0,006 mg/kg). Ingen statistiskt signifikant skillnad mellan de olika områdena i Sverige eller skillnad mellan de olika djurslagen kunde hittas (Tabell 10).

För lammnjure sker en nedgång under tidsperioden 1994-2010 (Tabell 9, Figur 4), med en halveringstid på 7 år. Inkluderas område, kön och ålder till modellen faller åren 1994-1997 bort på grund av att ålder och/eller område inte noterades på ett systematiskt sätt för dessa år. Den nedåtgående trenden i blyhalter observeras fortfarande (Tabell 9), men ingen statistisk skillnad mellan område (Tabell 11) eller kön (visas inte).

Även för ren sker en signifikant långsam minskning av blyhalterna under tidsperioden 1996-2010 (Tabell 9, Figur 4) när år är den enda oberoende variabeln i regressionsmodellen. Inkluderas variabelerna område och djurtyp försvinner den signifikanta nedgången för variabeln år, samtidigt som skillnaden mellan område 1-3 eller de olika djurslagen inte är statistiskt signifikant för tidsperioden (Tabell 12).

Tabell 8. Tidstrender på blyhalter i cerealier analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (mg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ^e	N (outliers)	N <LOD
			Minskning	Ökning			
Vetemjöl ^a	76-10	0,014 (0,014)	4,4 ± 0,3 ^{***}		16	400 (16)	154 ^b
	79-10	0,076 (0,045)	5,1 ± 1,0 ^{***}		13	57 (0)	8
Vetekli ^c	79-94	0,043 (0,038)	4,4 ± 1,2 ^{**}		16	37 (3)	1
	95-10	0,014 (0,014)		3,2 ± 6,5		20 (0)	7 ^b
Rågmjöl ^d	76-10	0,027 (0,028)	5,2 ± 0,4 ^{***}		13	209 (2)	64 ^b
	76-94	0,027 (0,028)	8,1 ± 0,9 ^{***}		8	119 (2)	21
	95-10	0,011 (0,010)	0,5 ± 1,2			90 (0)	43 ^b

^a År 1978, 1980, 1991 och 2001 saknas. ^b >25 % av analyserna <LOD. ^c År 1986-87, 1991, 1996, 1998-2001 och 2005 saknas. ^d År 1978-80, 1991 och 2005 saknas. ^e Halveringstid.

** p<0,01; *** p<0,001.

Tabell 9. Tidstrender på blyhalter i njure från olika djur analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (mg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ⁱ	N (outliers)	N <LOD
			Minskning	Ökning			
Nöt	80-10 ^a	0,11 (0,082)	7,4 ± 0,3 ^{***}		9,0	801 (9)	62
	92-10 ^{b, c}	0,063 (0,055)	9,2 ± 0,7 ^{***}		7,1	463 (2)	59
	98-03 ^c	0,049 (0,040)	12,0 ± 1,9 ^{***}		5,4	214 (7)	4
	04-10 ^c	0,036 (0,030)	25,7 ± 3,2 ^{***}		2,3	174 (0)	51 ^d
Lamm ^e	94-10	0,055 (0,041)	9,0 ± 1,1 ^{***}		7,4	156 (1)	13
	98-10 ^f	0,047 (0,047)	9,5 ± 4,4 [*]		7,0	56 (0)	13
Ren ^g	96-10	0,10 (0,074)	2,1 ± 0,9 [*]		32	149 (2)	0
	96-10 ^h	0,10 (0,074)	2,4 ± 1,3		28	121 (1)	0

^a År 1981-83 och 1994-97 saknas. ^b År 1980-91 och 1994-97 saknas. ^c År, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^d >25 % av analyserna <LOD. ^e År 1996-97 och 1999 saknas. ^f År, område 1-5, kön och ålder som oberoende variabler i modellen. ^g År 1998 saknas. ^h År, område 1-3 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ⁱ Halveringstid.
* p < 0,05; *** p < 0,001.

Tabell 10. Justerade medelvärden för blyhalter i nötnjure från General Linear Modelanalys. Regionala och ålder/könsmissiga skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)			
	År 92-10	År 98-03	År 04-10	
Område	1	0,031 ± 0,0035 (65)	0,040 ± 0,0031 (34)	0,016 ± 0,0049 (17)
	2	0,029 ± 0,0029 (88)	0,038 ± 0,0030 (34)	0,017 ± 0,0044 (29)
	3^a	0,031 ± 0,0027 (114)	0,039 ± 0,0027 (48)	0,023 ± 0,0044 (49)
	4	0,027 ± 0,0024 (109)	0,036 ± 0,0027 (43)	0,021 ± 0,0043 (49)
	5	0,027 ± 0,0026 (96)	0,038 ± 0,0027 (49)	0,014 ± 0,0036 (30)
Djurtyp	<13 mån.	0,026 ± 0,0040 (36)	0,042 ± 0,0054 (12)	0,010 ± 0,0032 (19)
	Hane 13-23 mån.^a	0,028 ± 0,0015 (284)	0,035 ± 0,0015 (114)	0,015 ± 0,0018 (111)
	Hona 13-23 mån.	0,031 ± 0,0043 (44)	0,038 ± 0,0037 (21)	0,023 ± 0,0092 (11)
	Hane >23 mån.	0,031 ± 0,0040 (48)	0,043 ± 0,0047 (16)	0,021 ± 0,0066 (17)
	Hona >23 mån.	0,028 ± 0,0028 (93)	0,035 ± 0,0026 (45)	0,025 ± 0,0081 (16)

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

Tabell 11. Justerade medelvärden för blyhalter i lammjure från General Linear Modelanalys. Regionala skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

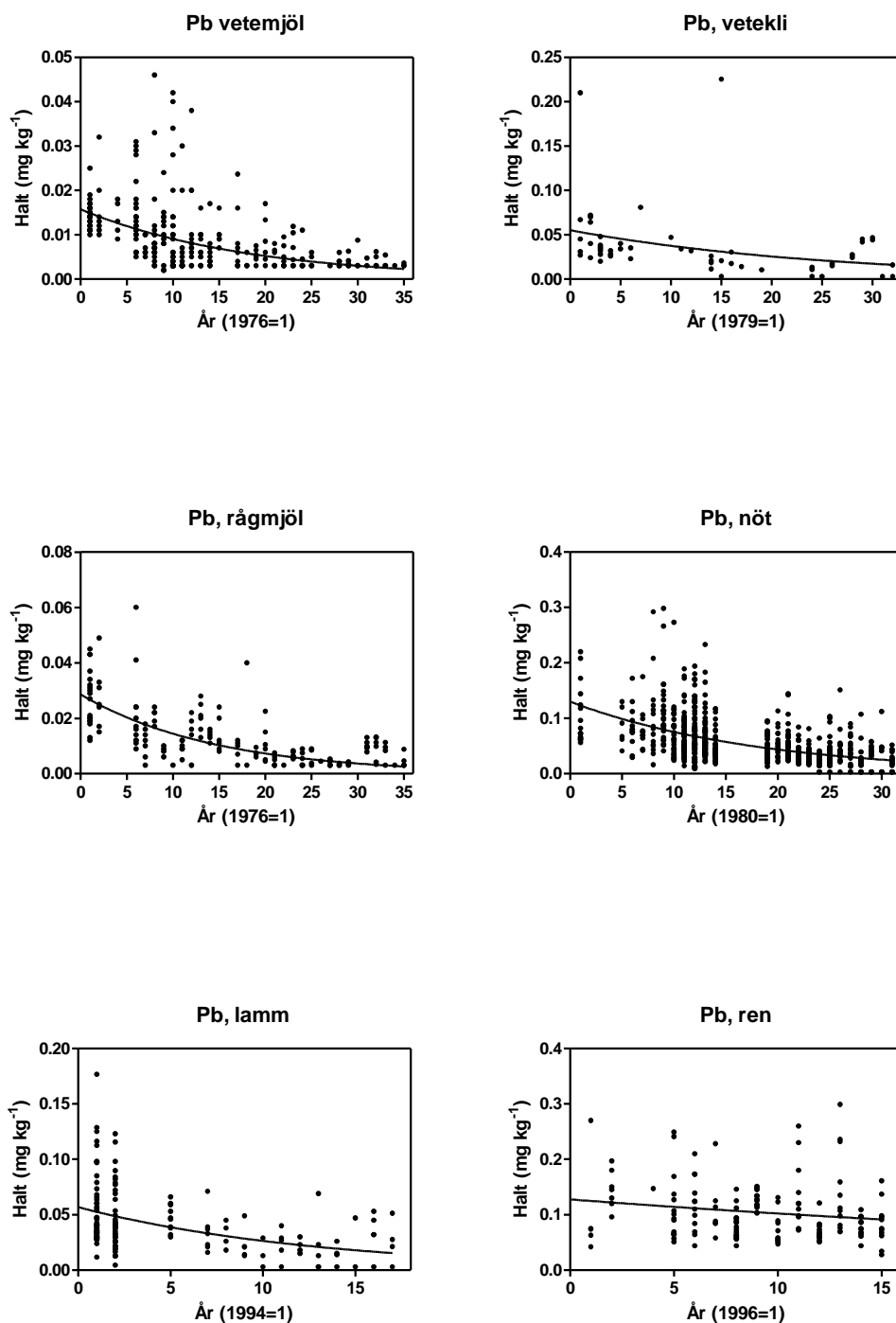
Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)	
	År 98-10	
Område	1	0,074 ± 0,064 (5)
	2	0,032 ± 0,021 (8)
	3	0,021 ± 0,011 (10)
	4^a	0,019 ± 0,0093 (22)
	5	0,023 ± 0,011 (19)

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

Tabell 12. Justerade medelvärden för blyhalter i rennjure från General Linear Modelanalys. Regionala och ålder/könsmässiga skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n)	
	År 96-10	
Område	1	0,11 ± 0,025 (9)
	2	0,078 ± 0,0069 (64)
	3^a	0,090 ± 0,0070 (64)
Djurtyp	Hane/kastrat^a	0,10 ± 0,011 (75)
	Hona	0,10 ± 0,012 (41)
	Kalv	0,076 ± 0,012 (16)

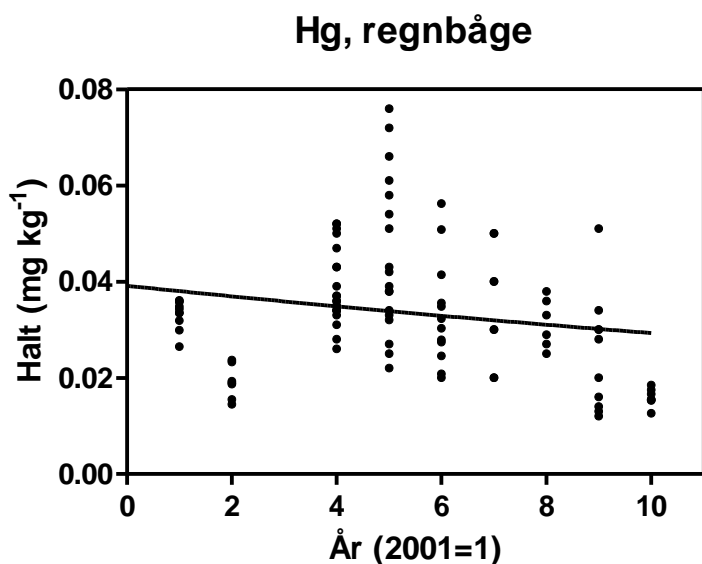
^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.



Figur 4. Tidstrender för bly i vetemjöl för åren 1976-2010, vetekli för åren 1979-2010, rågmjöl för åren 1976-2010, samt njure från nöt för åren 1980-2010, lamm för åren 1994-2010 och ren för åren 1996-2010. Trendlinjer är en logaritmisk anpassning av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-K*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade.

Kvicksilver i regnbåge

En statistiskt signifikant nedgång för kvicksilver i regnbågsmuskel ses för åren 2001-2010 när all tillgänglig data ingår i den linjära regressionsanalysen (Tabell 13, Figur 5). Enligt Fiskeriverkets hemsida är slaktvikten för regnbåge i konsumtionsstorlek normalt sett 1 500-3 000 g. När endast fiskar med en slaktvikt på ≥ 1500 g inkluderas i regressionsmodellen (matfisk i modellen) observerades ingen signifikant ändring av halterna över tidsperioden (Tabell 13), samtidigt som 60 procent av data exkluderades. Detta berodde endera på avsaknad av viktnotering (8 %) eller på att fisken vägde mindre än 1 500 g (52 %). Inkluderades de två olika fisktyperna med vikter <1500 g och ≥ 1500 g som oberoende variabler observerades dock inte heller någon signifikant ändring av halterna över tidsperioden (Tabell 13) och ingen signifikant skillnad i halter mellan fisktyperna hittades (Tabell 14).



Figur 5. Tidstrender för kvicksilver i muskel från regnbåge för åren 2001-2010. Trendlinjen är en logaritmisk anpassning av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-K*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade.

Tabell 13. Tidstrender på kvicksilverhalter i muskel från odlad regnbåge analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (mg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ^d	N (outliers)	N <LOD
			Minskning	Ökning			
Regnbåge ^a	01-10	0,033 (0,034)	4,6 ± 1,5 ^{**}		15	100 (0)	0
	01-10 ^b	0,032 (0,033)		4,96 ± 3,0		40 (0)	0
	01-10 ^c	0,033 (0,034)	2,5 ± 1,6			92 (0)	0

^a År 2003 saknas. ^b År och matfisk (≥1500 g) som oberoende variabler. ^c År och fisktyp (<1 500 g och ≥1 500 g) som oberoende variabler.

^d Halveringstid.

** p<0,01

Tabell 14. Justerade medelvärden för Hg-halter i odlad regnbåge från General Linear Model-analys.

Variabel	Medelhalt (mg/kg) ± SE (n) År 01-10
Fisk <1500 g ^a	0,030 ± 0,0017 (52)
Fisk ≥1500 g	0,035 ± 0,0022 (40)

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

α -HCH i animalier

Generellt sett sjunker halterna av α -HCH signifikant i de två matriser, muskel från regnbåge och underhudsfett från nötkreatur, som hade tillräckligt med haltdata över LOQ, men då en stor procent av analyserna ändå ligger under LOQ är resultaten behäftade med en stor osäkerhet.

För muskel från regnbåge ses en signifikant minskning av halterna under åren 1998-2008 (Figur 6), med en halveringstid på 4 år för tidsperioden (Tabell 15). Korrigeras data för fetthalt i provet sker det en något högre procentuell minskning och halveringstiden minskar till 3,5 år (Tabell 15). För åren 2009-2010 har fisk ej analyserats med avseende på α -HCH och då 45 procent av analyserna ligger under LOQ (0,1-0,375 $\mu\text{g}/\text{kg}$) under hela studieperioden (från år 2002 är 33-80 procent <LOQ, Figur 6) gjordes ingen övrig statistisk analys av data.

För underhudsfett från nötkreatur ses en signifikant minskning av halterna under åren 91-10 (Tabell 15). Dock ligger nästan samtliga analyser från och med år 1998 under LOQ (0,1-1 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (0 % år 1991-1997, mellan 81-100 procent för åren 1998-2010) (Figur 6), vilket ger en stor osäkerhet i regressionsanalysen. För tidsperioden 1991-1997 ses en signifikant nedgång av halterna med år som oberoende variabel, såväl som med år, område 1-5 och djurtyp inkluderat i modellen (Tabell 15), med en halveringstid på cirka 5 år. Inga regionala skillnader kunde ses för åren 1991-1997. Hane 13-23 månader gammal hade en statistiskt signifikant högre halt än hona av samma ålder (Tabell 16). Att så många av resultaten för α -HCH i fett från nöt ligger under LOQ beror till stor del på att man höjde gränsen år 1998, från 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ till 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ och behöll denna LOQ fram till och med 2008. Från 2009 är LOQ satt till 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

I underhudsfett från ren låg 80 procent av analyserna under LOQ. För att få en fingervisning av tidstrenden gjordes en beräkning av medelhalten för åren 2000-01 (LOQ=1 $\mu\text{g}/\text{kg}$) och 2009-10 (LOQ=0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$), där större delen av data är över LOQ. Detta pekar på en möjlig minskning av halter över tid, med en medelhalt (\pm standard error) för år 2000-2001 på $1,3 \pm 0,1$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, vilket sjunker till $0,26 \pm 0,02$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ år 2009-2010.

För underhudsfett från svin (LOQ 0,1-1 $\mu\text{g}/\text{kg}$), samt ägg (LOQ 0,16-0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$) och mjölk (LOQ 0,03 $\mu\text{g}/\text{kg}$) låg 100 procent, 97 respektive 81 procent av data under LOQ, vilket omöjliggjorde en statistisk analys av dessa matriser.

Tabell 15. Tidstrender på α -HCH i muskel från regnbåge och fett från nötkreatur analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt ($\mu\text{g}/\text{kg}$), medel (median)	% förändring per år \pm SE		λ (år) ^d	N (outliers)	N <LOQ
			Minskning	Ökning			
Regnbåge ^a	98-08	0,40 (0,48)	14,6 \pm 3,1 ^{***}		4,4	60 (0)	27
	98-08	0,13 (0,14) ^b	18,1 \pm 2,1 ^{***}		3,5	60 (2)	27
Nöt	91-10	1,64 (1,35)	20,2 \pm 0,4 ^{***}		3,1	689 (10)	294
	91-97	1,64 (1,35)	13,5 \pm 1,3 ^{***}		4,8	385 (6)	0
	91-97 ^c	1,64 (1,35)	13,6 \pm 1,3 ^{***}		4,7	365 (6)	0

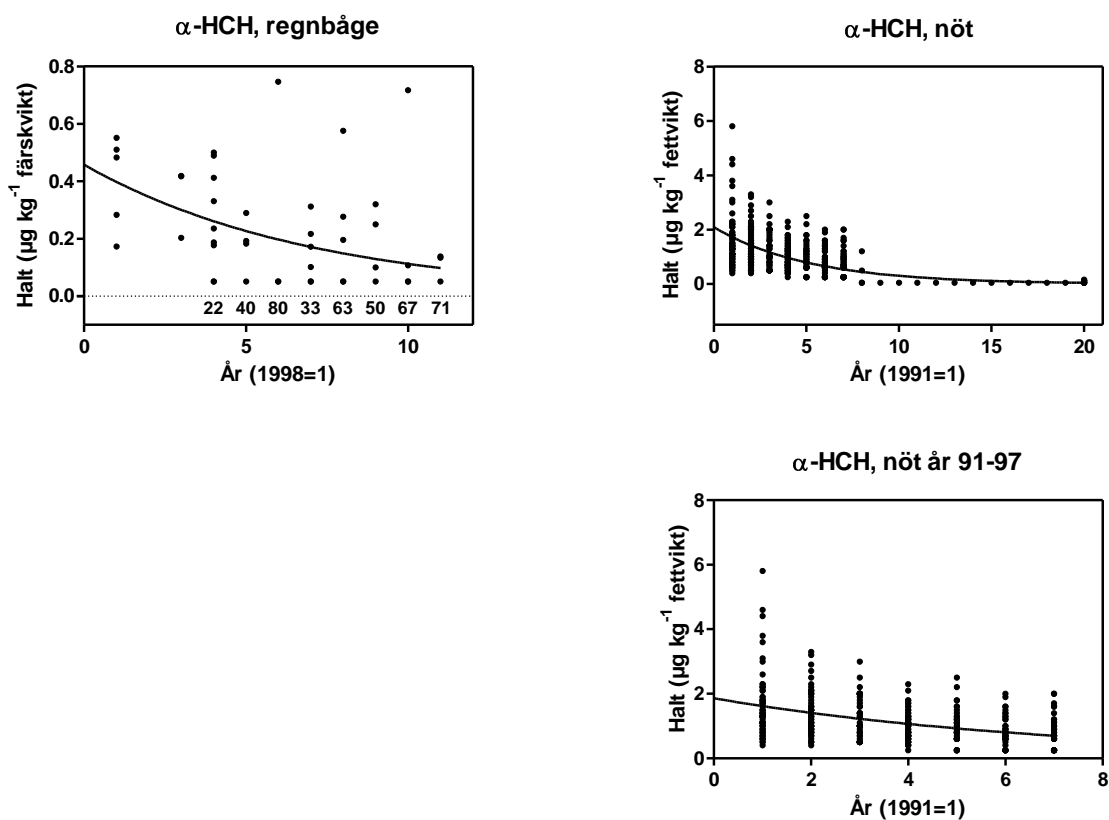
^a År 1999 saknas. ^b Korrigerat för fettinnehåll. ^c År, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^d Halveringstid.
*** p<0,001.

Tabell 16. Justerade medelvärden för halter av α -HCH från General Linear Modelanalys.

Matris	År	Variabel	Medelhalt ($\mu\text{g kg}^{-1}$) \pm SE	N	
Nöt	91-97	1 ^a	1,03 \pm 0,075	86	
		2	1,11 \pm 0,074	95	
		Område	3	0,91 \pm 0,069	64
			4	1,02 \pm 0,071	83
			5	0,92 \pm 0,078	55
		Djurtyp	Alla <13 mån.	1,10 \pm 0,14	22
			Hane/kastrat 13-23 mån.	1,16 \pm 0,08*	73
			Hona 13-23 mån^a	0,86 \pm 0,034	211
			Hane/kastrat \geq 24 mån	1,01 \pm 0,096	39
				Hona \geq 24 mån	0,89 \pm 0,94

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

* p<0,05.



Figur 6. Tidstrender för α -HCH i muskel från regnbåge för åren 1998-2008, med andelen procent av data under LOQ angiven i nederkant, samt nöt för åren 1991-2010 och 1991-1997. Trendlinjer är en logaritmisk anpassning av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-K*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som enda oberoende variabel, är exkluderade.

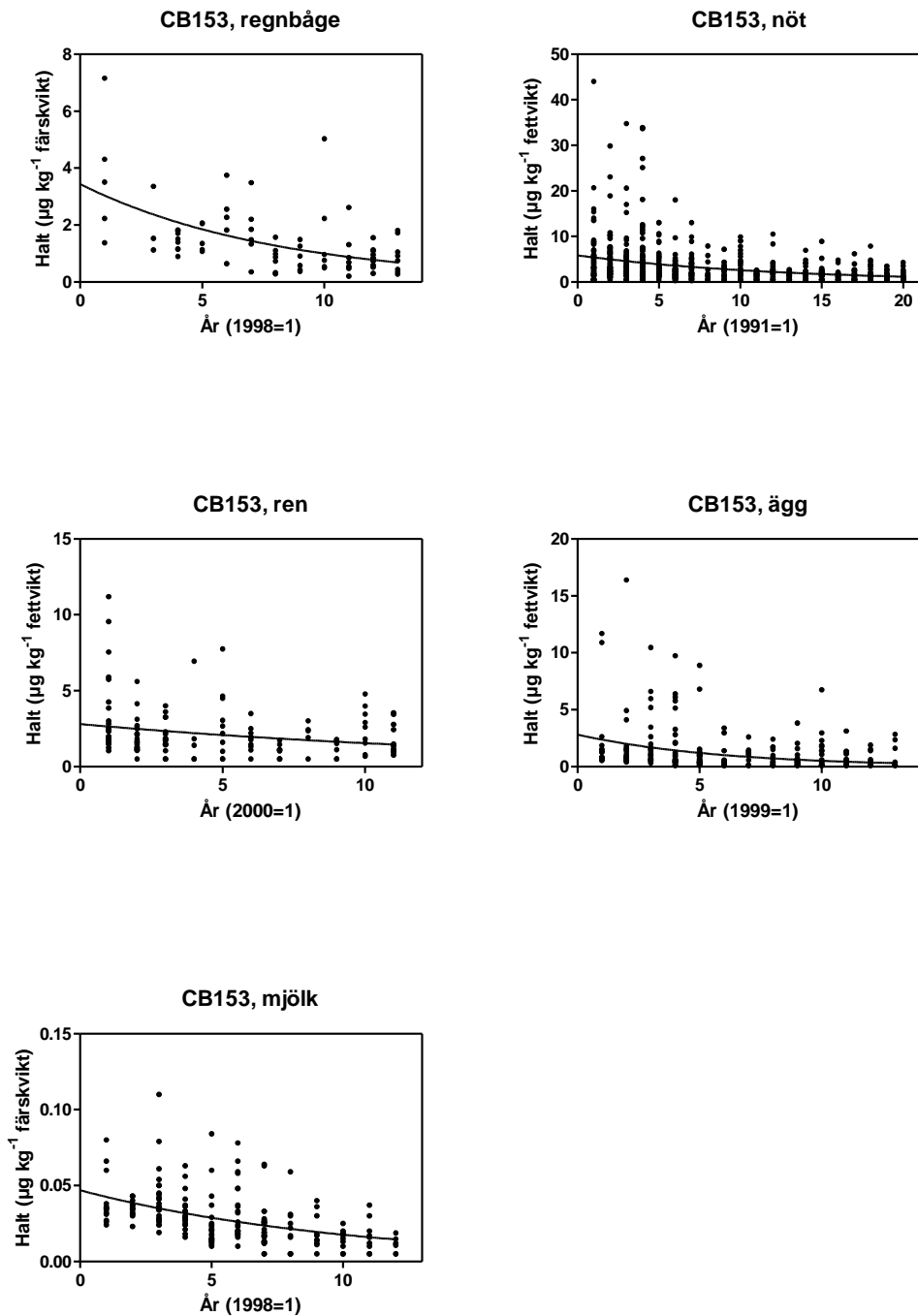
CB153 i animalier

För muskel från regnbåge sker det en signifikant minskning av halterna av CB153 under åren 1998-2010 (Tabell 17, Figur 7), med en halveringstid på 6 år. Inkluderar den oberoende variabeln fisk ≥ 1500 g, alternativt variablerna fisk < 1500 g och ≥ 1500 g ses en något långsammare minskning av halterna, med en halveringstid på ~ 9 år (Tabell 17). Fisk ≥ 1500 g har för tidsperioden en statistiskt högre halt av CB153 jämfört med fisk < 1500 g (Tabell 18). Justeras tidstrenderna för fettinnehåll hamnar halveringstiderna mellan 4,0 till 5,6 år, beroende på vilka av de olika oberoende variablerna som infogas i modellen (Tabell 17).

Halterna av CB153 minskar signifikant i nötkreatur under åren 1991-2010, både med år som den enda oberoende variabeln i regressionsmodellen (Tabell 17, Figur 7), såväl som med område 1-5 och djurtyp inkluderat i modellen. Halveringstiden ligger i båda fallen på ~ 11 år. För perioden är totalt 13 procent av data under LOQ (1,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Område 1 (Skåne och Blekinge) uppvisar en signifikant högre halt för tidsperioden 1991-2010, jämfört med övriga landet (Tabell 18). Hane/kastrat 13-23 månader gamla har en signifikant högre halt av CB153 jämfört med hona av samma ålder (Tabell 18). Om de år där andelen datapunkter som är mindre än LOQ överstiger 25 procent exkluderas, fås en långsammare minskning (4,7 $\pm 0,7$ % per år) än när alla data inkluderas i regressionen, med en halveringstid på 14,4 år (år 1998-99, 2001, 2003 och 2006-2008 exkluderade).

Tidsperioden delades även upp i två perioder, 1991-2000 och 2001-2010. För tiden 1991-2000 ses en signifikant minskning av halterna, dels med år som enda oberoende variabel, såväl som med område 1-5 och djurtyp inkluderat i modellen (Tabell 17), i båda fallen med en halveringstid på runt 10 år. För perioden är totalt fyra procent av data under LOQ. För tiden 2001-2010 ses ingen statistiskt signifikant förändring av halterna och för perioden är totalt 28 procent av data under LOQ. För 1991-2000 sågs en signifikant skillnad i halter från område 1 (Tabell 18), som hade högre halter jämfört med övriga landet och hane/kastrat ≥ 24 månader hade signifikant lägre halt jämfört med hona 13-23 månader gammal. För tidsperioden 2001-2010 hade område 4 och 5 signifikant lägre halter än område 1, ingen skillnad mellan djurtyper kunde ses.

För ren minskar halterna under åren 2000-2010 (Tabell 17, Figur 7), även när variablerna område 1-3 samt djurtyp inkluderas i regressionsmodellen. Då få analyser gjorts från område 1 (n=8) samt att få kalvar har noterats (n=7) gjordes även en regressionsanalys med dessa variabler exkluderade. Resultaten för denna analys skiljer sig marginellt mot föregående (Tabell 17). Ingen signifikant skillnad i halterna mellan område 2 och 3 eller hane och hona kunde ses (Tabell 18). Om de år där andelen datapunkter som är mindre än LOQ (1,0-1,87 $\mu\text{g}/\text{kg}$) överstiger 25 procent exkluderas (år 2003, 2006 och 2008), ses ingen statistiskt signifikant minskning över tid.



Figur 7. Tidstrender för CB153 i muskel från odlad regnbåge för åren 1998-2010, i fett från nötkreatur för åren 1991-2010, fett från ren för åren 2000-2010, ägg för åren 1999-2011 och mjölk för åren 1998-2009. Trendlinjer är en logaritmisk anpassning av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-K*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade.

I ägg sjönk halterna signifikant för tidsperioden 1999-2011, med en halveringstid på 4 år (Tabell 17, Figur 7). 41 procent av analyserna låg under LOQ (0,2-0,3 µg/kg), framför allt från år 2005 och framåt, då 44-70 procent av analyserna låg under LOQ. Detta gör att halveringstiden får ses som en fingervisning. Varken område eller ekologiska ägg har noterats på ett systematiskt sätt i databasen under tidsperioden, vilket omöjliggjorde någon djupare analys av data.

I mjölk från tankbil (10 poolade gårdar) visar den linjära regressionsanalysen sjunkande halter, med en halveringstid på 5 år (Tabell 17, Figur 7). Inkluderas den oberoende variabeln område i analysen påverkas inte halveringstiden påtagligt (Tabell 17). Justeras halterna för fettinnehållet sker det heller inga markanta förändringar i halveringstid, jämfört med de för fettinnehåll ojusterade analyserna (Tabell 17). Jämfört med område 2 har område 1 signifikant högre halter (Tabell 18).

För svin ligger 78 procent av analyserna under LOQ (0,1-1,0 µg/kg) vilket omöjliggjorde en statistisk analys av dessa data.

Tabell 17. Tidstrender på CB153 i olika matriser analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (µg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ⁱ	N (outliers)	N <LOQ
			Minskning ^{***}	Ökning			
Regnbåge ^a	98-10	3,72 (3,51)	10,1 ± 1,8 ^{***}		6,5	78 (0)	0
	98-09 ^b	3,72 (3,51)	7,6 ± 2,3 ^{**}		8,5	34 (0)	0
	98-10 ^c	3,72 (3,51)	7,4 ± 2,0 ^{**}		9,0	71 (0)	0
	98-10 ^h	1,02 (0,96)	11,6 ± 1,3 ^{***}		5,6	78 (1)	0
	98-09 ^{b, h}	1,23 (1,03)	15,8 ± 2,0 ^{***}		4,0	34 (0)	0
	98-10 ^{c, h}	1,02 (0,96)	12,4 ± 1,5 ^{***}		5,3	71 (1)	0
Nötfett	91-10	5,02 (3,25)	6,3 ± 0,5 ^{***}		10,7	689 (6)	87
	91-10 ^d	4,21 (3,14)	5,8 ± 0,5 ^{***}		11,6	677 (11)	87
	91-00	5,02 (3,25)	6,1 ± 1,6 ^{***}		11,1	447 (4)	19
	91-00 ^d	5,02 (3,25)	7,4 ± 1,5 ^{***}		9,0	431 (4)	19
	01-10	1,29 (1,23)	2,2 ± 1,8			236 (2)	68
	01-10 ^d	1,29 (1,23)	2,8 ± 1,7			234 (2)	68
Renfett	00-10	3,32 (2,32)	4,8 ± 1,6 ^{**}		14,0	139 (0)	17
	00-10 ^e	4,60 (3,00)	4,2 ± 1,9 [*]		16,0	113 (0)	15
	00-10 ^f	2,41 (2,32)	4,2 ± 1,9 [*]		16,3	101 (0)	14
Ägg	99-11	2,12 (1,05)	16,7 ± 1,5 ^{***}		3,8	321 (4)	131
Mjölk	98-09	0,039(0,034)	11,7 ± 1,1 ^{***}		5,6	202 (4)	15
	98-09 ^g	0,039(0,034)	12,0 ± 1,1 ^{***}		5,4	188 (2)	13
	98-09 ^h	0,0097 (0,0082)	11,7 ± 1,2 ^{***}		5,6	202 (2)	15
	98-09 ^{g, h}	0,0097 (0,0082)	12,1 ± 1,1 ^{***}		5,4	188 (2)	13

^a Muskel, år 1999 saknas. ^b År och matfisk som oberoende variabel. ^c År och fisktyp som oberoende variabel. ^d År, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^e År, område 1-3 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^f År, område 2-3 och hane/hona som oberoende variabler i modellen, kalv exkluderade. ^g År och område 1-5 som oberoende variabler i modellen. ^h Korrigerat för fettinnehåll. ⁱ Halveringstid. * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.

Tabell 18. Justerade medelvärden för halter av CB153 från General Linear Modelanalys. Statistiska skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Matris	År	Variabel	Medelhalt ($\mu\text{g/kg}$) \pm SE	N	
Regnbåge	98-10	Fisk <1500 g^a	0,93 \pm 0,10	37	
		Fisk \geq 1500 g	1,42 \pm 0,16**	34	
Nöt	91-10	1^a	3,31 \pm 0,25	157	
		2	2,10 \pm 0,16***	147	
		Område	3	1,88 \pm 0,15***	133
			4	1,60 \pm 0,12***	153
			5	1,47 \pm 0,14***	100
			Alla <13 mån.	2,29 \pm 0,26	58
		Djurtyp	Hane/kastrat 13-23 mån.	2,29 \pm 0,18*	123
			Hona 13-23 mån^a	1,85 \pm 0,084	356
			Hane/kastrat \geq 24 mån	1,65 \pm 0,16	85
			Hona \geq 24 mån	1,92 \pm 0,22	57
Ren	00-10	2^a	1,44 \pm 0,14	61	
		Område	3	1,75 \pm 0,19	40
		Djurtyp	Hane/kastrat^a	1,46 \pm 0,11	78
			Hona	1,73 \pm 0,23	23
Mjök	98-09	1	0,031 \pm 0,0027**	36	
		2^a	0,021 \pm 0,0016	53	
		Område	3	0,027 \pm 0,0025	34
			4	0,022 \pm 0,0018	42
			5	0,020 \pm 0,0022	23

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.

HCB i animalier

Halterna i odlad regnbåge sjönk signifikant under åren 1998-2010 när år var den enda oberoende variabel i regressionsmodellen, med en halveringstid på 14 år (Tabell 19, Figur 8). När endast fisk ≥ 1500 g infogades i regressionsmodellen, eller båda fisktyperna < 1500 g och ≥ 1500 g, var nedgången inte längre statistiskt signifikant. Ingen signifikant skillnad i HCB-halt mellan de två fisktyperna kunde ses (Tabell 20). Justeras halterna för fetthinnehåll ses en statistisk minskning av halterna i samtliga fall, med mellan 6,8 till 9,2 års halveringstid, beroende på vilka av de olika oberoende variablerna som infogas i modellen (Tabell 19).

För nötkreatur sjönk halterna signifikant, både med år som enda oberoende variabel i regressionsmodellen (Tabell 19, Figur 8), såväl som i en modell med år, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler (Tabell 19), med en halveringstid på 16-17 år för båda modellerna. Ingen statistisk skillnad av halterna mellan områden kunde ses och bland djurtyper hade hane/kastrat 13-23 månader gammal en signifikant högre halt, jämfört med hona av samma ålder (Tabell 20).

Analysdata delades även upp i två tidsperioder, 1991-2000 och 2001-2010. För tiden 1991-2000 sågs en signifikant minskning av halterna, dels med år som enda oberoende variabel i regressionsmodellen (Tabell 19), dels med år, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler. I båda fallen var halveringstiden 7 år (Tabell 19). Område 4 hade en signifikant lägre halt än område 1, ingen signifikant skillnad mellan djurtyperna kunde ses för tidsperioden 1991-2000 (Tabell 20).

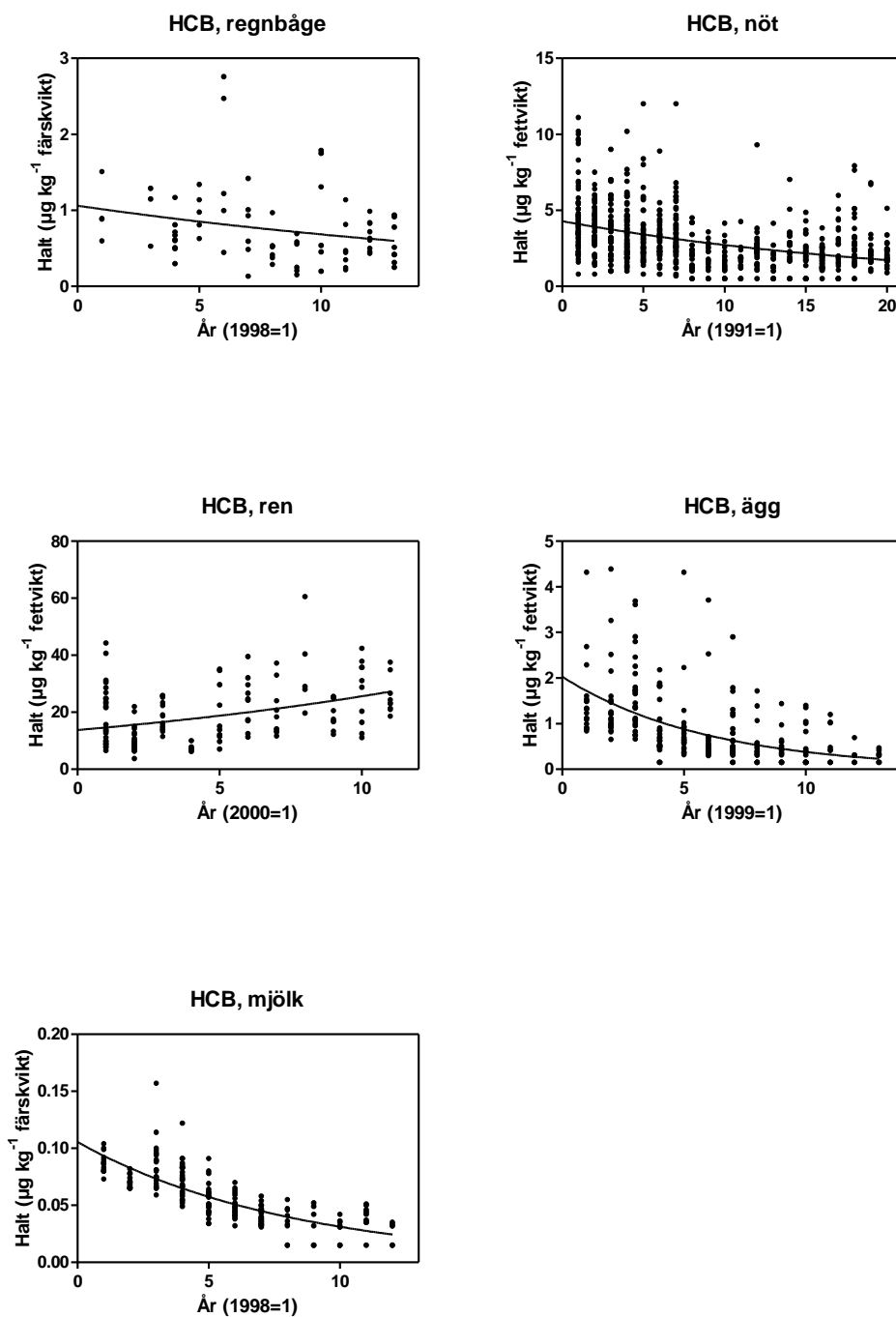
För åren 2001-2010 sågs en signifikant ökning av halterna, dels i modellen med endast år som oberoende variabel (Tabell 19), dels med år, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler (Tabell 19). Den beräknade fördubblingstiden av halterna låg på mellan 15-17 år. Inga signifikanta skillnader i halter mellan de olika områdena kunde ses för tidsperioden (Tabell 20). Hane/kastrat 13-23 månader och hane/kastrat ≥ 24 månader gamla hade en signifikant högre halt HCB, jämfört med hona 13-23 månader gammal under tidsperioden (Tabell 20).

Ren uppvisade signifikant ökande halter av HCB under åren 2000-2010 i regressionsmodellen med år som enda oberoende variabel (Tabell 19, Figur 8), såväl som i modellen med år, område och djurtyp som oberoende variabler (Tabell 19). För HCB fanns få noteringar om analyser från område 1 (n=8) samt från kalv (n=7). En analys med dessa variabler exkluderade i regressionsmodellen gjordes, utan att förändra resultatet nämnvärt (Tabell 19). I samtliga fall ligger dubblingstiden på ~ 10 år. Inga signifikanta skillnader i halter sågs mellan område 2 och 3 eller mellan hane och hona (Tabell 20).

I ägg sjönk halterna av HCB signifikant för tidsperioden 1999-2011, med en halveringstid på 4 år (Tabell 19, Figur 8). Då 30 procent av data låg under LOQ (0,3-0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$) får resultatet ses som en fingervisning över tidstrenden. Varken område eller ekologiska ägg har noterats på ett systematiskt sätt under tidsperioden, vilket omöjliggjorde någon djupare statistisk analys av data.

För mjölk sjönk halterna signifikant under åren 1998-2009 (Tabell 19, Figur 8) med en halveringstid på 5 år. Inkluderas område 1-5 i modellen förändrades inte halveringstiden nämnvärt. Justeras halterna för fettinnehållet sker det heller inga markanta förändringar av halveringstid, jämfört med de för fettinnehåll ojusterade analyserna (Tabell 19). Jämfört med område 2 hade område 1 signifikant högre halter och område 3 och 4 lägre halter (Tabell 20).

För svin låg 80 procent av analyserna under LOQ (0,3-1,0 µg/kg) vilket omöjliggjorde en statistisk analys av dessa data.



Figur 8. Tidstrender för HCB i muskel från regnbåge för åren 1998-2010, fett från nöt för åren 1991-2010, fett från ren för åren 2000-2010, ägg för åren 1999-2011 och mjölk för åren 1998-2009. Trendlinjer är en logaritmisk anpassning av halt-data enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-K*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade.

Tabell 19. Tidstrender på HCB i olika matriser analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (µg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ⁱ	N (outliers)	N <LOQ
			Minskning	Ökning			
Regnbåge ^a	98-10	0,97 (0,89)	4,7 ± 1,9*		14,4	78 (3)	3
	98-10 ^b	0,97 (0,89)	2,4 ± 2,0			34 (1)	1
	98-10 ^c	0,97 (0,89)	2,2 ± 2,1			71 (3)	3
	98-10 ^h	0,24 (0,23)	6,3 ± 1,0***		10,6	78 (5)	3
	98-10 ^{b, h}	0,19 (0,23)	9,7 ± 1,5***		6,8	34 (1)	1
	98-10 ^{c, h}	0,24 (0,23)	7,2 ± 1,0***		9,2	71 (5)	3
Nöt	91-10	4,42 (3,90)	4,2 ± 0,4***		16,3	689 (2)	40
	91-10 ^d	4,42 (3,90)	4,1 ± 0,4***		16,6	677 (1)	40
	91-00	4,42 (3,90)	9,2 ± 0,9***		7,1	449 (2)	10
	91-00 ^d	4,42 (3,90)	9,3 ± 0,9***		7,1	439 (1)	10
	01-10	1,48 (1,52)		4,6 ± 1,6**	15,5	240 (1)	30
	01-10 ^d	1,48 (1,52)		4,1 ± 1,5**	17,1	238 (2)	30
Ren	00-10	19,3 (15,7)		7,4 ± 1,4***	9,7	139 (2)	2
	00-10 ^e	27,5 (24,9)		7,1 ± 1,6***	10,1	113 (0)	0
	00-10 ^f	26,0 (24,7)		7,6 ± 1,7***	9,5	101 (0)	0
Ägg	99-11	1,50 (1,33)	17,5 ± 0,8***		3,6	321 (8)	95
Mjölk	98-09	0,087(0,087)	12,5 ± 0,6***		5,2	202 (7)	20
	98-09 ^g	0,087(0,087)	11,7 ± 0,6***		5,6	188 (8)	19
	98-09 ^h	0,022 (0,021)	12,6 ± 0,7***		5,1	202 (4)	20
	98-09 ^{g, h}	0,022 (0,021)	11,1 ± 0,5***		5,9	188 (12)	19

^a År 1999 saknas. ^b År och matfisk som oberoende variabel. ^c År och fisktyp som oberoende variabel. ^d År, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^e År, område 1-3 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^f År, område 2-3 och hane/hona som oberoende variabler i modellen. ^g År och område 1-5 som oberoende variabler i modellen. ^h Korrigerat för fettinnehåll. ⁱ Halveringstid.
* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.

Tabell 20. Justerade medelvärden för halter av HCB från General Linear Modelanalys. Statistiska skillnader från Ln-transformerade haltdata från den linjära regressionsanalysen.

Matris	År	Variabel	Medelhalt ($\mu\text{g/kg}$) \pm SE	N	
Regnbåge	98-10	Fisk <1500 g^a	0,57 \pm 0,060	37	
		≥ 1500 g	0,75 \pm 0,080	34	
Nöt	91-10	1^a	2,74 \pm 0,15	153	
		2	2,81 \pm 0,15	143	
		Område	3	2,44 \pm 0,14	131
			4	2,41 \pm 0,13	152
			5	2,63 \pm 0,17	98
		Djurtyp	Alla <13 mån.	2,79 \pm 0,23	58
			Hane/kastrat 13-23 mån.	2,77 \pm 0,15*	123
			Hona 13-23 mån^a	1,09 \pm 0,036	355
			Hane/kastrat ≥ 24 mån	1,09 \pm 0,074	85
			Hona ≥ 24 mån	1,10 \pm 0,092	56
Ren	00-10	2^a	16,9 \pm 1,3	61	
		Område	3	17,2 \pm 1,5	40
			Hane/kastrat^a	15,4 \pm 0,90	78
		Djurtyp	Hona	18,8 \pm 2,0	23
Mjölk	98-09	1	0,063 \pm 0,0031**	36	
		2^a	0,053 \pm 0,0021	53	
		Område	3	0,045 \pm 0,0022**	34
			4	0,045 \pm 0,0020**	42
			5	0,053 \pm 0,0033	23

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

* p<0,05; ** p<0,01.

p,p'-DDE i animalier

Halterna av p,p'-DDE sjönk signifikant i regnbåge mellan år 1998-2010, med en halveringstid på 8 år (Tabell 21, Figur 9). Inkluderas matfisk (vikt ≥ 1500 g) i modellen ses ingen signifikant förändring för tidsperioden. Om de båda fisktyperna < 1500 g och ≥ 1500 g inkluderas ses en signifikant sänkning av halterna (Tabell 21) med en halveringstid på 14 år. Justeras halterna för fettinnehåll ses en statistisk minskning av halterna i samtliga fall, med mellan 6,0 till 6,8 års halveringstid, beroende på vilka av de olika oberoende variablerna som infogas i modellen (Tabell 21). Matfisk (≥ 1500 g) har en signifikant högre halt än fisk < 1500 g (Tabell 22).

Med år som enda oberoende variabel sjönk halterna för nötkreatur signifikant under åren 1991-2010 (Tabell 21, Figur 9), såväl som för modellen med år, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler (Tabell 21). Halveringstiden låg i båda fallen på runt 12 år. Vid en analys av regionala och djurtypsmässiga skillnader hade område 1 en signifikant högre halt av p,p'-DDE jämfört med övriga landet (Tabell 22) och hane/kastrat ≥ 24 månader hade signifikant lägre halter jämfört med hona 13-23 månader (Tabell 22).

Analysdata delades även upp i två tidsperioder, 1991-2000 och 2001-2010. För tiden 1991-2000 sågs en signifikant minskning av halterna, dels med år som oberoende variabel med en halveringstid på 7 år, dels med år, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler (Tabell 21), med en halveringstid på 6 år. Område 1 hade signifikant högre halter jämfört med övriga landet, och för djurtyperna hade hane/kastrat ≥ 24 månader signifikant lägre halter jämfört med hona 13-23 månader gammal under åren 1991-2000 (Tabell 22).

För åren 2001-2010 sågs ingen signifikant skillnad med år som enda oberoende variabel (Tabell 21). Infogas även område 1-5 och djurtyp i modellen sker det en signifikant nedgång för tidsperioden (Tabell 21), med en halveringstid på 15 år. Den regionala analysen visade på signifikant lägre halter i område 3-5, jämfört med område 1 (Tabell 22). Inga signifikanta skillnader mellan djurslag kunde ses under tidsperioden.

För ren låg 70 procent av analyserna under LOQ (0,2-1,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$), vilket gör det svårt att dra några slutsatser om förändringar över tid.

För svin låg 43 procent av data under LOQ (0,1-1,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$) för tidsperioden 1999-2011, framförallt mellan åren 2000-2008 där mellan 28-83 procent av halterna var under LOQ. För att få en fingervisning av tidstrenden gjordes en beräkning av medelhalten \pm SE för åren 1999 och 2009-11, där större delen av data låg över LOQ. Detta pekar på en möjlig minskning av halter över tid, med en medelhalt för år 1999 på $1,69 \pm 0,22$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, vilket sjunker till $0,53 \pm 0,04$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ år 2009-2011.

I ägg sjönk halterna av p,p'-DDE signifikant för tidsperioden 1999-2011, med en halveringstid på 4 år (Tabell 21, Figur 9). Varken område eller ekologiska ägg har noterats på ett systematiskt sätt under tidsperioden, vilket omöjliggjorde någon djupare analys av data.

För mjölk har LOQ förändrats med tiden. År 1998 var LOQ satt till 0,2 µg/kg, 1999 sänktes den till 0,05 µg/kg och från 2000 reviderades LOQ till 0,02 µg/kg. Exkluderas år 1998 (många data <LOQ) går halterna signifikant ner under åren 1999-2009 (Tabell 21, Figur 9), med en halveringstid på 5 år. När område 1-5 inkluderas i modellen ökar halveringstiden med ett år. Justeras halterna för fettinnehållet sker det inga markanta förändringar i halveringstid, jämfört med de för fettinnehåll ojusterade analyserna (Tabell 21). Vid en analys av de regionala skillnaderna för åren 1999-2009 hade område 1 signifikant högre halter än område 2 och område 3-5 signifikant lägre halter jämfört med område 2 (Tabell 22).

Tabell 21. Tidstrender på p,p'-DDE i olika matriser analyserat med linjär regressionsanalys på Ln-transformerade haltdata.

Matris	År	Ingångshalt (µg/kg), medel (median)	% förändring per år ± SE		λ (år) ^g	N (outliers)	N <LOQ
			Minskning	Ökning			
Regnbåge ^a	98-10	5,02 (4,55)	7,8 ± 1,8 ^{***}		8,5	78 (0)	1
	98-10 ^b	5,02 (4,55)	4,0 ± 2,6			34 (0)	1
	98-10 ^c	5,02 (4,55)	4,7 ± 2,0 [*]		14,3	71 (0)	1
	98-10	1,26 (1,22)	9,6 ± 1,0 ^{***}		6,8	78 (2)	1
	98-10 ^{b, f}	1,26 (1,22)	10,9 ± 1,5 ^{***}		6,0	34 (1)	1
	98-10 ^{c, f}	1,26 (1,22)	10,1 ± 1,1 ^{***}		6,5	71 (2)	1
Nöt	91-10	5,76 (3,82)	5,6 ± 0,6 ^{***}		11,5	689 (4)	83
	91-10 ^d	5,76 (3,82)	5,3 ± 0,5 ^{***}		12,7	677 (7)	82
	91-00	5,76 (3,82)	9,2 ± 1,5 ^{***}		7,2	449 (3)	30
	91-00 ^d	5,76 (3,82)	10,7 ± 1,3 ^{***}		6,1	439 (4)	29
	01-10	1,89 (1,60)	3,4 ± 2,2			240 (2)	53
	01-10 ^d	1,89 (1,60)	4,3 ± 1,8 [*]		15,5	238 (3)	53
Ägg	99-11	4,15 (2,85)	14,8 ± 1,2 ^{***}		4,3	321 (0)	32
Mjölk	98-09	0,010 (0,010)	2,3 ± 2,0			202 (0)	23
	99-09	0,086 (0,079)	12,2 ± 1,3 ^{***}		5,3	187 (4)	8
	99-09 ^c	0,086 (0,079)	10,4 ± 1,1 ^{***}		6,3	173 (4)	7
	99-09 ^f	0,022 (0,020)	12,9 ± 1,3 ^{***}		5,0	187 (5)	8
	99-09 ^{e, f}	0,022 (0,020)	10,4 ± 1,1 ^{***}		6,3	173 (4)	7

^a År 1999 saknas. ^b År och vikt >1500 g som oberoende variabel. ^c År och fisktyp som oberoende variabel. ^d År, område 1-5 och djurtyp som oberoende variabler i modellen. ^e År och område 1-5 som oberoende variabel. ^f Korrigerat för fettinnehåll. ^g Halveringstid.

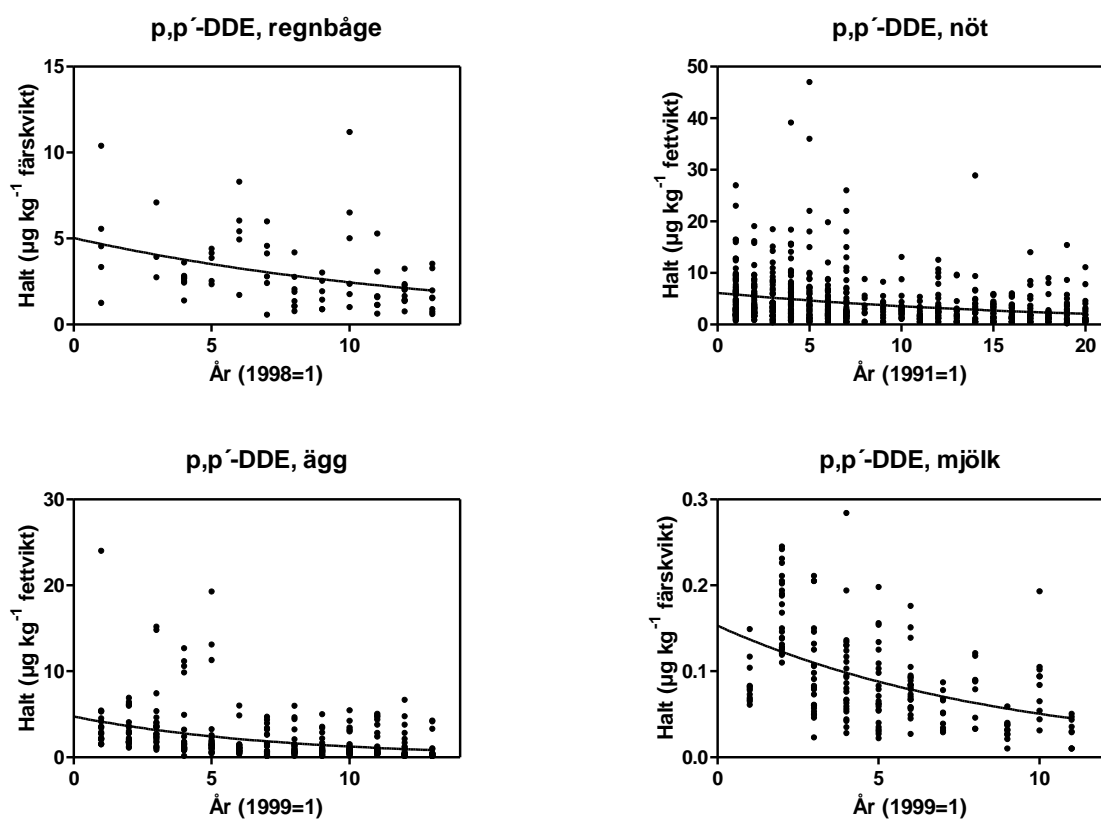
* p<0,05; *** p<0,001.

Tabell 22. Justerade medelvärden för halter av p,p'-DDE från General Linear Modelanalys. Statistiska skillnader från Ln-transformerade halldata från den linjära regressionsanalysen.

Matris	År	Variabel	Medelhalt ($\mu\text{g}/\text{kg}$) \pm SE	N	
Regnbåge	98-10	<1500 g ^a	2,07 \pm 0,22	37	
		\geq 1500 g	2,95 \pm 0,32*	34	
Nöt	91-10	1 ^a	4,65 \pm 0,34	153	
		2	3,23 \pm 0,24***	143	
		Område	3	1,90 \pm 0,15***	131
			4	2,08 \pm 0,15***	152
			5	1,25 \pm 0,11***	98
			Alla <13 mån.	2,66 \pm 0,30	58
		Djurtyp	Hane/kastrat 13-23 mån.	2,64 \pm 0,20	123
			Hona 13-23 mån^a	2,31 \pm 0,10	355
			Hane/kastrat \geq 24 mån	1,80 \pm 0,17*	85
		Hona \geq 24 mån	2,52 \pm 0,29	56	
Mjöl	99-09	1	0,12 \pm 0,0095**	36	
		2 ^a	0,095 \pm 0,0071	38	
		Område	3	0,062 \pm 0,0050***	34
			4	0,063 \pm 0,0045***	42
			5	0,049 \pm 0,0048***	23

^a Referensvariabel i den linjära regressionsanalysen.

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.



Figur 9. Tidstrender för p,p'-DDE i muskel från regnbåge för åren 1998-2010, fett från nöt för åren 1991-2010, ägg för åren 1999-2011 och mjölk för åren 1999-2009. Trendlinjer är en logaritmisk anpassning av haltdata enligt ekvationen $Y=(Y_0)*e^{(-K*X)}$. Outliers från den linjära regressionsanalysen, med år som oberoende variabel, är exkluderade.

Diskussion

Kadmium

Halterna av kadmium i de provtyper som undersökts har inte förändrats markant över tid sedan 1970-80-talet, då data från Livsmedelsverkets kontrollprogram gällande kontaminanter mer systematiskt började lagras i databaser. Resultaten visar att de hittills genomförda riskreducerande åtgärderna gällande kadmium inte har resulterat i önskvärda reduktioner av kontamineringen av baslivsmedel. De långsamma förändringar som ändå observerats kan till viss del bero på ändrade produktionsmetoder i jordbruket, nya bearbetningsmetoder, samt ändrad foderproduktion.

För vete- och rågmjöl skedde det en signifikant nedgång över hela tidsperioden, men halveringstiden för åren 1976-2010 uppskattades till över 80 år. I motsats till detta observerades en långsam uppgång i vetekli, med en fördubblingstid på över 80 år. Antalet analyser gjorda på vetekli är få sett över hela tidsperioden (57 stycken under 31 år) vilket gör att den statistiska osäkerheten ökar och resultaten mer får ses som en fingervisning för förändringarna över tid.

Det är utifrån resultaten i denna rapport inte möjligt att förklara varför halterna av kadmium inte förändrats påtagligt i mjölprodukter sedan 1970-talet. För närvarande är atmosfärisk deposition den största källan till kadmium i svensk jordbruksmark, och det atmosfäriska utsläppen av kadmium har minskat under perioden 1990-2007 [5]. Mätningar av kadmiuminnehållet i mossor har visat att depositionen av kadmium har minskat i Sverige under de senaste årtiondena [5]. Tidigare var fosforgödslingen den stora källan för kadmiumtillförseln till marken, men olika riskreducerande åtgärder har gett minskad tillförsel från den källan [5]. Kadmium i slam är idag ingen stor generell källa för kadmiumspridning på åkrarna, och medelhalten av kadmium i slam har sjunkit sedan mitten på 1990-talet [5]. Den naturliga kadmiumhalten i åkermark varierar dock kraftigt i landet. Halter över genomsnittet är vanligast i vissa delar av Skåne, Östergötland, Mälardalen och Jämtland [5]. I dagsläget tycks det generellt råda en balans mellan tillskott och utförsel av kadmium i marken [5], vilket stöds av de mer eller mindre oförändrade kadmiumhalterna i vetemjöl, rågmjöl och vetekli provtagna i Livsmedelsverkets livsmedelskontroll.

Fodrets kadmiuminnehåll har stor betydelse för kadmiumbelastningen av livsmedelsproducerande djur. I likhet med mjölprodukterna så observerades praktiskt taget inga förändringar av kadmiumhalten i njure från nötkreatur, svin, lamm och ren, frånsett en mycket långsam ökning av halterna i svin och i nöt under det senaste decenniet. En trendstudie av kadmium i lever från ren kunde inte finna några tidsmässiga förändringar av halterna under perioden 1981-2005 [52]. I muskel tycktes halterna ha ökat fram till början på 1990-talet, för att sedan snabbt sjunka till en mer jämn nivå under den sista 10-årsperioden i studien [52].

Vi observerade en regional skillnad i kadmiumhalter i njure från ren, med de högsta halterna i rennjurar provtagna i Västerbotten. En möjlig delförklaring till detta är att stödutfodring av ren sker i Västerbotten innan slakt för att sänka halterna av radioaktivt cesium, som härstammar från Tjernobylyolyckan 1986. Fodret består av pellets som främst innehåller spannmål (korn, havre och vete) och betför, ibland kompletterat med hö eller ensilage [53].

Kadmiumhalterna var generellt sett högre i vetemjöl från södra och mellersta Sverige än i mjöl från sydvästra delen av landet. Skillnaderna kan bero på jordens sammansättning och kadmiumhalten i jorden [5]. Databasens information om de olika provernans ursprung begränsas dock till var kvarnen där mjölet malts ligger. Detta gör att våra data gällande geografisk variation i kadmiumhalten i mjöl är osäkra. Normalt sett så är halterna av kadmium i vete högst i Skåne och i östra Mellansverige, och halterna lägst i Västergötland och i mellan- och skogsbygderna [5]. Detta mönster stämmer ganska bra överens med våra resultat. För njure från nötkreatur och svin ses en tendens till högre halter i sydligaste Sverige, vilket tyder på att djurproduktionen i denna del av landet har den högsta kadmiumbelastningen.

Bly

Sett över hela undersökningsperioden så går blyhalterna ner i samtliga undersökta matriser, förutom i njure från ren. Införandet av förbud för bly i bensin 1994 har säkert bidragit till denna nedgång. Regelbundna undersökningar av bly i mossa visar att det atmosfäriska nedfallet klart har minskat i hela landet sedan 1970-talet [54]. Trendstudier av bly i lever från ren har visat att blyhalterna i medeltal har minskat med 2,5 procent per år mellan åren 1983-2005 [52], vilket är en längre period än den vi undersökt (1996-2010). I muskel från ren observerades ingen tidsmässig förändring av blyhalterna [52], vilket stämmer överens med våra data för rennjure.

I motsats till de observerade regionala skillnaderna i kadmiumhalter i njure från nötkreatur och ren, så fann vi inga skillnader i blyhalter mellan regioner. Till viss del beror det sannolikt på låg statistisk styrka med få analyser (ren), och på grund av att andelen analyser som ligger under detektionsnivån är hög (>25 %, nötkreatur), särskilt för de senaste åren.

Kvicksilver

I odlad regnbåge (muskel) skedde det inga större förändringar av kvicksilverhalterna under 2000-talet. I en studie av kvicksilverhalterna i gädda, baserat på data från Naturvårdsverkets miljöövervakning, observerades en tendens av minskande halter i slutet på 1980-talet [55]. Under 1990-talet var halterna tämligen stabila, för att under det senaste decenniet öka något [55]. Det är dock svårt att dra några paralleller med vår studie eftersom odlad regnbåge utfodras med pelleterat foder medan halterna i gäddan och abborren mer påverkas av halten av kvicksilver i de bytesorganismer de äter. Födan är den dominerande källan för

kvicksilver i fisk och metylkvicksilver är den dominerande formen av kvicksilver i fisk [56]. Kvicksilverhalten i fiskfoder bestäms av halterna i de råvaror som fodret tillverkats från. Våra resultat tyder på att kvicksilverhalten i fiskfoder inte har förändrats påtagligt sedan slutet på 1990-talet.

α -HCH

För α -HCH försvårades den statistiska analysen av tidstrender av att många prover hade halter under LOQ. För svin, ägg, ren och mjölk var andelen prover med halter under LOQ så pass stor att det inte var meningsfullt att göra den statistiska analysen. För nötkreatur observerades en tidsmässig ökning av antalet prover under LOQ i den senare delen av undersökningsperioden. Minskningen var relativt snabb med en halveringstid på i medeltal 3-5 år. Även för odlad regnbåge observerades en relativt snabb nedgång mellan 1998-2008. α -HCH fanns som en förorening i insektsmedlet lindan, vilket förbjöds i Sverige i slutet på 1980-talet. Tidigare hade det använts som en ersättare till DDT [57]. Våra resultat stämmer överens med de ganska snabbt minskande halterna av α -HCH i strömming/sill från ost-, syd- och västkusten [58] och i älg och ren [59].

CB 153

CB 153 är den PCB-förening som föreligger i högst halter i livsmedel, och CB 153 fungerar som en bra indikator för totalhalten av PCB [35-36]. Data från livsmedelskontrollen visar att halterna sjunkit i samtliga matriser som analyserats, med en halveringstid från i medeltal 16 år i ren till 4 år i ägg. Sedan 1972 har användningen av industrikemikalien PCB successivt begränsats, för att 1995 helt fasas ut [57]. Våra resultat visar att dessa åtgärder har gett ett positivt resultat i livsmedelsproduktionen.

Minskningen av PCB tycks ha gått snabbast i ägg, mjölk och odlad regnbåge, medan halterna minskat långsammare i nötkreatur och ren. Ägg hade den snabbaste halveringstiden av samtliga matriser som undersökts. En möjlig anledning till detta skulle kunna vara att fodersammansättningen för höns har ändrats över tid, men om så är fallet vet vi inte med säkerhet. Fiskmjöl används som källa för aminosyror i foder till ekohöns. Under 2004 förändrades sammansättningen av fodret till ekohöns genom att fiskmjöl med lägre halter av dioxiner och dioxin-liknande PCBer än tidigare började användas [60]. Detta resulterade i klara sänkningar i halterna av PCDD/F och dioxin-liknande PCBer i ekoägg [60]. Fiskmjöl används sedan länge inte som källa för aminosyror i konventionell äggproduktion. Det gick tyvärr inte att identifiera vilka prover i äggkontrollen som var ekologiska och vilka som var konventionellt producerade.

Den relativt snabba minskningen av PCB-halterna i odlad regnbåge kan också hypotetiskt till viss del bero på att fodersammansättningen har förändrats under det senaste årtiondet. Fiskfodret som används i Sverige är främst producerat i Norge och Danmark (Ulf Peter Wichardt, Fiskhälsan, Älvkarleby, personlig kommunikation). I denna produktion har andelen vegetabiliska råvaror ökat under den

senaste tiden (Ulf Peter Wichardt, Fiskhälsan, Älvkarleby, personlig kommunikation). PCB härrör med stor sannolikt främst från fiskmjöl och fiskolja i fodret.

En möjlig förklaring till den långsammare minskningen i nötkreatur och ren skulle kunna vara att dessa djur exponeras för PCB via jord som djuren får i sig när de betar. Denna förklaring haltar dock lite eftersom minskningshastigheten i komjolk var relativt snabb, vilket i dagens läge är svårt att förklara. Trenderna i fett från nötkreatur är inte helt jämförbara med halterna i komjolk eftersom proverna av fett i många fall tagits från köttdjur och inte från mjölkkor. Långsamma minskningar av CB 153-halter har också observerats i älg och ren i Naturvårdsverkets miljöövervakning [59].

För nötkreatur, som hade tillräckligt lång tidsserie för att delas upp i två perioder, tyder analysen på att minskningen av halterna har planat ut de senaste 10 åren. Framtida uppföljningar behövs för att dra slutsatser om detta verkligen har skett.

Fett från nötkreatur och mjölk i södra Sverige hade högre halter av PCB än i norra Sverige. En syd-nordlig minskande trend av PCB i sötvattensfisk [61] antyder också att södra Sverige är mer belastat av PCB än övriga landet.

HCB

Klorbensener bildas oavsiktligt vid produktion av klor, klorerade lösningsmedel, saltsyra och andra klorinnehållande ämnen, samt i förbränningsprocesser [62]. HCB har tidigare tillverkats som bekämpningsmedel och som råvara i ett flertal kemiska processer, men produktionen har idag upphört [62].

De hittills riskreducerande åtgärderna har haft positiv effekt på HCB-halterna i nästan alla undersökta matriser. I regnbåge, ägg och mjölk tycks halterna av HCB sjunka under hela undersökningsperioden. Liksom för PCB tycks minskningen vara snabbast i ägg, vilket som tidigare nämnts till viss del kanske beror på förändringar i fodersammansättning. I nötkreatur minskade halterna i början av perioden, men i senare delen tycks halterna långsamt ha ökat igen.

Att halterna i fett från ren ökat var förvånande med tanke på att flera studier från Arktis, gjorda dels på muskel från ren [59] samt på andra djurslag [63], tyder på minskande eller oförändrade halter av HCB i nordliga regioner. En möjlig förklaring till denna diskrepans, speciellt jämfört med Danielsson et al. [59], kan vara att det statistiska underlaget i studierna skiljer sig åt. Livsmedelsverkets databas innehåller data från mer än 100 enskilda djur medan Danielsson et al. [59] rapporterade data från årspooler av 10 renar. I Danielsson et al. [59] redovisas dessutom data för åren 1987-2006, medan vi har undersökt 2000-2010. Tidstrendera av HCB i ren bör följas upp för att säkert fastslå om halterna nu långsamt ökar, vilket skulle kunna tyda på en ökad HCB-belastning i norra Sverige.

Fett från nötkreatur visar på sjunkande halter under hela tidsperioden, men när perioden delades upp i två 10-årsperioder observerades först sjunkande, därefter ökande halter under de sista 10 åren. De ökande halterna i nötkreatur är precis omvänt från förhållandet observerat i mjölk, vilket är svårt att förklara. Tidstrenderna för nötkreatur och mjölk är inte helt jämförbara eftersom prover från kött djur ingår i databasen för nötkreatur. Om enbart ”mjölkko” (hona äldre än 23 månader) analyseras för åren 1998-2010 ses ingen signifikant förändring av halterna av HCB (visas inte). Antalet djur är litet, 25 stycken för perioden, vilket gör att den statistiska styrkan är liten och några slutsatser är svåra att dra.

Vi fann i motsats till PCB inga regionala skillnader i HCB-halter i nötkreatur, men för mjölk fanns en tendens till något högre halter i södra Sverige. Studier av HCB i abborre från Bolmen (Småland), Storvindeln (Västerbotten) och Abiskojaure (Lappland) pekar också på relativt små regionala skillnader i halter [57]. HCB är mer flyktigt än till exempel PCB, vilket sannolikt bidrar till ett mer enhetligt föroreningsmönster i Sverige [57].

p,p'-DDE

För denna relativt svårnedbrytbara DDT-metabolit så sjönk halterna med tiden generellt i alla matriser, vilket visar att DDT-förbudet fortfarande resulterar i sjunkande halter i svenska livsmedel. Liksom för PCB och HCB så tycks halterna i ägg sjunka snabbast. Minskningen i nötkreatur ser ut att plana ut under de sista 10 åren då halveringstiden ökar, från 6 år 1991-2000 till 15,5 år för perioden 2001-2010. Framtida uppföljning behövs för att klargöra om minskningen verkligen planat ut, eftersom den beräknade halveringstiden är längre än den undersökta perioden. För mjölk har det skett en snabbare minskning än för nötkreatur, 6 års halveringstid under de senaste 10 åren. Som tidigare nämnts så är trenderna dock inte helt jämförbara eftersom det ingår kött djur i nötkreaturen. Liksom för PCB så har nötkreatur och mjölk något högre p,p'-DDE-halter i södra Sverige än i övriga landet. Detta kan till viss del bero på att användningen av DDT har varit större i de södra delarna av landet [36].

Slutsatser

Sammantaget visar resultaten att de riskreducerande åtgärder som hittills har vidtagits mot kadmium- och kvicksilverförorening inte har haft någon markant effekt på halterna i de undersökta livsmedlen eller livsmedelsproducerande djuren. För bly, HCH, PCB, HCB och DDT har dock åtgärderna haft positiv effekt på halterna. Resultaten visar att det går att använda data från livsmedelskontrollen i uppföljningen av trender av miljöföroreningar i livsmedel. För vissa föroreningar krävs dock att de kemiska analysmetodernas känslighet förbättras, eftersom halterna i vissa fall nått ner under de nuvarande känslighetsgränserna. Dessutom pekar undersökningen på att det är mycket viktigt att ”kringinformation” om proverna registreras på ett kvalitetssäkrat sätt, för att korrekta slutsatser om framtida tidstrender av miljöföroreningar i livsmedel ska kunna dras.

Referenser

1. Naturvårdsverket. *Generationsmålet*. 2011-08-05]; Available from: <http://www.miljomal.se/Generationsmalet/>.
2. Naturvårdsverket. *Giftfri miljö/definition*. 2011-08-05]; Available from: <http://www.miljomal.se/4-Giftfri-miljo/Definition/>.
3. Livsmedelsverket. *Kadmium - fördjupning*. 2011-08-09]; Available from: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Kadmium/Kadmium---fordjupning/>.
4. WHO, *Exposure to cadmium: a major public health concern*. 2010.
5. Kemikalieinspektionen, *Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull*. 2011.
6. Nordberg, G.F., et al., eds. *Handbook on the Toxicology of Metals*. Third ed. 2007, Academic Press.
7. Elinder, C.G., *Cadmium as an environmental hazard*. IARC Sci Publ, 1992(118): p. 123-32.
8. Satarug, S., et al., *Cadmium, environmental exposure, and health outcomes*. Environ Health Perspect, 2010. **118**(2): p. 182-90.
9. Vahter, M., et al., *Bioavailability of cadmium from shellfish and mixed diet in women*. Toxicol Appl Pharmacol, 1996. **136**(2): p. 332-41.
10. Chen, X., et al., *Bone mineral density is related with previous renal dysfunction caused by cadmium exposure*. Environ Toxicol Pharmacol, 2011. **32**(1): p. 46-53.
11. IARC, *Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. Summary of Data Reported and Evaluation*. 1997. p. 1-21.
12. EFSA, *SCIENTIFIC OPINION. Cadmium in food*. The EFSA Journal 2009. **980**: p. 1-139.
13. Sand, S. and B. Wulf, *Assessment of dietary cadmium exposure in Sweden and population health concern including scenario analysis*. Food and Chemical Toxicology, 2011. **In press**.
14. Strömberg, U., et al., *Yearly measurements of blood lead in Swedish children since 1978: an update focusing on the petrol lead free period 1995-2001*. Occup Environ Med, 2003. **60**(5): p. 370-2.
15. Livsmedelsverket. *Bly - fördjupning*. 2011-08-15]; Available from: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Bly/Bly---fordjupning/>.
16. EFSA, *Scientific Opinion on Lead in Food*. The EFSA Journal, 2010. **8**(4): p. 1-147.
17. Ceccatelli, S., E. Dare, and M. Moors, *Methylmercury-induced neurotoxicity and apoptosis*. Chem Biol Interact, 2010. **188**(2): p. 301-8.

18. Naturvårdsverket, *Utsläpp i siffror. Kvicksilver*.
<http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Kvicksilver/>, 2010.
19. Livsmedelsverket, *Rikspanjekt 2007 - Kvicksilver i saluhållen fisk*. 2008. p. 1-21.
20. Livsmedelsverket, *Risikvärdering av metylkvicksilver i fisk*. 2007. p. 1-60.
21. Björnberg, K.A., et al., *Methyl mercury and inorganic mercury in Swedish pregnant women and in cord blood: influence of fish consumption*. *Environ Health Perspect*, 2003. **111**(4): p. 637-41.
22. Björnberg, K.A., et al., *Methyl mercury exposure in Swedish women with high fish consumption*. *Sci Total Environ*, 2005. **341**(1-3): p. 45-52.
23. Anonymous, *KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006*. 2006, Europeiska unionens officiella tidning.
24. EFSA, *Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food*. *The EFSA Journal* 2004. **34**: p. 1-14.
25. Helmfrid, I., et al., *Risk och nytta med fisk*. Sakrapport till naturvårdsverkets miljöövervakning.
<http://www.imm.ki.se/Datavard/Rapporter/Risk%20och%20nytta%20med%20fisk.pdf>, 2008.
26. Anonymous. *What are POPs?* 2011-12-27]; Available from:
<http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>.
27. WHO, *HEXACHLOROBENZENE. HEALTH AND SAFETY GUIDE*. 1998.
28. Ankarberg, E., et al., *Risikvärdering av persistenta klorerade och bromerade miljöföroreningar i livsmedel*. 2007.
29. Anonymous, *Alpha Hexachlorocyclohexane. Risk management evaluation*. 2008, UNEP. p. 1-17.
30. Anonymous, *The 9 new POPs*. 2010, UNEP.
31. Darnerud, P.O., et al., *Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data*. *Food Chem Toxicol*, 2006. **44**(9): p. 1597-606.
32. Törnkvist, A., et al., *PCDD/F, PCB, PBDE, HBCD and chlorinated pesticides in a Swedish market basket from 2005--levels and dietary intake estimations*. *Chemosphere*, 2011. **83**(2): p. 193-9.
33. Mills, S.A., 3rd., D.I. Thal, and J. Barney, *A summary of the 209 PCB congener nomenclature*. *Chemosphere*, 2007. **68**(9): p. 1603-12.
34. EFSA, *Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (pcb) in feed and food*. *The EFSA Journal*, 2005. **284**: p. 1-137.
35. Atuma, S.S., et al., *CB 153 as indicator for congener specific determination of PCBs in diverse fish species from Swedish waters*. *Chemosphere*, 1996. **33**: p. 1459-1464.

36. Glynn, A.W., et al., *PCB and chlorinated pesticide concentrations in swine and bovine adipose tissue in Sweden 1991-1997: spatial and temporal trends*. *Sci Total Environ*, 2000. **246**(2-3): p. 195-206.
37. D´mello, J.P.F., ed. *Food safety. Contaminants and toxins*. 2003. 452.
38. Kemikalieinspektionen. *Polyklorerade bifenyler (PCB)*. 2011-08-23]; Available from: <http://www.kemi.se/templates/PRIOPage.aspx?id=4102>.
39. SCF, *Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food*. 2001: Brussels. p. 29.
40. Anonymous, *IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans*. 2001. p. 493-568.
41. Klaassen, C.D., ed. *Casarett and Doull´s Toxicology. The basic Science of Poison*. 1996, McGraw-Hill.
42. ATSDR, *Toxicological profile of hexachlorobenzene*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp90.pdf>, 2002.
43. Anonymous, *Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2008:3) om bekämpningsmedel*. 2008, Kemikalieinspektionen.
44. Anonymous. *WHO gives indoor use of DDT a clean bill of health for controlling malaria*. 2006 2011-12-29]; Available from: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2006/pr50/en/>.
45. Anonymous, *DDT in indoor residual spraying: human health aspects*. 2011, WHO. p. 1-319.
46. Anonymous, *Occupational Exposures in Insecticide Application, and Some Pesticides*. 1999, IARC.
47. JMPR, *Pesticide residues in foods: DDT*. http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v00pr03.htm#_00032000, 2000.
48. Jorhem, L., *Determination of metals in foods by atomic absorption spectrometry after dry ashing: NMKL Collaborative Study*. *J AOAC Int*, 2000. **83**(5): p. 1204-11.
49. Atuma, S.S. and M. Aune, *Method for the determination of PCB congeners and chlorinated pesticides in human blood serum*. *Bull Environ Contam Toxicol*, 1999. **62**(1): p. 8-15.
50. Aune, M., et al., *Analysis of organochlorine compounds in human milk*. *Organohalogen Compounds*, 1999. **40**: p. 87-90.
51. Jensen, S., et al., *DDT and PCB in herring and cod from the Baltic, the Kattegatt and the Skagerrak*. *Ambio Special Report*, 1972. **1**: p. 71-85.
52. Odsjö, T., J. Räikkönen, and A. Bignert, *Time trends of metals in liver and muscle from reindeer (Rangifer tarandus) from northern and central Lapland, Sweden, 1983-2005*. . Sakrapport till Naturvårdsverket. <http://www.nrm.se/download/18.2691ae061128ee43c4e8000750/Renmetall2007.pdf>, 2007.
53. Åhman, B., *Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylyckan*. SSI rapport 2005:17. <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Publikationer/Rapport/St ralskydd/2005/ssi-rapp-2005-17.pdf>, 2005.
54. IVL, <http://www3.ivl.se/miljo/projekt/mossa/pb.asp>. 2012.

55. Åkerblom, S. and K. Johansson, *Kvicksilver i insjöfisk - variationer i tid och rum*. Rapport 2008:8. Sveriges lantbruksuniversitet. http://publikationer.slu.se/Filer/Hg_Fisk.pdf, 2008.
56. Boudou, A. and F. Ribeyre, *Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels*. Environ Health Perspect, 1997. **105 Suppl 1**: p. 21-35.
57. Bernes, C., *Persistent organic pollutants*. Monitor 16, Naturvårdsverket, Stockholm, 1998.
58. Bignert, A., et al., *Comments concerning the Swedish contaminant monitoring programme in marine biota, 2011*. <http://www.nrm.se/download/18.42129f1312d951207af800025998/Marina+programmet+2011.pdf>, 2011.
59. Danielsson, S., et al., *Organic contaminants in moose (*Alces alces*) and reindeer (*Rangifer tarandus*) in Sweden from the past twenty years*. Report nr 7: 2008. http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/miljogift/ren_alg_rapport.pdf, 2008.
60. Eskhult, G. and M. Aune, *Results from the Swedish monitoring program 2003-2005 for PCDD/F and dioxin-like PCBs in foodstuffs*. Organohalogen Compounds, 2007. **69**: p. 2323-2326.
61. Bignert, A., et al., *Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures*. Environ Pollut, 1998. **99**(2): p. 177-98.
62. Naturvårdsverket, *Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisker - en kunskapsöversikt*. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5736-7.pdf>, 2007.
63. Riget, F., et al., *Temporal trends of legacy POPs in Arctic biota, an update*. Sci Total Environ, 2010. **408**(15): p. 2874-84.

1. Lunch och lärande – skollunchens betydelse för elevernas prestation och situation i klassrummet av M Lennernäs.
2. Kosttillskott som säljs via Internet – en studie av hur kraven i lagstiftningen uppfylls av A Wedholm Pallas, A Laser Reuterswärd och U Beckman-Sundh.
3. Vetenskapligt underlag till råd om bra mat i äldreomsorgen. Sammanställt av E Lövestram.
4. Livsmedelssvinn i hushåll och skolor – en kunskaps-sammanställning av R Modin.
5. Riskprofil för material i kontakt med livsmedel av K Svensson, Livsmedelsverket och G Olafsson, Rikisendurskodun (Environmental and Food Agency of Iceland).
6. Kompetensprovning av laboratorier: Mikrobiologi – Livsmedel, Januari 2011 av C Normark, och I Boriak.
7. Proficiency Testing – Food Chemistry, Nutritional Components of Food, Round N 47.
8. Proficiency Testing – Food Chemistry, Trace Elements in Food, Round T-22 by C Åstrand and Lars Jorhem.
9. Riksprojekt 2010. *Listeria monocytogenes* i kyld ätferdig mat av C Nilsson och M Lindblad.
10. Kontroll av rests substanser i levande djur och animaliska livsmedel. Resultat 2010 av I Nordlander, Å Kjellgren, A Glynn, B Aspenström-Fagerlund, K Granelli, I Nilsson, C Sjölund Livsmedelsverket och K Girma, Jordbruksverket.
11. Kompetensprovning av laboratorier: Mikrobiologi – Livsmedel, April 2011 av C Normark, I Boriak, M Lindqvist och I Tillander.
12. Bär – analys av näringsämnen av V Öhrvik, I Mattisson, A Staffas och H S Strandler.
13. Kompetensprovning av laboratorier: Mikrobiologi – Dricksvatten, 2011:1, mars av T Šlapokas C Lantz och M Lindqvist.
14. Kontrollprogrammet för tvåskaliga blötdjur – Årsrapport 2009-2010 – av av I Nordlander, M Persson, H Hallström, M Simonsson, Livsmedelsverket och B Karlsson, SMHI.
15. Margariner och matfettblandningar – analys av fettsyror av R Åsgård och S Wretling.
16. Proficiency Testing – Food Chemistry, Nutritional Components of Food, Round N 48.
17. Kontroll av bekämpningsmedelsrester i livsmedel 2009 av A Jansson, X Holmbäck och A Wannberg.
18. Klimatpåverkan och energianvändning från livsmedelsförpackningar av M Wallman och K Nilsson.
19. Klimatpåverkan i kylkedjan – från livsmedelsindustri till konsument av K Nilsson och U Lindberg.
20. Förvara maten rätt så håller den längre – vetenskapligt underlag om optimal förvaring av livsmedel av R Modin och M Lindblad.
21. Råd om mat för barn 0-5 år. Vetenskapligt underlag med risk- och nyttovärderingar och kunskapsöversikter.
22. Råd om mat för barn 0-5 år. Hanteringsrapport som beskriver hur risk- och nyttovärderingar, tillsammans med andra faktorer, har lett fram till Livsmedelsverkets råd.
23. Proficiency Testing – Food Chemistry, Trace Elements in Food, Round T-23 by C Åstrand and L Jorhem.
24. Proficiency Testing – Food Chemistry, Vitamins in Food, Round V-9 by A Staffas and H S Strandler.
25. Nordiskt kontrollprojekt om nyckelhålmärkning 2011 av I Lindeberg.
26. Rapport från GMO-projektet 2011. Undersökning av förekomsten av GMO i livsmedel av Z Kurowska.
27. Fat Quality – Trends in fatty acid composition over the last decade by I Mattisson, S Trattner and S Wretling.
28. Kompetensprovning av laboratorier: Mikrobiologi – Dricksvatten, 2011:2, september av T Šlapokas och M Lindqvist.
29. Kontrollen roll skiljer sig mellan livsmedelsbranscherna av T Ahlström, G Jansson och S Sylvén.
30. Kommuners och Livsmedelsverkets rapportering av livsmedelskontrollen 2011 av C Svärd och L Eskilsson.
31. Kompetensprovning av laboratorier: Mikrobiologi – Livsmedel, Oktober 2011 av C Normark och I Boriak.

1. Fisk, skaldjur och fiskprodukter – analys av näringsämnen av V Öhrvik, A von Malmborg, I Mattisson, S Wretling och C Åstrand.
2. Normerande kontroll av dricksvattenanläggningar 2007-2010 av T Lindberg.
3. Tidstrender av tungmetaller och organiska klorerade miljöföroreningar i baslivsmedel av J Ålander, I Nilsson, B Sundström, L Jorhem, I Nordlander, M Aune, L Larsson, J Kuivinen, A Bergh, M Isaksson och A Glynn.