



Naturhistoriska
riksmuseet

Fiskgjuse

- Miljögiftsbelastning i ägg insamlade i Sverige

Anna Roos



Rapport till Naturvårdsverket

Enheten för miljöforskning och övervakning
Naturhistoriska riksmuseet
Box 50007
104 05 Stockholm



<p>Rapportförfattare Anna Roos</p>	<p>Utgivare Enheten för Miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet Postadress Box 50007, 104 05 Stockholm Telefon 08-51954223</p>
<p>Rapport titel och undertitel Undersökning av miljögifter i ägg av fiskgjuse. Överenskommelse nr 2213-13-030</p>	<p>Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm Finansiering</p>
<p>Nyckelord för plats Limniska miljöer, Sverige</p>	
<p>Nyckelord för ämne Fiskgjuse, ägg, miljögifter</p>	
<p>Tidpunkt för insamling av underlagsdata 1966-2013</p>	
<p>Sammanfattning</p> <p>Inom ramen för Projekt fiskgjuse har ägg från Sverige, framför allt södra Sverige, analyserats med avseende på klorerade, bromerade och fluorerade ämnen samt tungmetaller, metylkvicksilver och selen. Dessutom har äldre analysdata avseende kvicksilver datalogs och inkorporerats i denna rapport.</p> <p>Resultat:</p> <p>Sju ägg som tidigare analyserats för Hg analyserades på nytt för att se om analysresultaten är jämförbara, vilket de var. Därmed kunde gamla och nya resultat avseende kvicksilver läggas ihop i en trendanalys. Halterna av <u>kvicksilver</u> i de analyserade äggen (n=211) har minskat med ca 2,1% årligen sedan 1960-talet. Halter överstigande 500 ng/g våtvikt (v.v.) i ägg kan förknippas med negativa effekter på reproduktionen hos vissa rovfåglar. Elva procent av äggen år 1964-1986 hade halter överskridande 500 ng/g v.v., men inget av de 20 ägg som analyserats från 2008-2013 överskred detta värde.</p> <p>Halterna av <u>selen vs kvicksilver</u> (n=29) på molviktsbasis visar på ett överskott av selen. En jämförelse mellan metylkvicksilver och totalkvicksilver visade att så gott som allt kvicksilver i äggen är av formen metylkvicksilver. Även halterna av <u>koppar, zink och mangan</u> har minskat i de analyserade äggen (mellan 0,9-2,2% årligen, n=29). <u>Selen</u> visade på en tendens till minskning, dock inte statistiskt signifikant.</p> <p>Samtliga analyserade <u>pesticider</u> har också minskat över tid, med ca 6-10% årligen (HCB, transnonaklordan, transklordan, cis-klordan, p,p'-DDE, p,p'-DDE och p,p'-DDD, n=60). Även 22 analyserade <u>CB-kongener</u> minskade i halt över tid, med mellan 3-8% årligen (n=60).</p> <p>De sex <u>BDEs</u> som fanns i mätbara halter i samtliga ägg (BDE-28, -47, -99, -100, -153, och -154) ökade i halt fram till 2001 och därefter sågs en minskning för tre av dem (BDE-47, -99 och -100). BDE-28, -153 och -154 har inte minskat i halt sedan 2001 (n=60). Trots en minskning av tre kongener sedan 2001 så är medelhalten ΣBDE i äggen från 2013 högre än de från början av tidsserien (1960-talet).</p> <p>Trettio ägg från 1997-2013 har analyserats för 16 <u>perfluorerade/högfluorerade ämnen (PFAS)</u> inom projektet: de perfluorerade karboxylsyror (PFCA) PFBA, PFPePA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA och PFOcDA samt de perfluorerade sulfonsyror (PFSA) PFHxS, PFOS och PFDS Nio föregångarämnen (s.k. prekursorer) analyserats, 5:3 FTCA, 6:2 FTUCA, 7:3 FTCA, 8:2 FTUCA, 10:2 FTUCA, N-MeFOSA, N-EtFOSA, N-MeFOSE och N-EtFOSE. Nästan alla ägg hade halter under detektionsgränsen avseende de kortkedjiga karboxylaterna PFBA, PFPePA, PFHxA, PFHpA, samt PFOA liksom samtliga prekursorer förutom 7:3 FTCA. PFOS var det mest dominerande ämnet, andelen PFOS vs PFAS var i snitt 72% (43-95%). Halterna PFOS låg mellan 12-632 ng/g v.v. Det finns rapport om att 100 ng PFOS/g ägg är den lägsta halt (LOEL) som ger negativ påverkan på häckningsresultatet hos höns. I denna studie hade 40% av fiskgjuseäggen från 2013 halter över 100 ng/g v.v. och fortsatt övervakning av dessa ämnen är önskvärt. Halterna av ΣPFCA visade på en tendens till ökning, dock inte statistiskt signifikant (p<0,08) medan ΣPFSA låg stabilt över tidsperioden 1997-2013 och fortsatt övervakning av dessa ämnen är önskvärt liksom PBDEs mfl.</p>	

1. Inledning.....	4
1.1. Bakgrund	4
2. Material	5
3. Miljögifter	6
3.1. Kvicksilver, selen, koppar, mangan och zink.....	6
3.2. Klorerade ämnen	6
3.3. Bromerade ämnen	7
3.4. Perfluorerade ämnen	7
4. Analysresultat.....	7
4.1. Statistik.....	7
4.2. Fetthalt.....	8
4.3. Tungmetaller och spårämnen	8
4.4. Kvicksilver, selen, koppar, mangan och zink.....	8
4.5. Klorerade och bromerade organiska ämnen.....	10
4.6. Perfluorerade ämnen	13
5. Sammanfattning/Diskussion.....	15
6. Tack till:	17
Referenser.....	18

1. Inledning

1.1. Bakgrund

Fiskgjusen (*Pandion haliaetus*) lever cirkumpolärt på norra halvklotet, det är samma art i Skandinavien som i t.ex. Nordamerika. Den äter fisk och större delen av den västeuropeiska fiskgjusepopulationen häckar i Sverige, men övervintrar i Västafrika.

Fiskgjusen är en anpassningsbar rovfågel som återfinns i flera olika klimat, de häckar på alla kontinenter förutom på Arktis, Antarktis och Sydamerika. De mest omfattande populationerna finns i nordvästra Europa, framförallt i Sverige och Finland samt i Nordamerika. I Sverige häckar fiskgjusen framförallt i södra delarna av landet och är mer ovanlig i norr. De fiskgjusar som häckar i nordligt klimat migrerar under tidig höst till varmare breddgrader. De svenska och finska fiskgjuseparen migrerar till Västafrika och håller framförallt till längst kuststräckan vid Senegal och Kamerun. De Nordamerikanska paren migrerar till Sydamerika och fiskgjusen intar därmed ytterligare en kontinent under vinterhalvåret (Poole 1989). Fiskgjusen har en hög dödlighet under sitt första levnadsår och endast 52 % av de svenska fiskgjusarna tenderar att bli äldre än så, vilket främst beror på jakten som bedrivs mot dem (Fransson & Pettersson 2001). Fiskgjusen kan bli relativt gammal, den äldsta individen i Sverige nådde ålder av knappt 25 år (ibid). Födan består av fisk, men den är opportunist och livnär sig inte på en specifik art utan konsumerar vad som finns tillgängligt för tillfället så länge fiskarten faller inom rätt storleksspann.

Fiskgjusen spenderar ca en månad i häckningsområdet innan den lägger sina ägg. För att ta reda på om miljögiftshalten i äggen belyser halten i häckningsområdet eller vinterområdet förseddes vuxna fiskgjusehonor från USA med satellitsändare för att se var de övervintrade. Därefter samlades fisk från häckningsplatserna samt vinterområdena analyserades. Föroreningsbelastningen i ägg visade sig vara bäst korrelerade med koncentrationer i fisk på häckningsplatserna och inte fisken i vinterkvarteren. Därmed kunde man konstatera att fiskgjusen är lämplig att använda som miljögiftsindikator (Elliott m.fl. 2007, Grove m.fl. 2009).

I mitten på 60-talet upptäcktes att den svenska fiskgjusepopulationens reproduktionsförmåga påverkats negativt och att fiskgjusarnas fjädrar innehöll höga halter av kvicksilver (Hg) (Sondell 1970). Användandet av kvicksilver som pesticid förbjöds i Sverige 1966. Kvikksilver är ett oorganiskt ämne men kan genom naturliga processer i akvatiska miljöer omvandlas till metylkvicksilver (MeHg) som är mer toxiskt än oorganiskt kvicksilver (Ullrich m.fl. 2001). Metylkvicksilver bioackumuleras i den akvatiska näringskedjan och kan orsaka bland annat neurologiska störningar och även dödfall i förhöjda halter.

År 1970 inleddes en långsiktig studie på fiskgjuse i södra Sverige ledd från Naturhistoriska riksmuseet (Tjelvar Odsjö) och Kvismare fågelstation (Jan Sondell) för att följa populationsutveckling och häckningsresultat. Åren 1971-73 gjordes årliga inventeringar i sex områden i södra och mellersta Sverige. Vart femte år sedan 1973 upprepas inventeringen och sommaren 2013 var 12:e gången som fiskgjusarna inventerades i dessa områden. Sjöarna Båven, Sottern samt två skogsområden i St Mellösa och Asker inventerades i mellersta Sverige, samt de småländska sjöarna Åsnen och Helgasjön i södra Sverige. Alla områdena har ingått i studien från starten. År 2009 inkluderades sjön Viken i Västergötland i studien.

Inventeringarna har sedan starten utförts med samma metodik. Sjöområdena besöks med båt och alla strandkanter spanas av. Bon som syns från vattnet och som ligger i anslutning till stranden ingår i inventeringen. I skogsområdena görs en linjeinventering för att upptäcka nya bon. Undersökningsområdena inventeras i månadsskiftet maj/juni då samtliga bon besöks. Därpå görs en uppföljning av häckningsresultatet i början av juli då ungarna är 4-5 veckor gamla. Vid besöken samlas skalrester, okläckta ägg och döda ungar in. Dessutom tas fjäderprover (ruggade fjädrar från föräldrar och en bit av mellersta stjärtpennorna på ungarna).

Äggskalstjocklek på döda ägg och äggskalsrester från projektet har studerats och jämförts med museimaterial från 1840-1970. Tjockleken har varierat över tid. Tunnast äggskal noterades 1973, då var tjockleken ca 15% tunnare (medelvärde 0,438 mm från 71 kullar) jämfört med opåverkade ägg insamlade före 1946 (0,515 mm). Efter 1973 ökade äggskalstjockleken och nådde opåverkade nivåer år 2003, det vill säga 30 år efter förbudet av DDT (Odsjö och Sondell, 2014). Därmed har även antalet rötägg minskat. Under 1970-1973 låg medelvärdet för sDDT i äggen på 184 µg/g fettvikt (f.v.), PCBs på 178 µg/g f.v. och kvicksilver 1040 ng/g torrsvikt. Reproduktionsframgången var negativt korrelerad med halterna av sDDT och kvicksilver men inte med PCB. Därför drog Odsjö och Sondell (1982) slutsatsen att halterna av PCB i äggen då antagligen var ett mindre hot mot häckningsframgången. Vidare skriver Odsjö och Sondell (2001) att fiskgjusepopulationen i de undersökta områdena hade långsamt ökat mellan 1971-1998 trots negativ påverkan från mänsklig störning som miljögifter, skogsbruk, båtliv och fiske.

Under 2008 års inventering visade det sig att antalet häckande fiskgjusar i mellersta Sverige hade minskat med 48% år 2008 jämfört med 2003, och mellan 2008 och 2013 sågs även en kraftig minskning i södra Sveriges undersökningsområden där antalet par minskade med mer än en tredjedel på fem år, och i sjön Åsnen var nedgången ännu större (44%). Anledningen till den drastiska minskningen av antalet häckande fiskgjusar i inventeringsområdena är okänt men en utflyttning till lokaler utanför studieområdena kan inte uteslutas.

Sedan Tjelvar Odsjös avhandling 1982 om miljögifter i fiskgjuse har endast en vetenskaplig studie på miljögiftsbelastning i svenska fiskgjusar publicerats (Odsjö m.fl. 2005), och den belyste halter av kvicksilver och selen i fiskgjuseungar (fjäder). Därför fanns ett behov av att utreda miljögiftsbelastningen i fiskgjuse. Fiskgjusen är en toppredator i, framför allt, den limniska miljön och är därmed exponerad för ett stort antal miljögifter.

2. Material

Ett antal döda ägg (homogenat) från framför allt södra Sverige har analyserats med avseende på en rad olika miljögifter:

- Sju ägg som tidigare (1970-talet) analyserats med avseende på kvicksilver har analyserats på nytt för total-kvicksilver för att se om den gamla och den nya analysmetoden är jämförbara.
- Sammanlagt har 29 ägg analyserats för tungmetaller, metylkvicksilver och selen.
- Sextio ägg från 1966-2013 har analyserats med avseende på klorerade och bromerade substanser.

- Trettio ägg har analyserats med avseende på perfluorerade/högfluorerade ämnen (PFAS). (Tjugo ägg från recent tid (2008-2013) samt tio från 1997-2001, innan utfasning av PFOS).

Örebro universitet har analyserat klorerade, bromerade samt perfluorerade ämnen i äggen. ALS har analyserat tungmetaller i äggen. Resultat från perfluorerade ämnen i fiskgjuseäggen från denna studie har publicerats (Eriksson m.fl., 2016) liksom resultat från de klorerade och bromerade kemikalierna som publicerades i en vetenskaplig avhandling från Örebro Universitet (Dawei Geng, 2016).

3. Miljögifter

3.1. Kvicksilver, selen, koppar, mangan och zink

Selen kan minska den toxiska effekten av kvicksilver. Dessa två ämnen reagerar med varandra och bildar bland annat mineralen tiemannit (HgSe, kvicksilverselenid) i levern där den sedan lagras (Liu m.fl., 2008). I och med detta kan kvoten mellan Hg och Se i levern spela en stor roll för individens hälsa och ett 1:1 förhållande på molviktsbasis kan innebära att i stort sett allt tillgängligt selen är bundet till kvicksilvret. Eftersom selen har en rad andra viktiga funktioner i kroppen bör det vara ett överskott av selen jämfört med kvicksilver, på molviktsbasis.

Sammanlagt har 261 döda fiskgjusegg insamlade i, framför allt, södra Sverige mellan åren 1965 – 1986 (Odsjö & Sondell 1982) och 2008-2013 (n=29, denna studie) analyserats med avseende på kvicksilver. Sju av äggen som analyserades av Odsjö & Sondell har analyserats på nytt för Hg för att se om resultaten är likartade för de två olika labb som utfört analyserna. Sammanlagt har 29 ägg analyserats inom denna studie för total-Hg, selen, koppar, mangan, zink och metylkvicksilver.

Till analysen av metylkvicksilver användes 0,4 gram prov, spikat med metylkvicksilver som anrikats till 96 % i 198-Hg, som sedan uppsluts i 10 ml metanol/KOH i ett ultraljudsbad. En del av lösningen etyleras sedan med natetraetylborat varvid metylkvicksilvret omvandlats till flyktigt etylmetylkvicksilver som då frigörs från lösningen med hjälp av argonström. Detta samlas sedan i ett rör packat med Tenax. Etylmetylkvicksilvret frigörs termiskt från Tenaxröret och överförs till GC-ICP-SFMS instrumentet där de olika kvicksilverföreningarna separeras och isotopsammansättningen analyseras. Halten metylkvicksilver bestäms sedan med isotoputpädningsteknik.

Analysmetod metaller (ej metylkvicksilver): För de ägg som analyserats på ALS för denna studie användes 1 gram per prov som löstes upp med HNO₃ och HNO₂ i mikrovågsugn. Proverna späddes sedan med MQ-vatten (ultrarent vatten) innan analys (ICP-SFMS).

3.2. Klorerade ämnen

Följande pesticider har analyserats i äggen: HCB, \sum_4 klordan (trans-Nonachlor, cis-heptachlor epoxide, trans-klordan och cis-klordan) samt DDT och tre av dess metaboliter (*o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *p,p'*-DDD och *p,p'*-DDT.)

Tjugotvå PCB-kongener har analyserats i äggen: CB-28, -52, -74, -99, -101, -105, -110, -118, -128, -138, -153, -156, -157, -167, -170, -180, -187, -189, -194, -206 och -209.

För utförlig beskrivning av analysmetod för klorerade och bromerade ämnen se Gang, 2016.

3.3. Bromerade ämnen

Polybromerade difenyletrar (PBDE) tillverkas i framför allt tre tekniska blandningar: penta-, octa- och deca-BDE. Penta-BDE-blandningen består framför allt av kongenerna BDE-47, -99 och -100. Octa-BDE består främst av BDE-183 och deca-BDE nästan enbart av den fullt bromerade BDE-209. Produkter med penta- och okta-BDE förbjöds i EU 2004. Penta och okta-BDE används även i elektroniska produkter.

Nio polybromerade difenyletrar (PBDE) analyserats i äggen: BDE-28, -47, -66, -85, -99, -100, -153, -154 och -183.

För utförlig analysmetod se Gang, 2016.

3.4. Perfluorerade ämnen

Perfluorerade kemikalier är ämnen med speciella egenskaper som har använts i många olika applikationer. De delas in i flera grupper varav två behandlas i denna rapport: Perfluorerade alkylsulfonater (PFSA) och perfluorerade alkylkarboxylater (PFCA).

PFOS är det ämne som generellt återfinns i de högsta halterna i miljön. Reglerna för PFOS som trädde i kraft i juni 2008 innebär ett förbud mot att använda PFOS och ämnen som kan brytas ner till PFOS i kemiska produkter. Det finns dock några undantag, t.ex. i vissa applikationer inom fotografisk industri, i hydrauloljor inom flygindustrin och inom förkromningsindustrin. Det brandsläckningsskum som innehöll PFOS som fanns på marknaden före 27 december 2006 fick användas ytterligare 4,5 år.

Inom projektet har Örebro Universitet analyserat följande PFAS inklusive s.k. prekursorer (föregångare): PFBA, PFPeA, PFBuS, PFHxA, PFHpA, PFHxS, PFOA, PFNA, PFOS, PFDA, PFUnDA, PFDS, PFDODA, PFTrDA, PFTDA, PFOSA, 5:3 FTCA, 6:2 FTUCA, 7:3 FTCA, 8:2 FTUCA, 10:2 FTUCA, N-MeFOSA, N-EtFOSA, N-MeFOSE och N-EtFOSE. Sammanlagt har 30 ägg analyserats: tio ägg från 1997-2001, tio från 2007-2008 och tio från 2013.

Beskrivning av analysmetod finns beskrivet i Eriksson med flera, 2016.

4. Analysresultat

4.1. Statistik

För att eftersträva normalfördelning har koncentrationerna av miljögifter logaritmerats innan statistisk analys. I de fall där endast ett fåtal koncentrationer legat under detektionsgränsen har detektionsgränsen för respektive analys dividerats med roten ur två för att kunna inkludera även dessa data i de statistiska analyserna. Detta har skett om en mindre andel (<15%) av

halterna låg under detektionsgränsen. I de fall där merparten av halterna ligger under detektionsgränsen så har ingen statistisk analys genomförts.

$P < 0,05$ har använts som gräns för statistisk signifikans, och $p = 0,05-0,10$ som tendens.

4.2. Fetthalt

Fetthalten i de sextio ägg som analyserats för klorerade och bromerade ämnen låg på 1,5-8,8% (median 4,0, medelvärde 4,3). Fetthalten var stabil över tidsperioden ($p < 0,35$).

4.3. Tungmetaller och spårämnen

I denna studie har 29 ägg från 2008-2013 analyserats med avseende på total-Hg, Metyl-Hg, Se, Cu, Mn och Zn. Halterna redovisas i ng/g våtvikt (v.v.). Sju av äggen från 1967-1978 har tidigare analyserats med avseende på Hg, och därmed kunde en jämförelse mellan de äldre analyserna och de nya göras för att utröna om analysresultaten går att jämföra.

4.4. Kvicksilver, selen, koppar, mangan och zink

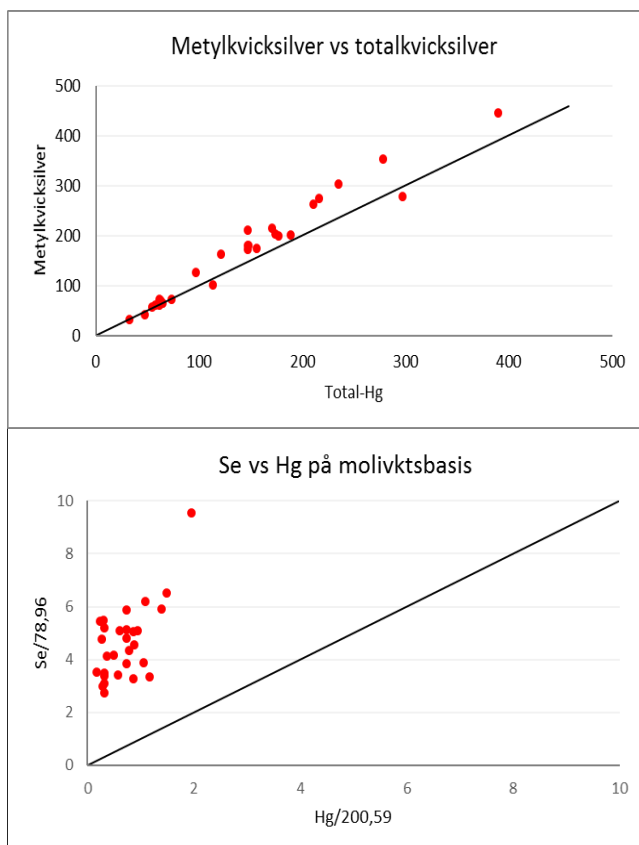
Min-max (range), medel, median och standardavvikelse för total-kvicksilver, metyl-kvicksilver, koppar, mangan, zink och selen visas i Tabell 1 ($n=29$). Samtliga ämnen förutom selen visade på en minskning i halt över tidsperioden. Selen visade en tendens till minskning, men inte statistiskt signifikant.

	range (ng/g vv)	medel (median) (ng/g vv)	SD	årlig förändring	p-värde
Total-Hg	33-420	141 (145)	91	-2,5%	$p < 0,001$
Metyl-Hg	32-445	165 (172)	110	-2,6%	$p < 0,001$
Cu	406-2016	707 (562)	429	-1,7%	$p < 0,001$
Mn	32-951	197 (162)	186	-2,2%	$p < 0,01$
Zn	2358-13 300	6450 (6420)	2358	-0,9%	$p < 0,03$
Se	118-755	360 (343)	118	-0,6%	$p < 0,08^*$

Tabell 1. Range (min-max), medelvärde, median, standardavvikelse (SD), årlig procentuell förändring över tid samt p-värde för 29 ägg insamlade mellan 1967 och 2013 (ng/g v.v.). Selen är det enda ämne som inte visar på en statistisk signifikant minskning över tid.

Mängden metylkvicksilver vs totalkvicksilver studerades på molviktsbasis. Det visade sig att merparten (eller snarare all) form av kvicksilver i äggen var metylkvicksilver (Figur 1). Medelkvoten metylkvicksilver/totalkvicksilver var 1,1 (spann 0,9-1,4). Anledningen att kvoten kan överstiga ett beror på analysmetodens osäkerhet.

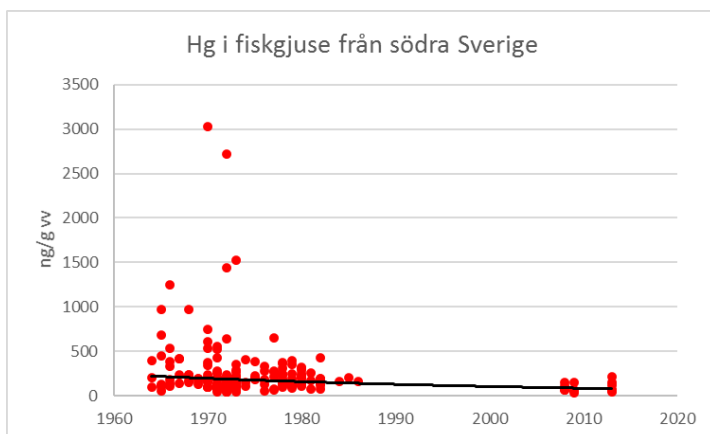
Halten selen har varit ganska stabil över perioden (endast en tendens till minskning), medan halten kvicksilver har minskat signifikant. Halten kvicksilver vs selen på molviktsbasis visar att det finns ett betryggande överskott av selen i äggen. I samtliga ägg låg kvoten Se/Hg på molviktsbasis över 1 (i snitt 9,0) (se Figur 1).



Figur 1. Överst: Metylkviksilver (y-axel) vs totalkvicksilver (x-axel). Svart linje indikerar ett 1:1 förhållande. Underst: Koncentrationen av Hg vs Se på molivktsbasis. Svart linje indikerar ett 1:1 förhållande och samtliga ägg har ett överskott av selen.

Äldre data av kvicksilver

Jämförelse mellan äldre och nya analysresultat med avseende på kvicksilver visade mycket god överensstämmelse. I snitt var kvoten äldre/nya resultat 0,97. Därmed kunde alla resultat läggas ihop till en regression (Figur 2). I de fall då flera ägg har insamlats och analyserats från samma bo och år har ett medelvärde räknats ut för boet, och dessa värden har använts i den statistiska regressionen samt i figuren. Variationen i halt mellan de olika äggen i varje bo kan variera. Halterna i hela datasetet visar på en nedgång med ca 2,1% årligen ($p < 0,001$). Variationen var mycket större på 1960-80-talen. Halterna av Hg år 1964-1986 låg mellan 40-4220 ng/g v.v. (medelvärde 292). Motsvarande siffror för ägg insamlade 2008-2013 var 33-235 ng/g v.v. (medelvärde 101). Högst halt Hg hade ägg från ett bo i Åsnen (Kronobergs län) år 1972 (4220 samt 1220 ng/g v.v.). Ägg från samma bo året därpå hade också höga halter (2179 och 880 ng/g v.v.) och det är möjligt att de är lagda av samma hona som året före. Två ägg från ett bo i Linnebjörksjön utanför Lenhovda i Småland (Kronobergs län) hade 3300 resp 2750 ng/g v.v. Lägst halt (33 ng/g v.v.), hade ett ägg från Nedre Dalälven år 2009. Även ett ägg från Åsnen år 1972, hade mycket låg halt kvicksilver (42 ng/g v.v.) liksom ett ägg från Stora Mellösa i Örebro län år 1972 (45 ng/g v.v.).



Figur 2. Kvicksilver i ägg av fiskgjuse från södra Sverige, insamlade 1964-2013 (ng/g v.v., n=211).

4.5. Klorerade och bromerade organiska ämnen

4.5.1. Pesticider

HCB, trans-Nonaklor, cis-heptaklor epoxide, trans-klordan, cis-klordan, *o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *p,p'*-DDD fanns i mätbara halter i samtliga prover. *p,p'*-DDT återfanns i ungefär hälften av alla ägg. Den mest dominerande pesticiden var *p,p'*-DDE, med halter mellan 850 och 360 000 ng/g fettvikt (f.v.) (median 16 000 ng/g f.v.), och därefter *p,p'*-DDD (34-35 000 ng/g f.v., median 700 ng/g f.v.). Koncentrationen av \sum_4 DDT låg mellan 890-370 000 ng/g f.v. (median 16 000 ng/g f.v.). Koncentrationen av \sum_4 klordan låg mellan 4,5 och 1100 ng/g f.v., median 34 ng/g f.v. och HCB låg mellan 13-2600 ng/g f.v. (median 82 ng/g f.v.).

De två ägg med högsta halten DDE kom från Län, Lessebo i Kronobergs län (år 1967, 360 000 ng/g f.v.) samt Väneren, Västergötlands län (år 1978, 270 000 ng/g f.v.). Högst halt HCH hade ett ägg från Bolmen, Kronobergs län år 1997 (Tabell 2).

Samtliga pesticider har minskat över tid, mellan 5,9-9,9% årligen. DDT-erna stod för de största minskningarna. Se tabell 2 för min och max (spridning), median och årlig förändring i %.

	n	range	median	medelvärde	SD	årlig % minskning	p-värde
HCB	59	13-2600	82	90	420	6,1	p<0,001
transnonaklordan	57	1,3-340	13	14	60	5,9	p<0,001
transklordan	60	1,3-340	13	14	40	7,0	p<0,001
cis-klordan	59	0,7-480	8,5	6,7	70	7,3	p<0,001
<i>o,p'</i> -DDE	60	3,2-1500	33	32	310	9,8	p<0,001
<i>p,p'</i> -DDE	60	850-360 000	16 000	23 000	65 400	7,8	p<0,001
<i>p,p'</i> -DDD	60	34-35 000	2 700	700	530	9,9	p<0,001

Tabell 2. Min, max, medel och standardavvikelse för klorerade pesticider i fiskgjuseägg, ng/g f.v.

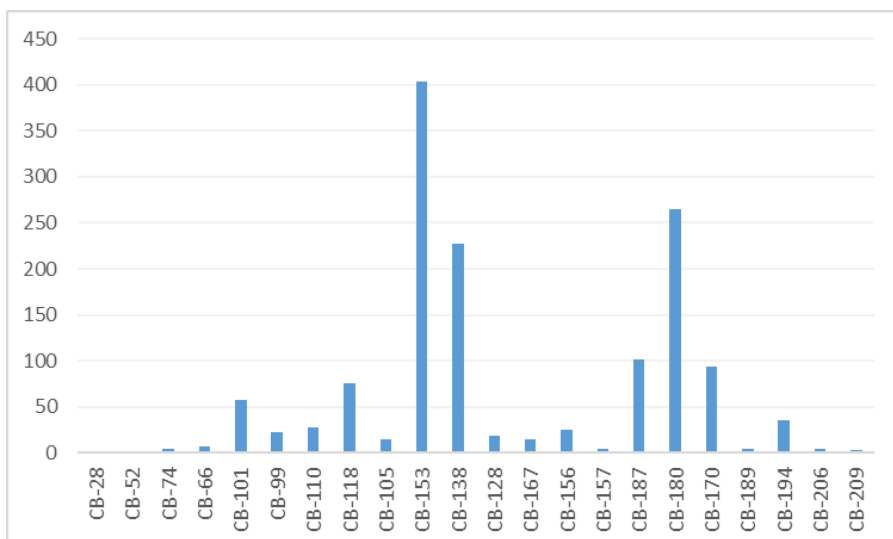
4.5.2. PCB

Samtliga CB-kongener minskade i halt över tid, med mellan 3-8% årligen (Se tabell 3 för min, max, median, medelvärde, standardavvikelse, årlig procentuell minskning samt p-värde). Summan av de 7 indikator-PCBerna; \sum_7 PCB, (CB-28, -52, -101, -105, -118, -153, -180), låg mellan 1,6 och

210 µg/g f.v., (median 31). CB-153 var den mest dominerande kongenenen (Se figur 4) som stod för 28-43% av \sum_7 PCB, följt av CB-180 som stod för 15-39% av \sum_7 PCB. Högst halt \sum PCB hade ett ägg från Vänern, Västra Götaland samt ett ägg från Flåren, Värnamo (Jönköpings län) år 1978.

	n	range	median	medelvärde	SD	årlig % minskning	p-värde	medelvärde 1960-tal	medelvärde 2013
CB-28	60	0,1-670	1,9	18	87	7,8	p<0,001	53	1,0
CB-52	60	0,1-280	2,1	12	39	8,0	p<0,001	47	1,3
CB-66	60	0,4-290	7,4	22	47	7,7	p<0,001	120	3,2
CB-74	60	0,2-180	4,5	14	30	7,8	p<0,001	77	2,1
CB-99	60	1,2-330	22	42	58	5,7	p<0,001	90	10
CB-101	60	3,3-920	57	110	150	6,5	p<0,001	495	30
CB-105	60	1-280	14	37	60	7,1	p<0,001	80	7,2
CB-110	60	1,7-860	28	65	120	6,9	p<0,001	410	15
CB-118	60	4,8-910	75	150	200	6,2	p<0,001	560	40
CB-128	60	1,4-200	19	39	49	5,3	p<0,001	130	15
CB-138	60	19-1780	230	400	430	4,8	p<0,001	1060	140
CB-153	60	14-2800	404	640	640	4,0	p<0,001	1300	270
CB-156	60	19-250	25	48	54	5,1	p<0,001	120	20
CB157	60	0,4-120	4,6	9,3	17	4,7	p<0,001	21	3,1
CB-167	60	1,3-145	14	26	29	4,7	p<0,001	52	9,3
CB-170	60	6,5-750	94	167	175	4,3	p<0,001	270	60
CB-180	60	0,1-3150	265	460	555	3,2	p<0,05	650	180
CB-187	60	5,3-1200	100	170	192	3,9	p<0,001	240	80
CB-189	60	0,3-46	4,3	7,1	8,2	3,0	p<0,001	15	5,6
CB-194	60	1,8-230	35	60	60	3,8	p<0,001	65	20
CB-206	60	0,2-28	4,5	6,6	6,3	4,7	p<0,001	9,3	3,6
CB-209	60	0,1-13	2,6	3,6	3,1	5,1	p<0,001	3,8	1,4

Tabell 3. Antal (n), range (min - max), median, medelvärde, standardavvikelse, årlig procentuell minskning samt p-värde för regressionen. Halterna redovisas i µg/g f.v. Samtliga kongener har minskat över tid.

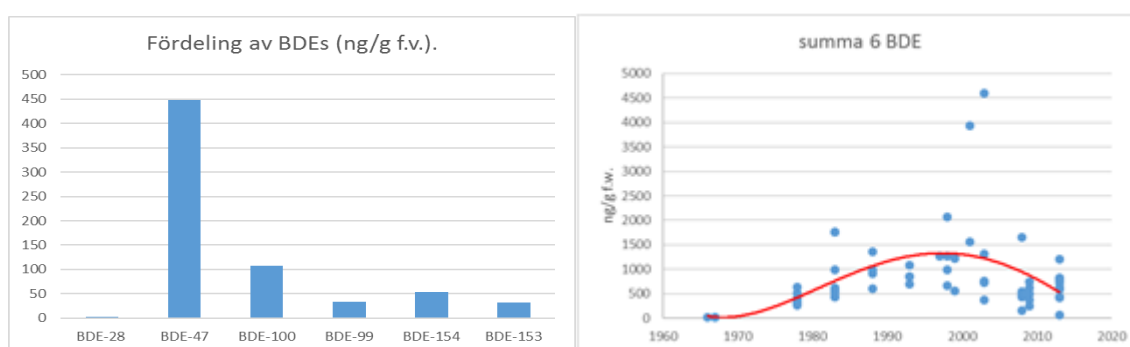


Figur 4. Fördelning av de olika CB-kongenerna i fiskgjusegg, baserat på medianvärden ($\mu\text{g/g}$ f.v.).

4.5.3. Bromerade ämnen

Nio bromerade flamskyddsmedel (PBDE) har analyserats i 60 ägg från 1966-2013: BDE-28, -47, -66, -85, -99, -100, -153, -154 och -183. Sex av dessa detekterades i samtliga ägg, medan BDE-183 låg under detektionsgränsen i 32 av äggen ($<0,022$ ng/g f.v.). BDE-66 låg under detektionsgränsen i samtliga prover ($<0,006$ ng/g f.v.), liksom BDE-85 ($<0,013$ ng/g f.v.)

Koncentrationen av $\sum_6\text{BDE}$ låg mellan 13 och 4600 ng/g f.v. (median 637 ng/g f.v. för hela perioden). BDE-47 fanns i de högsta koncentrationerna utgjorde mellan 50-82% av $\sum_6\text{PBDEs}$. Därefter kom BDE-100 (8-23%). Övriga BDEs utgjorde endast en liten del av $\sum_6\text{PBDEs}$ (0,006-15% vardera, Figur 5 och Tabell 4).



Figur 5. Vänster: fördelning av 6 BDE, baserat på medianvärden (ng/g f.v.). Störst andel stod BDE-47 för (66 %) och BDE-100 (16%, ng/g f.v.). Höger: polynominal kurva av 4:e graden över summa 6 BDE. Halterna toppade i början av 2000-talet för att därefter minska.

De sex BDEs som fanns i mätbara halter i samtliga ägg (BDE-28, -47, -99, -100, -153, och -154) ökade i halt fram till 2001 och därefter ses en minskning för tre av dem. Halterna visade på en årlig ökning mellan 5,7-13% fram till 2001. Därefter ses en statistisk signifikant minskning av

BDE-47, -99 och 100 med 7,4-10% årligen. BDE-28, 153 och 154 har inte minskat i halt sedan 2001. Om man jämför medelvärden från början av perioden med slutet ser man att det högre halter år 2013 än på 1960-talet (Tabell 4). Högsta halter hade två ägg från Småland, ett från Helgasjön år 2003, följt av ett ägg från Jällunden år 2001.

	n	range (ng/g f.v.)	median (ng/g f.v.)	medelvärde (ng/g f.v.)	SD	årlig % ökning 1966- 2001	p-värde	årlig minskning 2001-2013	p-värde	medelvärde 1960-tal (ng/g f.v.)	medelvärde 2013 (ng/g f.v.)
BDE-28	60	0,7-23	3,4	4,4	3,8	5,7	p<0,001	-	p=0,12	1,2	3,8
BDE-47	60	7,8-3060	450	550	500	9,9	p<0,001	-10	p=0,01	9,2	370
BDE-99	60	0,7-590	34	53	79	10	p<0,001	-9,7	p=0,03	0,9	39
BDE-100	60	1,4-670	100	130	120	12	p<0,001	-7,4	p=0,05	1,7	120
BDE-153	60	0,4-380	33	44	57	12	p<0,001	-	p=0,15	0,5	45
BDE-154	60	0,4-350	53,0	63	63	13	p<0,001	-	p=0,26	0,6	80

Tabell 4. Range (min-max), median, medelvärde, standardavvikelse (SD), % årlig minskning 1966-2001, p-värde för regressionen samt % årlig förändring 2003-2013 och p-värde för det. Till sist visas medelvärde för början och slutet av perioden 6 PBDE (ng/g f.v.).

4.6. Perfluorerade ämnen

I denna studie har 30 ägg analyserats med avseende på 16 perfluorinerade/högfluorerade ämnen: de perfluorerade karboxylsyror PFBA, PFPePA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFTeDA, PFHxDA och PFOcDA samt de perfluorerade sulfonsyror PFHxS, PFOS och PFDS med olika antal kol (Se Tabell 5). Dessutom har föregångarämnena (s.k. prekursorer) som kan brytas ner till PFOS och PFOA analyserats, såsom 5:3 FTCA, 6:2 FTUCA, 7:3 FTCA, 8:2 FTUCA, 10:2 FTUCA, N-MeFOSA, N-EtFOSA, N-MeFOSE och N-EtFOSE. (Tabell 6). Äggen insamlades före den frivilliga utfasningen av PFOS i USA (1997-2001, n=10) samt efter (2008-2013, n=20). Resultaten har nyligen publicerats (Eriksson m.fl., 2016).

PFCA:	Antal kol	PFSA:	Antal kol
PFBA	4	PFBS	4
PFPePA	5	PFHxS	6
PFHxA	6	PFOS	8
PFHpA	7	PFDS	10
PFOA	8		
PFNA	9		
PFDA	10		
PFUnDA	11		
PFDoDA	12		
PFTTrDA	13		
PFTeDA	14		
PFHxDA	16		
PFOcDA	18		

Tabell 5. Perfluorerade karboxylsyror (PFCAs) och sulfonsyror (PFSAs) som ingår i studien, och antal kol för resp ämne.

Sulfonamider	Fosfat estrar	Telomersyror
FOSA	6:2 diPAP	6:2 FTUCA
Me-FOSA	8:2 diPAP	8:2 FTUCA
Et-FOSA	10:2 diPAP	10:2 FTUCA
Me-FOSE	6:2/8:2 diPAP	5:3 FTCA
Et-FOSE	8:2/10:2 diPAP	7:3 FTCA

Tabell 6. Femton prekursorer ingår i studien.

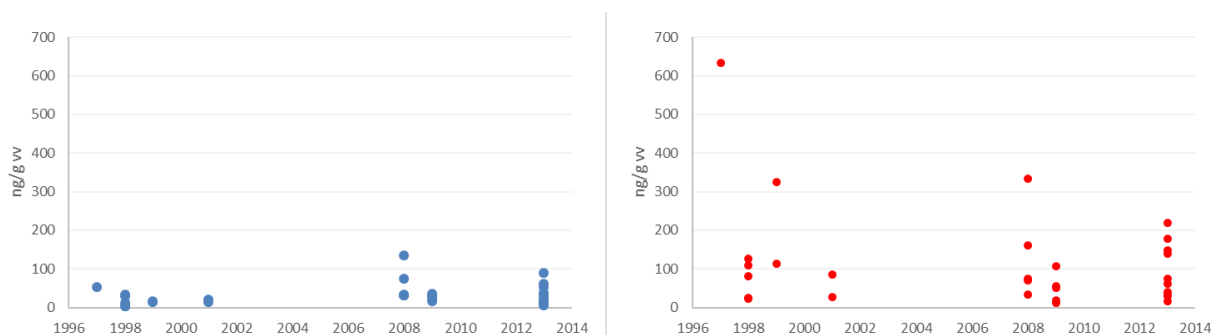
Samtliga, eller nästan samtliga ägg hade halter under detektionsgränsen avseende de kortkedjiga karboxylaterna PFBA, PFPePA, PFHxA, PFHpA, samt PFOA, därför har dessa inte ingått i några statistiska analyser. Detsamma gäller för samtliga prekursorer förutom 7:3 FTCA. För övriga ämnen, se Tabell 7 för min-max, medelvärde, median och standardavvikelse.

		range (ng/g vv)	medel (median) (ng/g vv)	SD
PFCA	PFNA	0,3-9,7	1,5 (1,1)	1,7
	PFDA	1,9-29	7,8 (5,0)	7,1
	PFUnDA	0,9-57	11 (9,5)	10,5
	PFDoDA	0,3-21	4,4 (3,4)	4,4
	PFTTrDA	0,4-9,8	4,0-3,6	2,5
	PFTDA	0,01-2.1	0,6 (0,5)	0,6
PFSA	PFHxS	0,01-0,5	0,2 (0,1)	0,2
	PFOS	12-632	113 (74)	128
	PFDS	0,01-1,8	0,3 (0,3)	0,4
Precursor	7:3 FTCA	0,01-30	4,2 (2,1)	6,8

Tabell 7. Min och max (range), medelvärde, median och standardavvikelse (SD) för de ämnen som hade merparten av halterna över detektionsgränsen i fiskgjusegg insamlade 1997-2013 (ng/g v.v. i ägghomogenat av fiskgjuse).

PFOS var den dominerande PFSA i äggen, det utgjorde 98-100% av \sum PFAS (PFHxS+PFOS+PFDS). Halterna PFOS låg mellan 12-632 ng/g v.v. Andelen PFOS vs \sum PFAS var i snitt 72% (43-95%).

Halterna av \sum PFCA visade på en tendens till ökning, dock inte statistiskt signifikant ($p < 0,08$) medan \sum PFSA låg stabilt över tidsperioden 1997-2013 ($p < 0,33$), se figur 6.



Figur 6. Halter av \sum PFCA (vänster) och \sum PFAS (höger) i fiskgjusegg (ng/g v.v.). Halterna ligger ganska stabila över tidsperioden.

5. Sammanfattning/Diskussion

I denna studie visades att så gott som all kvicksilver i äggen utgjordes av metylkvicksilver, liksom i flera andra studier (Winer m.fl. 2003). Dessutom visades att relationen selen vs kvicksilver på molviktsbasis låg betryggande över 1:1. Halterna av kvicksilver har minskat under perioden 1965-2013, med ca 2,1% årligen, dvs liknande minskningstakt som i fjäder från boungar från samma områden (Odsjö m.fl. 2005). Kviksilverhalterna i sillgrissleägg (*Uria aalge*) från Stora Karlsö har minskat i samma storleksordning under samma tidsperiod men halterna är lite högre i sillgrissleäggen jämfört med fiskgjuse (Bignert m.fl. 2013). En anledning till det kan vara att fiskgjusen migrerar till Afrika under vinterhalvåret medan sillgrisslan stannar kvar i södra Östersjön. Men halten kvicksilver är också troligen åldersrelaterad och sillgrisslan blir generellt äldre än fiskgjusen. Halten kvicksilver i gädda från sjön Bolmen i Småland visar inte på någon förändring över tid under samma tidsperiod (Nyberg m.fl. 2012).

Kviksilverhalter i fiskgjuseägg har rapporterats tidigare från Finland. Under 1970- talet uppmättes värden mellan 100-400 ng/g v.v. i fiskgjuseägg (Häkkinen & Häsänen 1980). I Sverige varierade halterna mellan 40 – 4220 ng/g mellan åren 1965-1986 (medelvärde 290 ng/g v.v.) och flertalet av äggen låg under 400 ng/g. Det högsta värdet som Häkkinen & Häsänen fann var i ett ägg från södra Finland. I Sverige var det ägg som samlats in från Småland som hade det högsta halterna.

I Nordamerika har Clark m.fl. (2001) analyserat kvicksilver i fiskgjuseägg från 1989 och 1998 (medelvärdena för 1989 låg mellan 90-140 ng/g v.v. beroende på vilket område äggen samlats in ifrån). Dessa halter är lägre än de Svenska fiskgjusarna från 1965-1986, vilket tyder på att svenska fiskgjusar har varit exponerade för kvicksilver i större utsträckning än fiskgjusar från Nordamerika. Clark m.fl. visar dock att halterna oftast varit stabila, medelvärdena för fiskgjuseägg från samma områden som 1989 låg tio år senare mellan 80-150 ng/g v.v. I ett av de studerade områdena hade äggens kvicksilverhalter dock ökat med 48 % under tioårs perioden. Thompson (1996) redovisar ett flertal studier där kvicksilverhalter och reproduktionsförmåga studerats i fågelägg, bland annat hos arter som stenfalk (*Falco columbarius*) och vitpannad bronsibis (*Plegadis chihi*). Thompson drar slutsatsen att kvicksilverhalter under 500 ng/g i ägg inte förknippas med negativa effekter på deras reproduktion. De värden som Clark m.fl. redovisade låg under 500 ng/g. Om denna eventuella tröskel på 500 ng/g gäller för fiskgjuse eller ej är inte känt, men vår studie visar flera av de svenska fiskgjusarna kan ha drabbas av negativa effekter som ett resultat av kvicksilver.

I östra Nordamerika (Maine och New Hampshire) har man observerat negativa effekter av förhöjda halter kvicksilver hos islom (Evans m.fl. 2008). Där har man låtit analysera metylkvicksilver i ett mycket stort antal islommar och observerat ökande halter i blod över tid men också korrelerat höga halter till negativa effekter i t.ex. häckningsframgång. Förhöjda halter kvicksilver gav t.ex. färre antal flygga ungar/par och beteendeförändringar. Negativa effekter sågs då de vuxna islommarna hade 3000 ng/g metylkvicksilver (v.v.) i blodet och 40000 ng/g i fjäder. Halterna i honorna var korrelerade till halter i deras ägg. Halterna av Hg i ägg i studien av islom låg mellan 200 och 9030 ng/g (v.v.), med ett medelvärde på 1630 ± 820 ng/g (n = 366). Negativa effekter på reproduktionen hos islom har noterats vid koncentrationen Hg i ägg på 1300 ng/g (v.v.) i en tidigare studie (Evers m.fl. 2003). Halter överskridande 1300 ng/g v.v. har återfanns i enstaka ägg av fiskgjuse från Sverige (sju st).

En studie där två fiskätande fåglar exponerades av metylkvicksilver under äggstadiet visade på en medianhalt för dödlig koncentration (LC₅₀) på 480 och 950 ng/g v.v. för spetsbergsgrißla respektive silvertärna. (Braune m.fl. 2012).

Olika arter har olika känslighet för MeHg. I en studie injicerades metylkvicksilver till ägg från 26 olika fågelarter för att studera embryonas överlevnad och känslighetsgrad för MeHg. Dosis-responskurvor för överlevnad jämfördes för de olika arterna, median dödlig koncentration beräknades (LC₅₀) för varje art och därefter rankades arterna efter hur pass känsliga de var för MeHg exponeringen (Heinz m.fl. 2009). Arterna kunde grupperas i tre grupper: låg, medium och hög känslighet. Till de arter som hade hög känslighet för MeHg hörde bland annat fiskgjuse (vars LC₅₀s var lägre än 250 ng/g Hg).

Kvicksilver i havsörnsägg från Sverige åren 1964-1978 låg mellan 100-1140 ng/g v.v., (medelvärden på 520-590 ng/g v.v.) (Helander, m.fl., 1982). Fiskgjuseägg i vår studie hade alltså både lägre och högre kvicksilverhalter än havsörnsäggen, dock låg medelvärdet för perioden högre för havsörnen än för fiskgjusen. Fiskgjuseägg insamlade 2008-2013 hade lägre halter: 33-235 ng/g v.v. (medelvärde 100 ng/g v.v.). Skillnad i halt mellan fiskgjuse och havsörn kan bero på migrationen. Havsörnen stannar i landet på vintern till skillnad från fiskgjusen. Helander konkluderar att kvicksilverhalter i havsörnsägg under 1000 ng/g v.v. inte bör påverka dess reproduktion negativt och mest sannolikt inte var en bidragande orsak till den negativa reproduktionsutveckling arten genomlevde på 1970-talet.

Halterna av klorerade organiska ämnen (PCB, DDT mfl ämnen) har alla minskat under tidsperioden. DDE har tidigare korrelerats till förtunnat äggskal och för havsörn har ett estimerat tröskelvärde om 30000-50000 ng/g f.v. beräknats (Helander m.fl. 2002). Fiskgjusarna i denna studie hade halter av *p,p'*-DDE mellan 850 och 60 000 ng/g (f.v.). Knappt 2/3 av äggen i denna studie (18 st) hade halter överstigande 30 000 ng/g *p,p'* DDE, framför allt de från 1960-1980-talen. \sum_4 DDT låg mellan 890-370 000 ng/g f.v. för hela perioden (median 16 000 ng/g f.v.).

De bromerade ämnena visade på en initial ökning från 1966 till millenniumskiftet varefter tre av kongenerna minskade och de andra tre stagnerade. År 2013 var halterna av alla 6 BDE högre än i början av perioden. Henny med flera (2009) fann tendenser till minskad produktivitet och \sum PBDE hos fiskgjuse i NV USA vid koncentrationer runt 1000 ng/g våtvikt. Den högsta halten \sum PBDE i vår studie var 291 ng/g våtvikt. Johansson mfl (2008) analyserade PBDE i 52 pilgrimsägg från Sverige och fann bland annat att medelvärdet för kullstorlek i södra Sverige minskade med ökad halt av \sum PBDE. Geometriskt medelvärde var 3100 ng/g fettvikt i Södra Sverige och 2500 ng/g i norra Sverige. Motsvarande värde för fiskgjusarna i denna studie var 965 ng/g, dvs lägre än i pilgrimsfalk.

Se Geng mfl 2016 för en mer utförlig diskussion om klorerade och bromerade ämnen i fiskgjuseägg.

Halterna av \sum PFCA visade på en tendens till ökning, dock inte statistiskt signifikant medan \sum PFSA låg stabilt över tidsperioden 1997-2013. Halterna av PFOS låg i det område som man sett ge bland annat minskad häckningsframgång hos andra fåglar (Molina m.fl. 2006). Man har rapporterat bl.a. att 100 ng PFOS/g ägg är den lägsta halt (LOEL) som ger negativ påverkan på häckningsresultatet hos höns. I denna studie hade 40% av fiskgjuseäggen från 2013 halter över 100 ng/g.

Ägg från storskarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*), gråtrut (*Larus argentatus*) och vit Leghorn kyckling (*Gallus gallus domesticus*) injicerades *in ovo* med PFOS och PFOA för att studera känsligheten för dessa ämnen. Kyckling visades vara mest känslig och fick en hälften av embryo dog vid 8500 ng/g v.v. i ägget för PFOS och 2500 ng/g v.v. för PFOA. Skarv visade sig var minst känslig av de tre arterna och författarna påpekar att i miljön finns ett antal olika PFAS och inte bara dessa två, och att känsligheten mellan olika arter är stor (Nordén m.fl. 2016).

Se Eriksson mfl för mer utförlig diskussion om PFAS i fiskgjusegg (Eriksson m.fl., 2016).

6. Tack till:

Naturvårdsverket har finansierat miljögiftsanalyserna. Jan Sondell, Kvismare fågelstation och Tjelvar Odsjö, Naturhistoriska riksmuseet, var initiativtagare till Projekt Fiskgjuse och har stått för många års inventeringar. Jan Sondell och Katarina Loso medverkade vid 2013 års inventering tillsammans med arboristerna Tim Astbo och Martin Löthman. Peter Ericsson från länsstyrelsen i Västra Götaland var behjälplig vid sjön Viken, Uno Andersson var till stor hjälp i Båvern och Hans Johansson i sjön Sottern. Bo Larsson hjälpte till med förinventeringar i skogsområdet i Stora Mellösa med omnejd. Malin Stenström har gjort sitt exjobb på kvicksilver i fiskgjusegg och hjälpt till med bakgrundsmaterial. Dawei Gang, Ingrid Jogsten Ericson, Ulrika Eriksson mfl från Örebro Universitet har analyserat klorerade, bromerade och fluorerade ämnen i äggen och ALS Luleå har analyserat metaller.

Referenser

Bignert, A. Danielsson, S. Faxneld, S. Miller, A. Nyberg, E. Berger, U. Borg, H. Eriksson, U. Holm, K. Nylund, K. Egebäck, AL & Haglund, P. (2013) *Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2013*. Sakrapport från Naturhistoriska riksmuseet.

Braune, B.M., Scheuhammer, A.M., Crump, D., Jones, S., Porter, E. and Bond, D. (2012). *Toxicity of methylmercury injected into eggs of thick-billed murre and arctic terns*. *Ecotoxicology* Volume 21, Issue 8, pp 2143–2152.

Elliott, J. E., Morrissey, C. A., Henny, C. J., Ruelas, E. I., och Shaw, P. (2007). *Satellite telemetry and prey sampling reveal contaminant sources to Pacific Northwest ospreys*. *Ecol. Appl.* 17:1223–1233.

Eriksson, U., Roos, A., Lind, Y., Hope, K., Ekblad, A. och Kärrman, A. (2016). *Comparison of PFASs contamination in the freshwater and terrestrial environments by analysis of eggs from osprey (Pandion haliaetus), tawny owl (Strix aluco), and common kestrel (Falco tinnunculus)*. *Environ. Res.* 149 (2016), p 40-47.

Evers, D.C., Savoy, L.J., DeSorbo, C.R., Yates, D.E., Hanson, W., Taylor, K.M., Siegel, L.S., Cooley Jr, J.H., Bank, M.S., Major, A., Munney, K., Mower, B.F., Vogel, H.S., Schoch, N., Pokras, M., Goodale, M.W., and J. Fair. (2008). *Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons*. *Ecotoxicology* 17:69–81 DOI 10.1007/s10646-007-0168-7

Fransson, T & Pettersson, J. (2001) *Svensk Ringmärkningsatlas*. Vol. 1. Stockholm.

Geng, D., Ericson Jogsten, I., Kukucka, P., Eriksson, U., Ekblad, A., Grahn, H., och Roos, A. (2016). *Temporal Trends of Polychlorinated Biphenyls, Organochlorine Pesticides and Polybrominated Diphenyl Ethers in Osprey Eggs in Sweden over the Years 1966 – 2013*. Avhandling från Örebro Universitet.

Grove, R. A., Henny C. J., and Kaiser, J. L. (2009). *Osprey: Worldwide sentinel species for assessing and monitoring environmental contamination in rivers, lakes, reservoirs and estuaries*. *J. Toxicol. Environ. Health B* 12: 25–44.

Heinz GH, Hoffman DJ, Klimstra JD, Stebbins KR, Kondrad SL, Erwin CA (2009). *Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury*. *Arch Environ Contam Toxicol* 56:129–138.

Helander, B. Olsson, M och Reutergårdh, L. (1982) *Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relationship to breeding success in white-tailed sea eagles Haliaeetus albicilla in Sweden*. *Holarctic Ecology* 5, pp 349-366.

Helander B, Olsson A, Bignert A, Asplund L, Litzén, K. (2002) *The Role of DDE, PCB, coplanar PCB and eggshell parameters for reproduction in the White-tailed sea eagle (Haliaeetus albicilla) in Sweden*. *Ambio* 31(5):386–403.

Henny, C.J., Kaiser, J.L., Grove, R.A., Johnson, B.L. och Letcher, R.J. (2009). *Polybrominated diphenyl ether flame retardants in eggs may reduce reproductive success of ospreys in Oregon and Washington, USA*. *Ecotoxicology* 18:802–813. DOI 10.1007/s10646-009-0323-4

Häkkinen, I & Häsänen, E. (1980) *Mercury in Eggs and Nestlings of the Osprey (Pandion haliaetus) in Finland and its Bioaccumulation From Fish*. *Ann. Zool. Fennici* 17, pp: 131-139.

Johansson A, Sellström U, Lindberg P, Bignert A, de Wit, C. (2009). *Polybrominated diphenyl ether congener patterns, hexabromocyclododecane and brominated biphenyl 153 in eggs of peregrine falcons (Falco peregrinus) breeding in Sweden*. *Environ Toxicol Chem* 28:9–17. doi:10.1897/08-142.1

Liu J, Goyer, RA., Waalkes, MP. (2008) *Toxic Effects of Metals.*; CD. K, editor: McGraw Hill Medical.

Molina ED, m.fl. (2006). *Effect of air cell infection of perfluorooktan sulfonate before incubation on development of the development of the white leghorn chicken (Gallus domesticus) embryo*. *Environ. Toxicol.* 45 (20), 8665-8673.

Nordén, M., Berger, U. och Engvall, M. *Developmental toxicity of PFOS and PFOA in great cormorant (Phalacrocorax carbo sinensis), herring gull (Larus argentatus) and chicken (Gallus gallus domesticus)*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23:10855–10862
DOI 10.1007/s11356-016-6285-1

Nyberg, E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Holm, K., Borg, H., Berger, U. & Haglund, P. (2012). *Övervakning av metaller och organiska miljögifter i limnisk biota*. Rapport 13:2012, Naturhistoriska riksmuseet.

Odsjö, T., Roos, A. and Johnels, A. (2005). *Thirty Years Time Trend Study of Mercury and Selenium in Tail Feathers of Osprey (Pandion haliaetus) Nestling from Southern Sweden*.

Odsjö, T & Sondell, J. (1982) *Eggshell Thinning and DDT, PCB and Mercury in Eggs of Osprey (Pandion haliaetus (L.)) in Sweden and Their Relations to Breeding Success*. Manuscript.

Odsjö, T & Sondell, J. (2001) *Population Status and Breeding Success of Osprey Pandion haliaetus in Sweden, 1971-1988*. *Vogelwelt* 122, pp: 155-166.

Odsjö, T & Sondell, J. (2014) *Eggshell thinning of osprey (Pandion haliaetus) breeding in Sweden and its significance for egg breakage and breeding outcome*. *Sci Tot Environ* 470-471, 1023-1029.

Poole, AF. (1989) *Ospreys – A Natural and Unnatural History*. Cambridge University Press, New York.

Sondell, J. (1970) *Biocidstudier 1969*. In. *Verksamheten vid Kvismare Fågelstation 1969*, pp: 24-28.

Ullrich. SM, Tanton. TW & Abdrashitova. SA (2001) *Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, Volume: 31, Issue: 3, pp: 241-293.

Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, Scheuhammer AM (2003). *Ecotoxicology of mercury*. In: Hoffman DJ, Rattner BA, Burton GA, Cairns J (eds) Handbook of ecotoxicology, 2nd edn. Lewis Publishers, Boca Raton, pp 409–463.