Naturhistoriska riksmuseet

NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING PÅ UPPDRAG AV NATURVÅRDSVERKET

Sakrapport

Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH, PBDE-HBCD, PFAS och stabila isotoper i ägg från havsörn 2015

Överenskommelse Nr 2213-15-019

Peter Hellström

Naturhistoriska riksmuseet

Rapport nr 8:2016

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

NATIONELL
MILJÖÖVERVAKNING
PÅ UPPDRAG AV
NATURVÅRDSVERKET

ÄRENDENNUMMER NV-05343-15
AVTALSNUMMER 2213-15-019
PROGRAMOMRÅDE Miljögifter akvat.
DELPROGRAM Säl och havsörn

Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH, PBDE-HBCD, PFAS och stabila isotoper i ägg från havsörn 2015

Rapportförfattare Peter Hellström	**Utgivare** Enheten för Miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska Riksmuseet, **Postadress** Box 50007, 104 05 Stockholm **Telefon** 08-5195 42 97
Rapporttitel och undertitel Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH, PBDE-HBCD, PFAS och stabila isotoper i ägg från havsörn 2015. Överenskommelse Nr 2213-15-019	**Beställare** Naturvårdsverket 106 48 Stockholm **Finansiering** Nationell MÖ, Miljögifter akvatiska
Nyckelord för plats Östersjön, Bottenhavet, Sötvatten	
Nyckelord för ämne Havsörn, miljögifter, ägg, PCB, DDT, pesticider, bromerade ämnen, flamskyddsmedel, HBCD, PBDE, HCH, HCB, perfluorerade ämnen, PFOS, isotoper, *Haliaeetus albicilla*	
Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2015 (material insamlat under perioden 2010-2014 används för jämförelse)	

Sammanfattning

Sambandet mellan havsörnens reproduktion och miljögifter har studerats fortlöpande sedan 1960-talet. Denna rapport redovisar analyser av 22 okläckta ägg insamlade i samband med bokontroller inom NMÖ, RMÖ samt Projekt Havsörn 2015. Syftet med rapporten är att redogöra för årets analyser i jämförelse med resultat från perioden 2010-2014, med fokus på att klargöra geografiska mönster. Årets resultat är i stort jämförbara med de senaste åren. Ägg från kusten har i genomsnitt 2-5 – 4.5 gånger högre halter än ägg från inlandsbeståndet. Under perioden 2009-2015 har havsörnsövervakningen återigen uppmärksammat uttorkade ägg och höga halter av miljögifter i Norra Bottenhavet (Västernorrlands län samt norra Gävleborgs län). Norra Bottenhavets kustzon avviker tydligt från resten av Östersjön och har 1.5 – 4.5 gånger högre halter av miljögifter än övriga Östersjön. 2015 analyserades ett ägg från en ny lokal i Timrå-trakten med liknande halter jämfört med tidigare provtagningar från Sundsvall och Kramfors. Det är dock en liten del av beståndet i Norra Bottenhavet som förefaller lägga uttorkade ägg med höga miljögiftshalter.

Generellt är korrelationerna mellan olika miljögifter i ägg analyserade 2010-2015 mycket starka och positiva. PFAS (perfluorerade ämnen) inkluderades i analysprotokollet 2015, och var korrelerade till övriga miljögifter. Perfluorerade ämnen samt bromerade ämnen (PBDE och HBCD) bör därför analyseras framöver om resurser finns. Stabila isotoper har analyserats (kol, kväve) och det finns en tydlig signal som särskiljer limniska från marina miljöer. Däremot är korrelationerna mellan miljögifter och isotopvärden svaga. När det gäller isotoper bör fler prover analyseras på fjädrar från ungar.

Inledning

Undersökningens syfte är att analysera döda ägg från havsörn som insamlats 2015 med avseende på DDT-PCB-HCB-HCH, PBDE-HBCD, PFAS samt stabila isotoper (C, N) för fortsatta studier av samband mellan belastning av dessa substanser och reproduktionen och skalförändringar hos havsörnar i Sverige. Undersökningen är ett samarbete mellan Naturhistoriska riksmuseet (NRM) och Institutionen för miljövetenskap och analytisk kemi (ACES) vid Stockholms Universitet och utförs på uppdrag av Naturvårdsverket. Havsörnen ingår i den nationella miljöövervakningen inom det marina programmet som indikator för miljögiftseffekter (t.ex. Helander och Bignert 2014). Undersökningen ger underlag för uppföljning av miljömålen *Hav i balans* och *Giftfri miljö*.

Överenskommelsen omfattar analyser av 22 havsörnsägg som tillvaratagits i samband med bokontroller under år 2015. Analyserna omfattar DDE, DDD, DDT, 7 PCB-kongener [CB-28, -52,-101, -118,-153, -(138+163), -180], HCB, a-HCH, b-HCH, Lindan och 6 PBDE-kongener (BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154) och HBCD. Perfluorerade ämnen har inte ingått i tidigare analyser av ägg från 2010-2014, men 2015 gavs tillfället att analysera PFAS, fördelat på karboxylsyror (PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFPeDA) samt sulfonsyror (PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS, FOSA). Äggen har även analyserats beträffande stabila isotoper (kol, kväve), eftersom stabila isotoper kan bidra med viktigt kunskap om örnarnas diet och trofiska position. Analyserna har utförts av ACES, efter provberedning av äggen vid Naturhistoriska riksmuseet. Analysuppdraget till ACES har omfattat upparbetning och analys av proverna och leverans av kvalitetssäkrade resultat till Naturhistoriska riksmuseet. Datavärd för uppdraget är IVL.

Syftet med rapporten är att redogöra för analyser av insamlade havsörnsägg, med fokus på regionala skillnader och särskilt utpekade problemområden enligt tidigare rapporter (Helander 2012; Helander 2013; Helander 2014a; Helander 2014b; Hellström 2015). Som jämförelse presenteras resultaten avseende miljögifter i havsörnsägg sedan 2010.

Bakgrund och nuläge

Efter förbuden mot DDE och PCB i Sverige och stora delar av världen under 1970-talet tog det mer än tio år innan någon förbättring av reproduktionen hos Östersjökustens havsörnar skedde, och ytterligare tio år tills den nära normaliserades (Helander m.fl. 2008; Helander m.fl. 2002). Trots att fortplantningen har förbättrats starkt finns fortfarande en påverkan som kan kopplas till miljögifter. Ett område som avviker är Bottenhavskusten, där antalet ungar som produceras per bo inte ökat tillbaka till bakgrundsnivån från före 1950, och där frekvensen bon med unge som samtidigt innehållit döda ägg varit högre (Helander m.fl. 2008). Det är därför av stort intresse att undersöka om detta kan kopplas till en fortsatt påverkan av miljögifter inom detta kustområde. Under senare år har havsörnen etablerat sig som häckfågel även vid norra Bottenhavskusten. Fortplantningen hos de få havsörnarna

inom detta område har visat sig vara ännu sämre än vid södra Bottenhavskusten och en separat studie kring havsörnens trofiska ekologi har utförts under 2014-2015 (Helander m.fl. 2015). De döda ägg som påträffats och kunnat samlas in från norra Bottenhavet har haft betydligt högre koncentrationer av de ”klassiska” miljögifterna DDT och PCB och har samtidigt uppvisat kraftig intorkning, ett resultat av förändringar i skalstrukturen (Helander m.fl. 2014; Helander m.fl. 2002). Detta är en skada som tidigare var utbredd i hela havsörnsbeståndet i Östersjön, men som klingade av under slutet av 1980-talet och i stort sett försvann ur populationen under 1990-talet.

Material och metoder

Övervakningen av havsörn och miljögifter ingår i NRM:s uppdrag kring övervakning av akvatiska miljögifter (se t.ex. Bignert m.fl. 2015; Faxneld m.fl. 2014; Nyberg m.fl. 2015 för en översikt av relaterade verksamheter). Okläckta, döda havsörnsägg samlades in i samband med bokontroller i maj och juni (figur 7). Bokontrollerna utfördes under koordinering av NRM inom ramarna för den Nationella miljöövervakningen av havsörn längs kusten i AB, C, D och E-län och Projekt Havsörn (i samarbete med Naturskyddsföreningen) i övriga Sverige. Länsstyrelserna i Gävleborg, Kalmar och Västerbotten har delfinansierat de lokala grupperna inom resp. län. Inom den Regionala miljöövervakningen ingår övervakning av havsörn Värmlands och Västernorrlands län. Medel till analyserna ställdes till förfogande av uppdragsgivaren, Naturvårdsverket. Samtliga prover preparerades och provtogs av NRM och sparades i NRM:s Miljöprovbank (ägginnehåll), samt i de torra samlingarna (äggskalen).

Sverige har delats in i 7 delområden för redovisningen av materialet; Bottenviken (kusten i AC och BD-län), Norra Bottenhavet (Norra delen av X-län [Hudiksvall och Nordanstigs kommuner] och Y-län), Södra Bottenhavet (Södra X-län och C-län), Norra Egentliga Östersjön (AB- och D-län), Södra Egentliga Östersjön (E-, H-, K- och M-län), Inlandet, syd- och mellan-Sverige (samtliga sötvatten söder om Lappland), samt Lappland (BD-läns del av landskapet Lappland).

Sedan 2010 har totalt 107 ägg analyserats och den geografiska fördelningen av proverna framgår i tabell 1. 34 av 107 ägg kommer från limniska lokaler, resterande 73 är från marina lokaler i Östersjön (havsörn saknas i det närmaste som häckfågel i Kattegatt och Skagerrak). Samtliga ägg har analyserats för pesticider och PCB:er. PBDE och HBCD har analyserats i samtliga prover från 2012-2015 samt 6 ägg från 2011, vilket ger n=74 för dessa två grupper av bromerade ämnen. Perfluorerade ämnen har inte analyserats fortlöpande tidigare inom havsörnsövervakningen. Stabila isotoper (kol och kväve) har ingått i årliga analyser sedan 2014, men analyser från en tidigare överenskommelse (Helander m.fl. 2015) finns tillgängliga och har inkluderats i denna rapport (totalt har vi isotopdata för 71 ägg från perioden 2010-2015). Medelantalet insamlade ägg under 2010-2015 är 18 ägg per år, men variationen mellan år spänner över intervallet 11-22 ägg. Flest ägg samlas in från

havsörnens kärnområden i Östersjön samt inlandet i syd- och mellan-Sverige. Antalet insamlade ägg i relationen till regional populationsstorlek är dock högst i Bottenhavet. Ytterst få prover finns dock från Bottenviken.

För jämförelser presenteras analysresultaten från 2015 års ägg med resultat som rapporterats tidigare för ägg från 2010 (21 ägg), 2011 (19 ägg), 2012 (11 ägg), 2013 (18 ägg) och 2014 (16 ägg).

Tabell 1. Insamlade och analyserade prover från havsörnsägg 2010-2015. (CLc = DDT, PCB, HCB och HCH, BDE = PBDE och HBCD, PFAS = perfluorerade ämnen (karboxylsyror och sulfonsyror), SI = stabila isotoper [kol, kväve]). Två prover från Västernorrland har analyserats två gånger, därför överstiger antalet analyserade prov antalet ägg.

Region	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**TOTALT**
Bottenviken	1	0	0	0	1	0	**2**
N Bottenhavet	1	4	1	3	1	2	**12**
S Bottenhavet	2	3	0	1	1	3	**10**
N Egentliga Östersjön	2	2	3	3	3	3	**16**
S Egentliga Östersjön	4	6	3	4	7	9	**33**
Inlandet, syd- och mellan-Sverige	8	1	3	5	3	5	**25**
Inlandet, Lappland	3	3	1	2	0	0	**9**
TOTALT, antal ägg	**21**	**19**	**11**	**18**	**16**	**22**	**107**
TOTALT, antal prover	21	19	11	20	16	22	**109**
Kemiska analyser, antal analyserade prover							
CLC	21	19	11	20	16	22	**109**
BDE	0	6	11	19	16	22	**74**
PFAS	0	0	0	0	0	22	**22**
SI	10	14	6	3	16	22	**71**
Kemiska analyser, antal variabler per prov							
CLC	14	14	14	14	14	14	**84**
BDE	0	7	6	6	7	7	**33**
PFAS						24	**24**
SI	2	2	2	2	2	2	**12**
TOTALT	**16**	**23**	**22**	**22**	**23**	**47**	**153**
Antal mätningar, mätvärden							
CLC	294	266	154	280	224	308	**1526**
BDE	0	42	66	114	112	154	**488**
PFAS	0	0	0	0	0	528	**528**
SI	20	28	12	6	32	44	**142**
TOTALT	**314**	**336**	**232**	**400**	**368**	**1034**	**2684**

Koncentrationerna av sDDT, sPCB7 och totPCB har angivits som mikrogram (µg) per gram [ppm], vilket är 1000 gånger mer än nanogram (ng) per gram [ppb] som används för HCB-HCH och för PBDE-HBCD. sDDT avser de tre komponenterna DDT, DDE och DDD. sPCB7 avser summan av de 7 analyserade kongenerna och är alltså inte ett mått på totalt PCB i provet (se nedan). sPBDE utgör summan av 5 BDE-kongener (BDE28 har inte ingått i analyserna varje år och har därför exkluderats från summeringen). PFAS anges i nanogram (ng) per gram färskvikt. För PFAS har erhållna resultat summerats i två variabler, sPFCA (karboxylsyror) samt sPFSA (sulfonsyror, som till nära 99% utgörs av av PFOS). Samtliga koncentrationer i rapporten förutom PFAS avser lipidvikt, till datavärden IVL har färskvikt samt extraherat fett (%) rapporterats.

För ägg innehållande foster har koncentrationer på lipidviktsbasis justerats eftersom fostrets metabolism gör att lipidhalten sjunker i takt med att fostret utvecklas. Vi har antagit att denna påverkan är försumbar under första halvan av fosterutvecklingen, dvs. då fostret är mindre än 75 mm i längd. För foster större än 75 mm har en korrektionsfaktor tillämpats, som beräknats enligt 75 / Fostrets längd (mm). Denna korrektionsfaktor har sedan multiplicerats med det uppmätta värdet från den kemiska analysen. De analysresultat som levererats till datavärden är de okorrigerade färskviktskoncentrationerna. Omräkning till total PCB-mängd i proverna (totPCB) har gjorts enligt Helander m.fl. (2002) för att möjliggöra jämförelser med äldre prover från 1970- och 1980-talen då det endast var möjligt att skatta den totala koncentrationen av PCB (under de senaste 25 åren har det dock varit möjligt att separera enskilda kongener). Skattningen av totPCB beräknades genom att analysvärdet för kongenen CB-138 (som även innehåller kongenen 163) multipliceras med 9.06 för prover från Lappland och med 8.22 för prover från övriga landet. Detta förhållande har beskrivits tidigare (se sid 388 i Helander m.fl. 2002).

Samtliga beräknade medelvärden avser geometriska medelvärden, eftersom koncentrationer av miljögifter i regel är skevt fördelade åt höger och i föreliggande fall bäst beskrivs av en log-normal fördelning (se t.ex. figur 1). Observera att i tidigare rapporter till NV beträffande havsörnsägg från 2010-2013 har värden redovisats som aritmetiska medelvärden.

Resultat och diskussion

Koncentrationerna av miljögifter i havsörnsäggen från 2015 visar god överensstämmelse med vad som uppmätts tidigare inom regionerna och några korttidstrender kan inte skönjas (figur 2a), men det är stor variation i halter både inom och mellan geografiska områden. Baserat på samtliga analyserade ägg från perioden 2010-2015 så är det tydligt att det råder en stark samvariation mellan de analyserade miljögifterna (figur 1). Även om alarmerande koncentrationer endast förekommer lokalt, så är det generella mönstret att havsörn står

under en kronisk exponering av låga, men korrelerade, halter av ett flertal miljögifter. Sambanden mellan DDT/PCB och havsörnens reproduktionsförmåga är väl känt, men effekterna av dagens situation med låg exponering av ett flertal miljögifter är inte utforskade i samma detalj. Hur t.ex. bromerade och perfluorerade ämnen påverkar havsörnens reproduktion är mindre väl känt, men de analyser som gjorts har hittills inte kunnat påvisa några negativa effekter trots att halterna av t.ex. HBCD och PFAS har ökat över tid i havsörnsägg (Faxneld m.fl. 2014). De analyser av perfluorerade ämnen som genomfördes 2015 visar på en hög korrelation mellan PFAS och andra miljögifter. En viktig uppgift för framtida forskning blir att studera eventuella samverkanseffekter av olika miljögifter, även om detta ur en statistisk synvinkel är en svår utmaning.

Geografiska mönster i halter av miljögifter

Samtliga analyserade miljögifter uppvisar ett likartat geografiskt mönster (figur 2b). Halterna är 2.5 - 4.5 gånger högre i ägg från kusten jämfört med ägg från inlandet (bilaga 2). I Östersjön är de genomsnittliga halterna i Norra Bottenhavet 1.5 – 4.5 gånger högre än i övriga kustregioner. Halterna i de övriga regionerna i Östersjön (Bottenviken, södra Bottenhavet, norra Egentliga Östersjön och södra Egentliga Östersjön) är likartade och fullt jämförbara, med stort överlapp i halter mellan områden.

Sötvattensbeståndet av havsörn är i genomsnitt betydligt mindre exponerat för miljögifter. De limniska havsörnarna utgör därför ett bra referensbestånd till kustpopulationen och limniska prover är värdefulla att inkludera i miljögiftsövervakningen av havsörn. Vissa intressanta mönster finns i inlandsbeståndet. För HCB är halterna i Lappland klart högre än inlandet i syd- och mellan-Sverige och nästan på samma nivåer som stora delar av Östersjön. Även enstaka prover med höga halter av HCH har påträffats i Lappland. I dagsläget har vi ingen förklaring till de relativt sett höga halterna (i relation till andra miljögifter) av HCB i Lappland. Halter av bromerade ämnen är likvärdiga i hela inlandsbeståndet, medan lappländska örnar har lägre halter av DDT och PCB. Som framgår av figur 2b är det relativt stor spridning i halterna av miljögifter i södra – och mellersta inlandsbeståndet och det bör utredas framöver om olika delregioner i detta geografiskt sett stora bestånd uppvisar olika mönster.

Från kusttrakterna i Västerbotten och Norrbotten (Bottenviken) har vi i dagsläget få äggprover i miljöprovbanken. Längs Bottenviken finns områden med tunga industrier och prover från dessa områden vore intressanta att jämföra med prover från Norra Bottenhavet, i synnerhet eftersom höga halter av PBDE-er har uppmätts i abborre (Gustavsson och Danielsson 2010). Försök att samla in ägg från boplatser i Bottenviken bör om möjligt prioriteras.

Halter av DDE i förhållande till effektnivåer

I tidigare vetenskapliga undersökningar (Bignert och Helander 2015; Helander m.fl. 2002; Helander m.fl. 1982) har stort fokus ägnats åt effekterna av DDE på reproduktions-parametrar hos havsörn. Det finns därför anledning att redovisa DDE separat från summan av DDT, DDE och DDD. I figur 3 visas halter av DDE uppdelat på regioner samt i relation till ungefärliga effektnivåer för effekter på skaltjocklek, produktivitet och uttorkning av ägg. Som framgår i figur 3, har 41 % av de insamlade äggen haft halter av DDE högre än effektnivån för påverkan på skaltjocklek. Skaltjocklek är den mest känsliga indikatorn, sedan följer effekter på produktivitet vid halter omkring 100 µg/g lipidvikt. Ett tydligt symptom som är kopplat till både DDE och PCB är den uttorkning av ägg som observerats vid halter högre än 170 µg/g lipidvikt för DDE och 500 µg/g lipidvikt för total-PCB. Uttorkningsindexet beskriver relationen mellan äggets vikt och inre volym, där normala ägg har ett index på 0.7 eller högre (max-värdet för indexet är 1). De ägg från Västernorrland och Gävleborg som haft höga halter av DDE och PCB, har också haft lågt uttorkningsindex (figur 4) helt i enlighet med tidigare studier. Symptomet med uttorkade ägg, vanligt förekommande långt in på 1980-talet, återfinns alltså i dagsläget i Norra Bottenhavet.

I Norra Bottenhavet är halterna av PCB och DDE som påpekats tillräckligt höga för att orsaka reproduktiva störningar (effektnivåerna på lipidviktsbasis är 100-120 µg/g för DDE och ca 500 µg/g för total-PCB). Enstaka prover från andra delar av Östersjön har uppvisat liknande halter, men förefaller att vara slumpmässigt förekommande och kan inte knytas till någon specifik ”problemregion”.

Situationen i norra Bottenhavet

Äggen från norra Bottenhavet har på senare år varit i en klass för sig med betydligt högre koncentrationer av samtliga analyserade miljögifter (figur 2a och 2b). Sedan 2010 har totalt 12 ägg analyserats från Norra Bottenhavet, fördelat på 6 olika revir (tre i Gävleborgs län och tre i Västernorrlands län), nästan uteslutande med halter av DDE och PCB överstigande de haltnivåer som tidigare visats ge påverkan på reproduktionsframgång (Helander m.fl. 2002). 2015 fick vi in äggprov från en ny lokal från Västernorrland som hade halter i samma storleksordning som två andra revir i Västernorrland. I Västernorrlands län har vi nu noterat höga halter av miljögifter i tre områden; Kramfors, Sundsvall och Timrå. Även i norra Gävleborgs län (Hudiksvall och Nordanstigs kommuner) förekommer det honor som lägger ägg med höga halter av miljögifter, liksom på en lokal i södra Bottenhavet. Det rör sig dock om en liten del av beståndet som uppvisar de klassiska symptomen med uttorkade ägg och tillhörande höga miljögiftshalter.

Två revir i Västernorrlands län har fått stor uppmärksamhet massmedialt och är intressanta eftersom det finns prover från olika kullar från båda reviren. 2014 lyckades ett av paren med häckningen och fick ut en unge. Ett okläckt ägg fanns i boet 2014 och visade

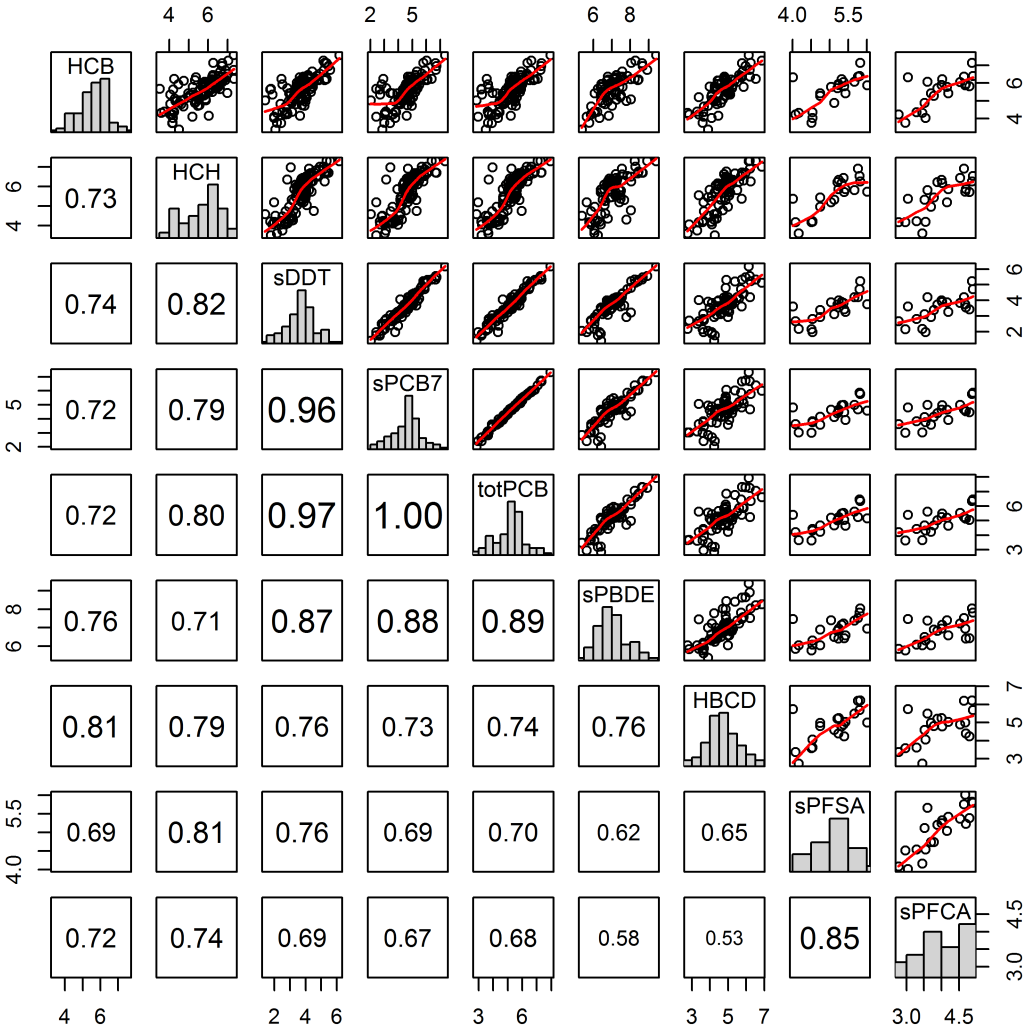
förvånande nog på drygt en halvering av halterna av miljögifter jämfört med ägg från samma revir från 2010 och 2011. 2015 lyckades återigen paret med häckningen och fick ut en unge. Denna utveckling är oväntad (baserat på tidigare erfarenheter av kroniska skador hos havsörnshonorna) och kan möjligen förklaras av att honan i reviret har bytts ut. Örnarna i detta revir är dock inte kända på individnivå, men det är angeläget att utreda detta vidare.

I det andra reviret som tidigare producerat ägg med ”rekordhalter” av PCB misslyckades häckningen 2015. Men i detta bo kläcktes ungarna och hittades döda i boet, sannolikt har någon störning inträffat. Resultaten från dessa två revir 2015 visar tydligt att båda paren inte är sterila. Exemplet från Västernorrland tydliggör att havsörn fungerar som en tidig varningssignal på miljötillståndet, även om källan till de höga koncentrationerna inte är kända i dagsläget. De lokalt höga halterna av miljögifter i Västernorrland och Gävleborg har dock inte haft någon effekt på populationstillväxten i detta område.

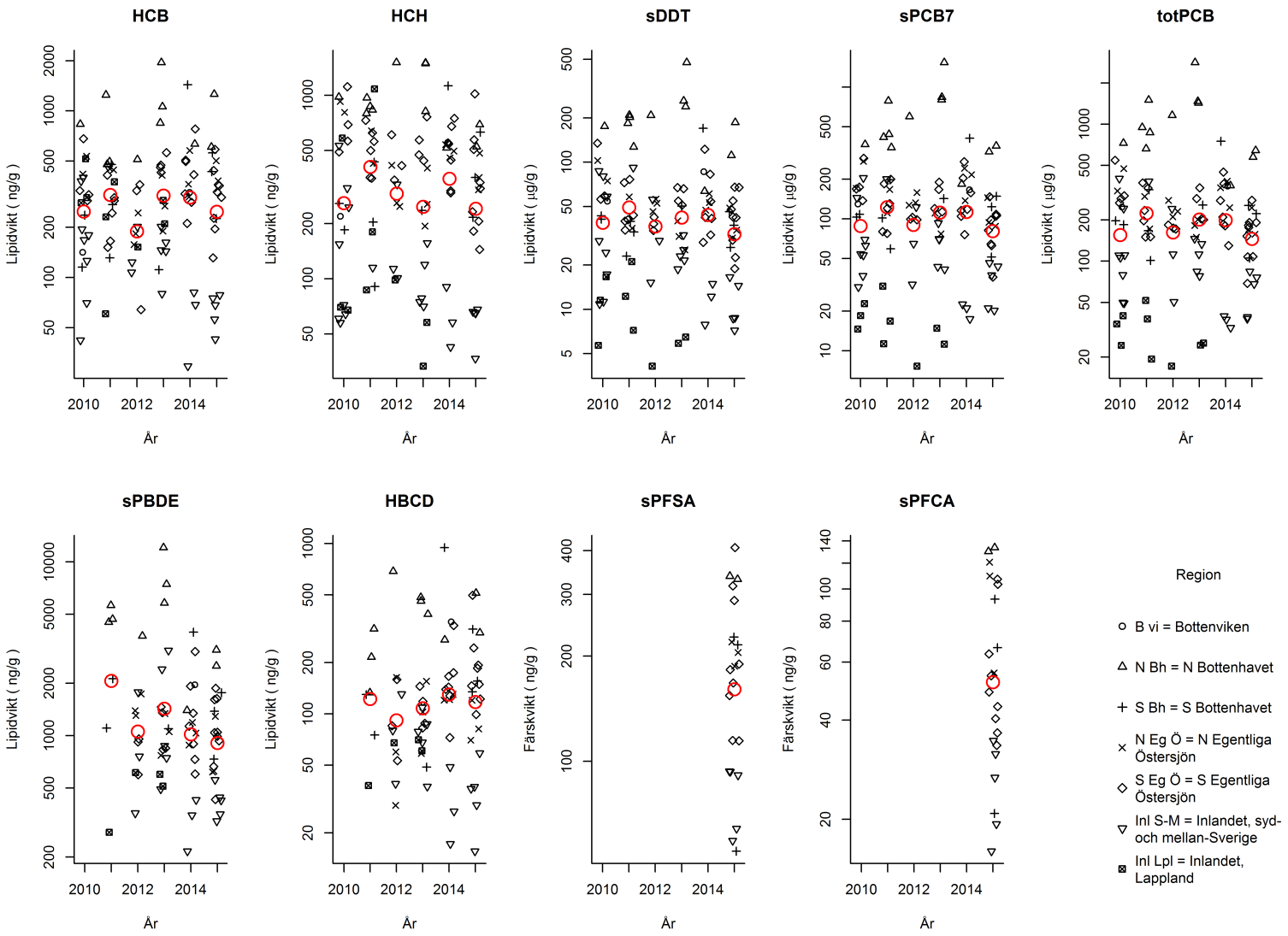
Stabila isotoper

Under 2014-2015 har vi analyserat stabila isotoper i äggen. Även prover från en nyligen genomförd studie (Helander m.fl. 2015) har inkluderats i figur 5 och 6. Det fanns ingen uppenbar koppling mellan koncentrationer av miljögifter och isotopsignatur (figur 6). Ett resultat som bör utredas vidare är dock att isotopvärden för kol är korrelerade med sulfonsyror (PFOS, se variablen sPFSA i figur 6).

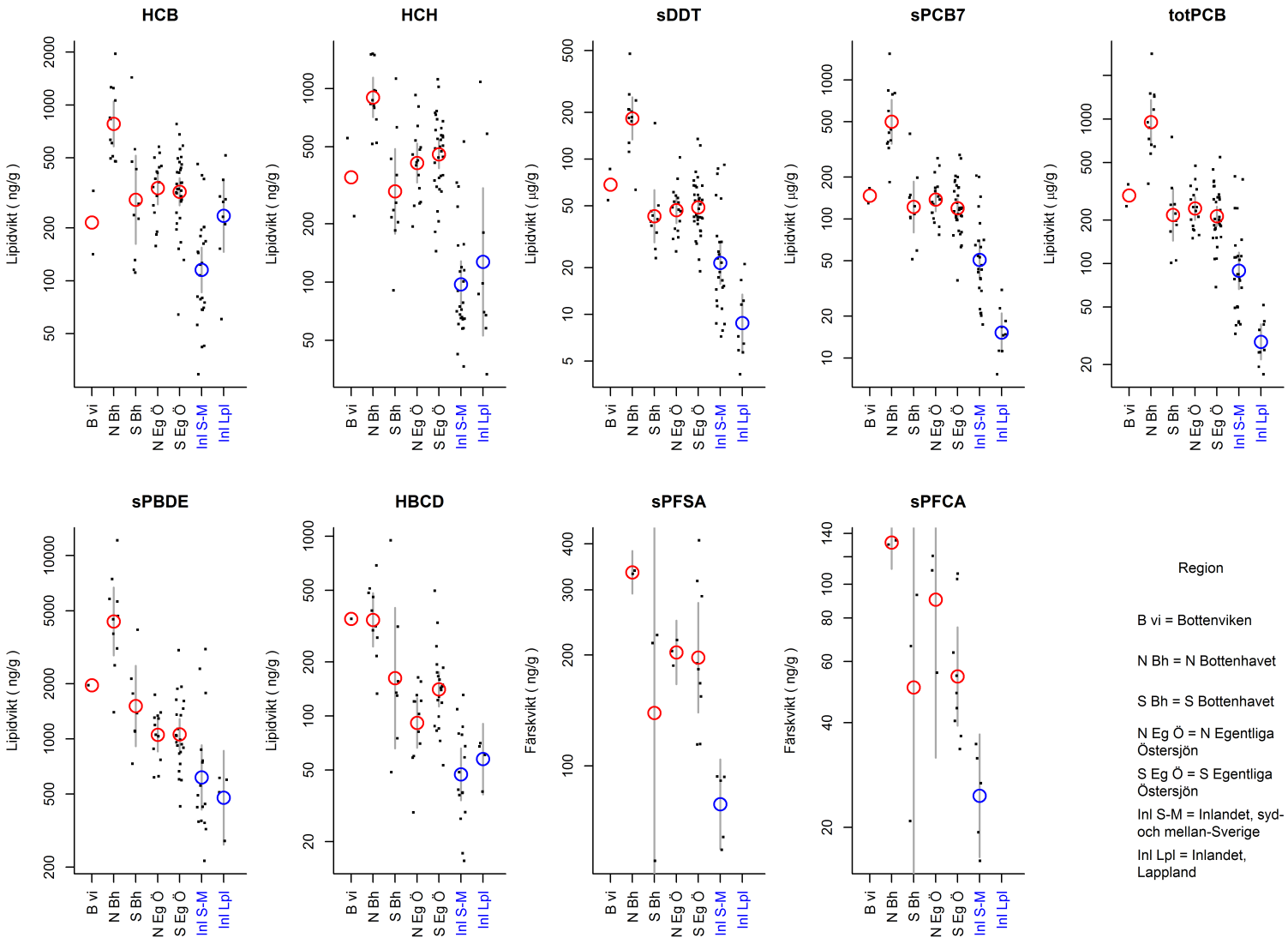
Örnar som födosöker i sötvatten har en annan isotopsignatur än kustlevande örnar (figur 5). På sikt bör det utvärderas vilken matris som ger bäst resultat (ägg, blod eller fjädrar), men de preliminära resultaten från ovan nämnda studie antyder att det är större spridning i både kol och kväve i ägg jämfört med fjädrar.



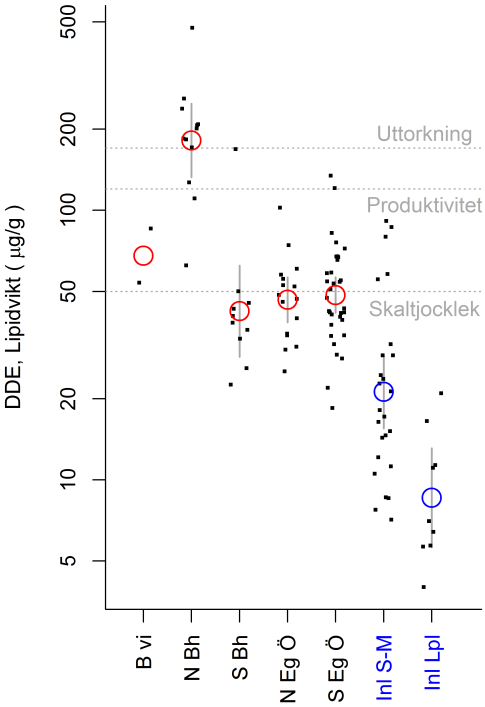
Figur 1. Samvariation mellan olika miljögifter i ägg av havsörn 2010-2015.Värden är logaritmerade halter på fettviktsbasis för alla variabler förutom PFAS (sPFSA och sPFCA) som anges på färskviktsbasis. Se figur 2a & 2b för vilka enheter som använts för respektive ämne. Histogrammen längs diagonalen visar fördelningen av halter på log-skala. Panelerna över diagonalen visar starka och positiva parvisa samband för samtliga analyserade miljögifter. Röda linjer visar en lowess-smoother. Siffrorna under diagonalen visas parvisa korrelationskoefficienter (Pearson).

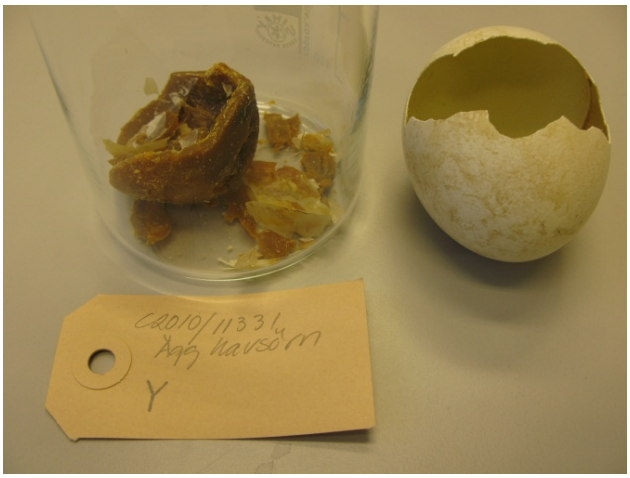


Figur 2a. Halter av miljögifter i ägg från havsörn under perioden 2010-2015 (n=107). Röda cirklar visar geometriska medelvärden. Enskilda mätvärden visas med områdesspecifika symboler. Samtliga värden avser fettviktsbasis, förutom sPFSA och sPFCA som är på färskviktsbasis. Skalan på y-axeln är logaritmisk. Notera de genomgående höga halterna i ägg från N Bottenhavet.

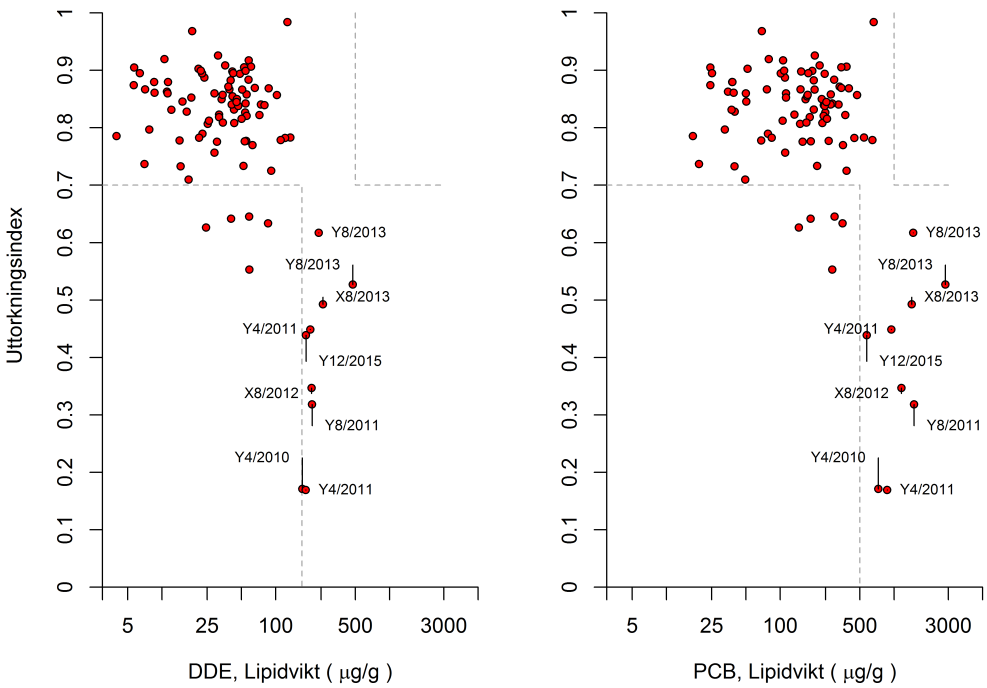


Figur 2b. Genomsnittliga halter av 9 grupper av miljögifter i havsörnsägg insamlade 2010-2015 (n=107), uppdelat på biogeografiska regioner (se Material och metoder). Röda cirklar = geometriska medelvärden för varje region, staplarna visar 95%-konfidensintervall. Skalan på y-axeln är logaritmisk och varierar mellan de olika diagrammen. Halterna anges i µg/g (ppm) eller ng /g (ppb) på fettviktsbasis, sPFSA och sPFCA anges på färskviktsbasis. Varje enskilt mätvärde visas som punkter. Område 1-5 är marina kuststräckor, 6-7 är sötvatten. De marina kuststräckorna är ordnade från vänster till höger i nord-sydlig riktning.

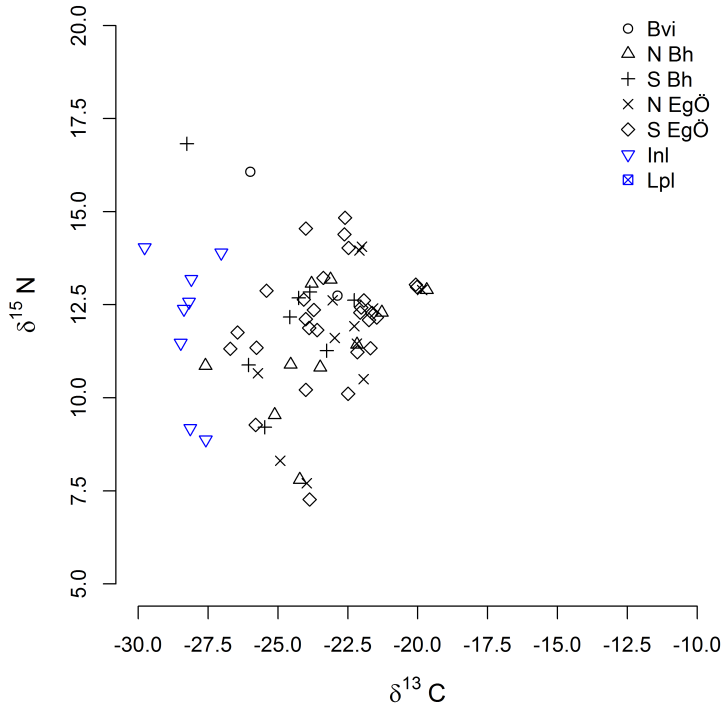




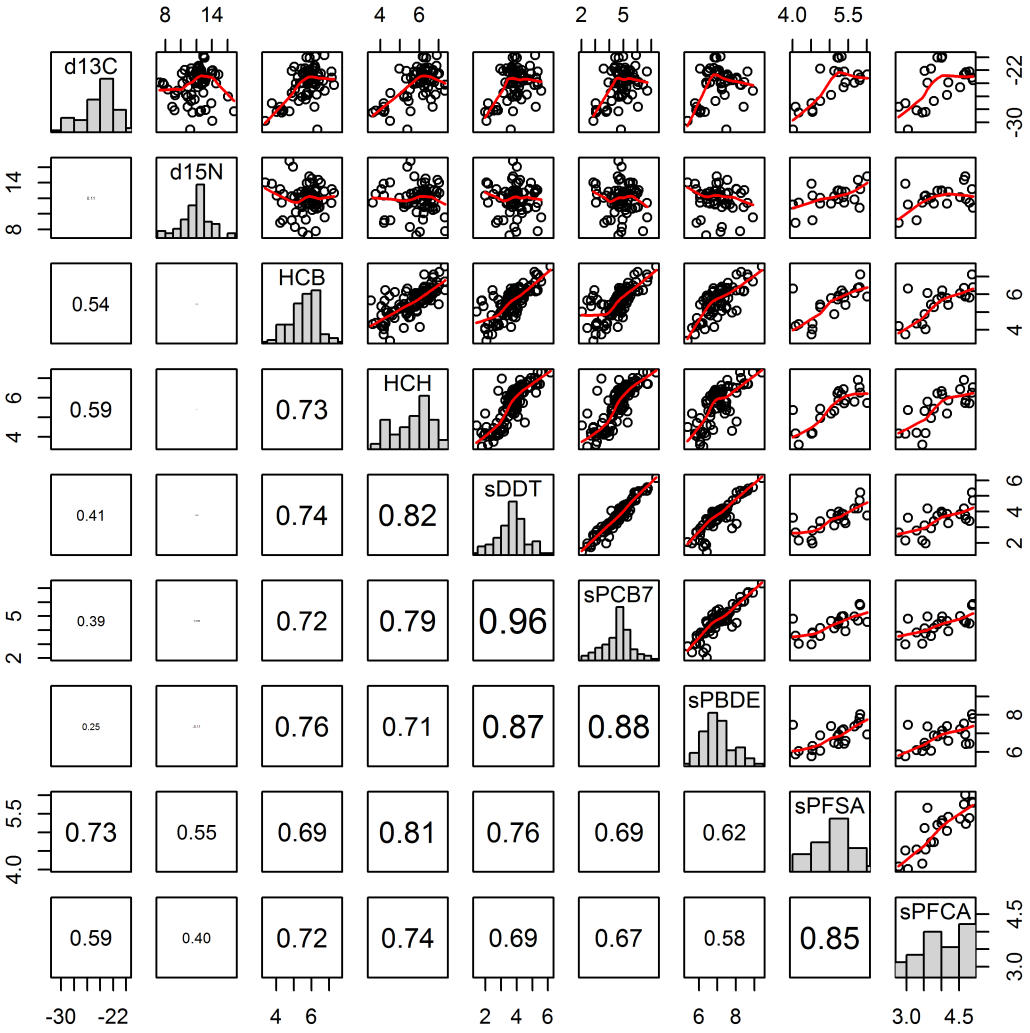
Figur 3. Halter av DDE (lipidvikt) uppdelat på region, i förhållande till effektnivåer för påverkan på skaltjocklek, produktivitet och uttorkning av ägg. Av 107 ägg som analyserats sedan 2010, har 41 % (n=44) haft halter högre än 50 ppm som är en föreslagen nivå då skaltjocklek påverkas. 8.5 % av äggen (n=9) har haft halter som överskrider effektvärdet för uttorkning av ägg (170 ppm). Ett uttorkat ägg från Västernorrland 2010 visas infällt t.h.



Figur 4. Halter av DDE (t.v.) och PCB i relation till uttorkningsindex (förhållandet mellan äggets vikt och volym, beräknas som (äggvikt – skalvikt) / äggets innervolym). Normala ägg har index > 0.7. Vid 170 ppm för DDE och 500 ppm för PCB påverkas skalstrukturen så att risk för uttorkning föreligger. Textetiketterna avser revirkod och insamlingsår. Prover med uttorkningsindex < 0.7 och halter över effektnivåer har markerats med etiketter, notera att samtliga dessa prover kommer från Y (Västernorrland) och X (Gävleborg) län.



Figur 5. Förhållandet mellan $\delta^{13}C$ och $\delta^{15}N$ i 71 ägg av havsörn insamlade 2010-2015. Två grupperingar kan urskiljas med ledning av $\delta^{13}C$-värdena; sötvatten i inlandet söder om Lappland och marina miljöer i Östersjön ($\delta^{13}C > -25$). Isotopsignaturen skiljer sig inte geografiskt mellan de olika marina områdena.



Figur 6. Parvisa korrelationer mellan stabila isotoper (kol, kväve) och utvalda miljögifter.

Figur 7. Resultaten baseras på analyser av miljögifter i okläckta ägg av havsörn. Insamlingen av ägg sker i samband med bokontroller inom NMÖ. Äggen på bilden är en kull från en misslyckad häckning i Söderköpings-området 2014.

Tack

Äggen som analyserats i denna rapport har samlats in av projektledningen på NRM samt av medhjälpare inom Naturvårdsverkets NMÖ, Länsstyrelsernas RMÖ (Värmlands och Västernorrlands län) och Naturskyddsföreningens Projekt Havsörn. Samtliga medhjälpare som klättrat till havsörnsbon tackas för sina insatser vid ringmärkning av ungar och insamling av biologiskt material. Havsörnsäggen från 2015 har samlats in av Åke Englund, Björn Helander, Peter Hellström, Bjarne Modigh, Peter Nilsson, Arne Schönbeck & Johan Westerlund. Givetvis tackas även de medhjälpare som inte hittade några okläckta ägg i sitt respektive inventeringsområde. Björn Helander tackas för värdefulla synpunkter på ägg i miljöprovbanken, provtagning samt beräkningar av halter.

Referenser

Bignert A, Danielsson S, Faxneld S, Nyberg E, Vasileiou M, Fång J, Dahlgren H, Kylberg E, Staveley Öhlund J, Jones D, Stenström M, Berger U, Alsberg T, Kärsrud A-S, Sundbom M, Holm K, Eriksson U, Egebäck A-L, Haglund P, Kaj L (2015) Övervakning av metaller och organiska miljögifter i marin biota, 2015. Överenskommelse 2213-14-011. Report 2:2015, Department of Environmental Research and Monitoring, Swedish Museum of Natural History, Stockholm

Bignert A, Helander BO (2015) Monitoring of contaminants and their effects on the common guillemot and the white-tailed sea eagle. J Ornithol In press doi: 10.1007/s10336-015-1240-3

Faxneld S, Helander B, Bäcklin B-M, Moraeus C, Roos A, Berger A, Egebäck A-L, Strid A, Kierkegaard A, Bignert A (2014) Biological effects and environmental contaminants in herring and Baltic Sea top predators. Rapport nr 6:2014, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Gustavsson N, Danielsson S (2010) Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust. Projekt X-151. Rapport nr 9:2010, Enheten för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Helander B (2012) Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH i ägg från havsörn 2010. Överenskommelse Nr 212 1152. Rapport nr 18:2012, Enheten för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Helander B (2013) Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH och PBDE i ägg från havsörn 2012. Överenskommelse Nr 219 1241. Rapport nr 7:2013, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Helander B (2014a) Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH och PBDE i ägg från havsörn 2013. Överenskommelse Nr 2213-13-027. Rapport nr 4:2014, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Helander B (2014b) Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH och PBDE i ägg från kungsörn 2013. Överenskommelse Nr 2213-13-006. Rapport nr 5:2014, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Helander B, Bignert A (2014) Havsörn. I: Havsmiljöinstitutet (red) Havet 2013/2014. Om miljötillståndet i svenska havsområden, s 90-92

Helander B, Bignert A, Asplund L (2008) Using raptors as environmental sentinels: monitoring the white-tailed sea eagle *Haliaeetus albicilla* in Sweden. Ambio 37:425-431

Helander B, Hellström P, Bignert A, Olofsson F, Sundbom M (2015) Rapportering från undersökning av trofinivå hos havsörn - stabila isotoper och miljögifter. Överenskommelse Nr 2213-13-029. Rapport nr 10:2015, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Helander B, Kouchinsky A, Bignert A (2014) Undersökning av skalförändringar hos havsörn. Överenskommelse Nr 2213-13-024. Rapport nr 7:2014, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

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 31:386-403 doi: 10.1579/0044-7447-31.5.386

Helander B, Olsson M, Reutergårdh L (1982) Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relationships to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. Holarct Ecol 5:349-366 doi: 10.1111/j.1600-0587.1982.tb01049.x

Hellström P (2015) Rapportering från undersökning av DDT-PCB-HCB-HCH, PBDE-HBCD och stabila isotoper i ägg från havsörn 2014. Överenskommelse Nr 2213-14-021. Rapport nr 7:2015, Enheten för miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm

Nyberg E, Faxneld S, Danielsson S, Bignert A, Eriksson U, Egebäck A-L, Holm K, Sundborn M, Benskin J, Haglund P (2015) Övervakning av metaller och organiska miljögifter i limnisk biota,

2015. Överenskommelse 2213-14-003. Report nr 14:2015, Department of Environmental Research and Monitoring, Swedish Museum of Natural History, Stockholm

Bilaga 1. Genomsnittliga koncentrationer av miljögifter i analyserade ägg av havsörn 2010-2015 uppdelat på olika geografiska regioner (se Material och metoder för beskrivning av indelningen). Samma material redovisas även i figur 2b. Medelvärden anges som geometriskt medelvärde. Konfidensintervall baseras på t-fördelningen och det geometriska medelvärdet, vilket gör att konfidensintervallen inte är symmetriska kring medelvärdet. Medelvärden anges på fettviktsbasis (förutom perfluorerade ämnen; sPFSA och sPFCA; som anges på färskviktsbasis), antingen i µg/g (sDDT, sPCB7, totPCB) eller ng/g (övriga).

Ämne	Region	n	Medel	95 % CIL	95 % CIU	Min	Max
HCB	Bvi	2	214.40			141.51	324.83
	N Bh	12	780.24	580.97	1047.86	476.66	1 953.42
	S Bh	10	288.88	161.91	515.44	111.28	1 433.71
	N EgÖ	16	336.68	272.44	416.05	157.60	578.14
	S EgÖ	33	321.16	268.69	383.87	64.17	778.39
	Inl	25	115.30	85.97	154.63	29.36	461.61
	Lpl	9	234.22	146.07	375.58	60.49	516.20
HCB Totalt		107	269.13	230.84	313.77	29.36	1 953.42
HCH	Bvi	2	348.40			218.87	554.61
	N Bh	12	900.89	712.70	1138.75	517.49	1 511.98
	S Bh	10	294.49	177.89	487.52	90.64	1 126.17
	N EgÖ	16	412.17	326.94	519.64	193.79	926.45
	S EgÖ	33	457.83	387.59	540.80	144.48	1 115.65
	Inl	25	97.35	73.98	128.09	36.64	531.91
	Lpl	9	127.40	52.98	306.38	33.36	1 083.83
HCH Totalt		107	290.33	241.57	348.94	33.36	1 511.98
sDDT	Bvi	2	68.57			54.41	86.41
	N Bh	12	183.09	133.96	250.24	63.51	476.69
	S Bh	10	42.91	29.12	63.24	23.02	170.36
	N EgÖ	16	46.91	38.76	56.78	25.42	102.63
	S EgÖ	33	48.99	42.14	56.95	18.92	134.94
	Inl	25	21.48	15.73	29.34	7.21	91.92
	Lpl	9	8.81	5.77	13.44	4.11	21.10
sDDT Totalt		107	40.04	33.57	47.76	4.11	476.69
sPCB7	Bvi	2	146.98			129.81	166.42
	N Bh	12	499.70	347.98	717.58	184.02	1 538.67
	S Bh	10	122.09	80.20	185.88	51.36	408.98
	N EgÖ	16	137.95	113.63	167.47	77.06	273.62
	S EgÖ	33	119.65	102.56	139.59	36.17	288.56
	Inl	25	50.88	38.24	67.69	17.44	204.85
	Lpl	9	15.28	11.11	21.00	7.64	30.85
sPCB7 Totalt		107	99.38	82.10	120.29	7.64	1 538.67
totPCB	Bvi	2	296.42			248.92	352.99
	N Bh	12	950.06	668.51	1350.21	356.06	2 822.42
	S Bh	10	217.38	143.94	328.31	101.14	750.77
	N EgÖ	16	240.45	200.65	288.15	149.65	473.84
	S EgÖ	33	212.37	182.07	247.72	68.84	544.94
	Inl	25	89.23	66.67	119.43	32.63	400.59
	Lpl	9	28.75	21.73	38.04	17.14	51.67
totPCB Totalt		107	178.14	147.05	215.79	17.14	2 822.42

Ämne	Region	n	Medel	95 % CIL	95 % CIU	Min	Max
sPBDE	Bvi	1	1959.93			1 959.93	1 959.93
	N Bh	10	4369.17	2850.22	6697.60	1 396.87	12 095.07
	S Bh	7	1513.11	912.72	2508.43	731.89	3 937.53
	N EgÖ	12	1053.17	855.50	1296.50	617.56	1 739.12
	S EgÖ	23	1058.13	872.01	1283.97	428.57	3 045.44
	Inl	16	616.63	411.14	924.82	216.03	3 085.05
	Lpl	4	477.78	264.94	861.59	277.67	612.63
sPBDE Totalt		73	1139.74	942.33	1378.52	216.03	12 095.07
HBCD	Bvi	1	346.79			346.79	346.79
	N Bh	10	342.36	243.34	481.66	133.01	686.80
	S Bh	7	162.19	65.95	398.83	48.64	946.87
	N EgÖ	12	91.55	66.57	125.90	29.04	163.63
	S EgÖ	22	140.68	112.79	175.46	53.15	496.97
	Inl	16	47.28	33.91	65.92	15.61	130.65
	Lpl	4	57.54	36.56	90.56	37.92	70.44
HBCD Totalt		72	113.61	92.95	138.87	15.61	946.87
sPFSA	Bvi	0				0.00	0.00
	N Bh	2	334.81			331.34	338.32
	S Bh	3	139.15	19.11	1013.35	55.32	226.36
	N EgÖ	3	203.20	166.63	247.81	186.97	219.24
	S EgÖ	9	196.60	139.64	276.79	114.39	408.37
	Inl	5	78.80	59.57	104.23	59.29	93.66
	Lpl	0				0.00	0.00
sPFSA Totalt		22	160.64	123.71	208.58	55.32	408.37
sPFCA	Bvi	0				0.00	0.00
	N Bh	2	131.92			130.12	133.74
	S Bh	3	50.53	7.19	355.38	20.85	93.20
	N EgÖ	3	90.31	31.69	257.36	55.68	120.71
	S EgÖ	9	54.31	39.22	75.20	33.56	107.32
	Inl	5	24.64	16.40	37.03	16.01	34.69
	Lpl	0				0.00	0.00
sPFCA Totalt		22	52.21	39.12	69.69	16.01	133.74

Bilaga 2. Genomsnittliga koncentrationer av miljögifter i analyserade ägg av havsörn 2010-2015 uppdelat på kust (marint) och inland (limniskt). Medelvärden anges som geometriskt medelvärde. Konfidensintervall baseras på t-fördelningen och det geometriska medelvärdet, vilket gör att konfidensintervallen inte är symmetriska kring medelvärdet. Medelvärden anges på fettviktsbasis (förutom perfluorerade ämnen; sPFSA och sPFCA; som anges på färskviktsbasis), antingen i µg/g (sDDT, sPCB7, totPCB) eller ng/g (övriga). Kolumnerna längst till höger är kvoten mellan prover från kust och inland (redovisat för medelvärde samt maximalt uppmätt värde).

Ämne	Region	n	Medel	95 % CIL	95 % CIU	Min	Max	Kust / Inland, Medel	Kust / Inland, Max
HCB	Kust	73	365.99	316.63	423.05	64.17	1 953.42		
	Inland	34	139.09	107.13	180.59	29.36	516.20		
HCB Totalt		107	269.13	230.84	313.77	29.36	1 953.42	2.63	3.78
HCH	Kust	73	467.23	408.31	534.65	90.64	1 511.98		
	Inland	34	104.53	78.87	138.55	33.36	1 083.83		
HCH Totalt		107	290.33	241.57	348.94	33.36	1 511.98	4.47	1.40
sDDT	Kust	73	59.73	51.19	69.70	18.92	476.69		
	Inland	34	16.96	12.81	22.46	4.11	91.92		
sDDT Totalt		107	40.04	33.57	47.76	4.11	476.69	3.52	5.19
sPCB7	Kust	73	157.46	134.08	184.91	36.17	1 538.67		
	Inland	34	37.00	27.75	49.33	7.64	204.85		
sPCB7 Totalt		107	99.38	82.10	120.29	7.64	1 538.67	4.26	7.51
totPCB	Kust	73	282.64	239.86	333.05	68.84	2 822.42		
	Inland	34	66.12	49.88	87.64	17.14	400.59		
totPCB Totalt		107	178.14	147.05	215.79	17.14	2 822.42	4.27	7.05
sPBDE	Kust	53	1 465.02	1 203.98	1 782.65	428.57	12 095.07		
	Inland	20	585.96	422.35	812.95	216.03	3 085.05		
sPBDE Totalt		73	1 139.74	942.33	1 378.52	216.03	12 095.07	2.50	3.92
HBCD	Kust	52	156.79	128.44	191.40	29.04	946.87		
	Inland	20	49.17	37.64	64.25	15.61	130.65		
HBCD Totalt		72	113.61	92.95	138.87	15.61	946.87	3.19	7.25
sPFSA	Kust	17	198.07	154.16	254.50	55.32	408.37		
	Inland	5	78.80	59.57	104.23	59.29	93.66		
sPFSA Totalt		22	160.64	123.71	208.58	55.32	408.37	2.51	4.36
sPFCA	Kust	17	65.11	49.09	86.37	20.85	133.74		
	Inland	5	24.64	16.40	37.03	16.01	34.69		
sPFCA Totalt		22	52.21	39.12	69.69	16.01	133.74	2.64	3.86