

Tumlare i svenska vatten

- Miljögiftsbelastning och hälsostatus

Anna Roos



Rapport till Naturvårdsverket

Rapport nr 4: 2015

Enheten för miljöforskning och övervakning

Naturhistoriska riksmuseet
Box 50007

104 05 Stockholm



| | |
|--|----|
| 1. Inledning..... | 3 |
| 1.1 Biologi..... | 3 |
| 1.2. Mål med studien | 3 |
| 2. Tumlare i Naturhistoriska riksmuseets samlingar | 4 |
| 2.1 Antal tumlare i museets miljöprovbanks, åldersindelning, kön..... | 4 |
| 2.2. Dödsorsaker, späcktjocklek..... | 5 |
| 2.3. Maginnehåll..... | 5 |
| 2.4 Tumlare analyserade för miljögifter | 5 |
| 2.5. Statistik..... | 6 |
| 3. Analysresultat..... | 7 |
| 3.1. Tungmetaller och spårämnen | 7 |
| 3.2. Klorerade och bromerade ämnen | 9 |
| 3.4 Perfluorerade ämnen | 14 |
| 3.6 Tennorganiska ämnen | 15 |
| 4. Sammanfattning/diskussion | 16 |
| 4.1 Metaller och spårämnen | 16 |
| 4.2 Klorerade och bromerade substanser | 17 |
| 4.3 Tennorganiska ämnen | 18 |
| 4.4. Perfluorerade ämnen | 18 |
| 5. Tack till: | 19 |
| 6. Referenser..... | 19 |
| Bilaga 1. | 22 |
| Tumlare analyserade inom ÅTG. | 22 |
| Bilaga 2. | 23 |
| PCA över metallhalter i tumlare..... | 23 |
| Bilaga 3. | 24 |
| Kvicksilver, selen, kadmium samt bly vs ålder i tumlare. | 24 |
| Bilaga 4. | 25 |
| Aluminium, antimon, arsenik, järn, koppar, krom, kobolt, nickel, tenn, uran och zink vs ålder i tumlare..... | 25 |
| Bilaga 5. | 26 |
| PCA över klorerade och bromerade ämnen. | 26 |
| Bilaga 7. | 27 |
| PCA över perfluorerade ämnen..... | 27 |
| Bilaga 8. | 28 |
| Halt av perfluorerade karboxylsyror vs ålder i tumlare..... | 28 |
| Bilaga 9. | 29 |
| Halt av perfluorerade sulfonsyror vs ålder i tumlare..... | 29 |
| Bilaga 10. | 30 |
| Tennorganiska ämnen i tumlare vs ålder..... | 30 |

1. Inledning

1.1 Biologi

Tumlaren tillhör de minsta tandvalarna och hör till familjen *Phocoenidae*. I denna familj finns totalt sex arter. Den vanliga tumlaren, den art som finns i Svenska vatten (*Phocoena phocoena*), förekommer i kalla och tempererade vatten i Norra Stilla Havet, Nordatlanten och Svarta Havet. Tumlaren är den vanligast förekommande valen i Nordsjön och den enda arten som förekommer regelbundet i Östersjön.

Tumlaren har en spolförmad kropp som är gråsvart på ryggen, ljusare grå sidor och en vit mage. Ryggfenan är låg och triangelformad och nosen är trubbig. Vuxna tumlare är oftast mindre än 1.8 m och väger mellan 45 till 70 kg. Nyfödda kalvar är ca 70 till 90 cm och väger runt 5 kg.

Tumlaren blir könsmogen vid 3-4 års ålder och honorna kan därefter föda en kalv varje eller vartannat år, vanligtvis under första halvan av sommaren. Honan är dräktig i 10-11 månader och ger di till sin kalv i 8-12 månader, men kalven börjar äta fisk också från 3-4 månaders ålder. En tumlare kan leva upp till 24 år men lever sällan längre än 12 år. Tumlare lever inte i stora grupper, vanligtvis är det bara hona/or och kalv/ar eller en liten grupp på upp till åtta individer som förekommer i grupp. Men ibland ses stora antal tumlare tillsammans, det är då flera smågrupper som födosöker på samma ställe.

Tumlaren i Svenska vatten äter mest sill och skarpsill, men också olika torskfiskar, smörbultar och pirål [1]. Storleksordningen på fisken kan variera mellan 10-30 cm, beroende på bl.a. geografiskt område och ålder på tumlaren.

Tumlaren fridlystes i Sverige år 1973, men har ännu inte återhämtat sig i Östersjön. Den är klassad som sårbar på IUCNs rödlista. Den tillhör lagparagrafen Statens Vilt, och fynd av döda tumlare bör rapporteras till myndigheterna. Insamling av tumlare för olika forskningsprojekt har medfört att Naturhistoriska riksmuseet fått in prover av djur eller hela djur för obduktion och provtagning av olika organ till museets miljöprovbanks. I denna rapport har data sammanställs på djur som inkommit till museet mellan 1972 och 2013. Ett drygt tjugotal har inom åtgärdsprogrammet analyserats med avseende på klorerade, bromerade och fluorerade organiska miljögifter samt tennorganiska ämnen och tungmetaller.

1.2. Mål med studien

Målet med denna studie är att få information om miljögiftsbelastningen i tumlare från svenska vatten. Några miljögiftsanalyser på tumlare från svenska vatten har inte gjorts på många år, och flera av de ämnen som vi ingår i studien har inte analyserats i tumlare från svenska vatten någonsin. Eftersom tumlaren födosöker högt upp i den marina näringskedjan är det av stort intresse att analysera tumlare med avseende på persistenta miljögifter och för att övervaka belastningen av dessa ämnen.

2. Tumlare i Naturhistoriska riksmuseets samlingar

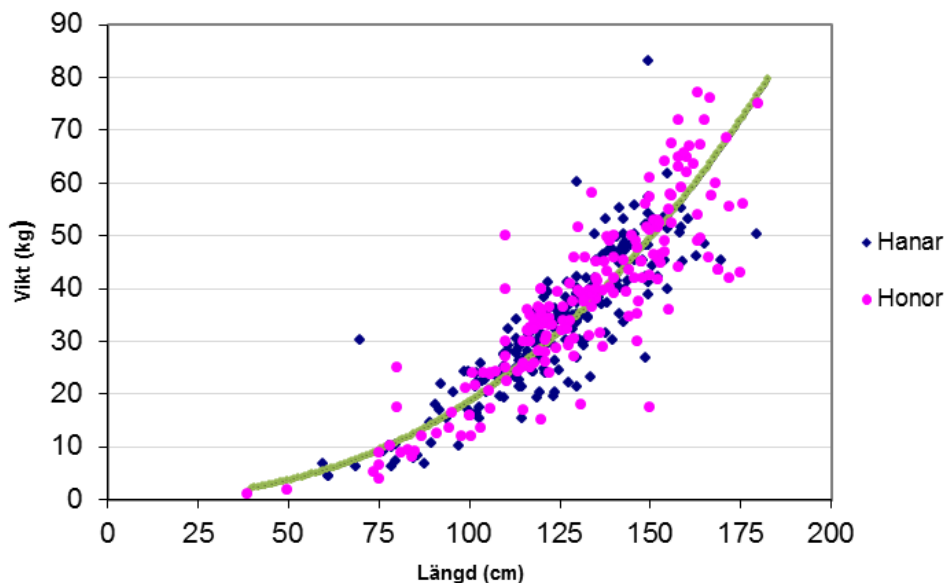
2.1 Antal tumlare i museets miljöprovbank, åldersindelning, kön

De flesta tumlare som återfinns och rapporteras från Östersjön skickas till Naturhistoriska riksmuseet (NRM) för provtagning och obduktion. Det rör sig om ytterst få djur, framför allt från södra Östersjön, och flera av dem kan ha kommit in till Östersjön med vattenströmmar efter att de har dött. I de flesta fall är dessvärre dessa djur kraftigt förruttnade varför en ordenlig obduktion är svår att genomföra. I vissa fall har endast skallen skickats in till museet. Tumlaren tillhör visserligen lagparagrafen om Statens Vilt, men alla hela tumlare funna döda på Svenska västkusten skickas inte regelbundet in till NRM på grund av bristande ekonomi. Naturhistoriska museet i Göteborg samlar in hela djur eller tar prover av dem i mån av tid och skickar dessa djur/prover med uppgifter om längd, vikt, kön etc till NRM. I vissa fall har man inte kunnat väga tumlaren (då den legat på en svårtillgänglig plats) och därför saknas en del data om vikt och i vissa fall saknas även uppgift om längd och kön. Göteborgs Naturhistoriska museum samlar även in hela djur som de skickar till NRM eller SVA för obduktion. Även Havets Hus i Lysekil har varit behjälpliga, liksom Kristinebergs Marina Forskningsstation.

I riksmuseets miljöprovbank finns prover från 230 hanar, insamlade mellan 1972 och 2013 med känd längd och vikt. Den längsta hanen var 180 cm lång och vägde 50 kg, och kom från Kattegatt. Den tyngsta hanen vägde 83 kg och var 150 cm lång, också den från Kattegatt.

I miljöprovbanken finns också 187 honor med känd vikt och längd, insamlade mellan 1977 och 2013. Det var ingen skillnad i storlek mellan könen i detta material (Figur 1). Den längsta honan var 180 cm och vägde 75 kg och kom från Öresund. Den tyngsta honan vägde 77,1 kg och var 163 cm lång och kom från Kattegatt.

Det förelåg inte heller någon skillnad i proportion mellan längd och vikt hos könen i tumlarna (variationsanalys, $p < 0,14$) och därför presenteras könen i samma diagram (Figur 1).

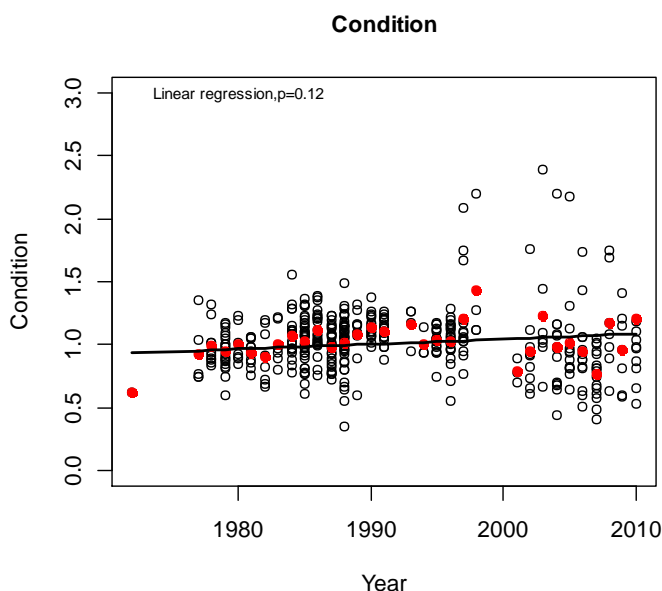


Figur 1. Förhållande mellan längd och vikt hos tumlare som inkommit till Naturhistoriska riksmuseet mellan 1972-2013 ($n=418$). Rosa cirklar är honor och blå cirklar är hanar. Längd/viktrelationen är bestämd utifrån en regression av $\log(\text{vikt})$ mot $\log(\text{längd})$ ($\text{vikt} = 0,00023 * \text{längd}^{2,45}$).

2.2. Dödsorsaker, späcktjocklek

De flesta tumlare som obducerats har drunknat i fiskeredskap. Det gäller även de som återfinns döda på stranden. Obduktion kan påvisa att djuret drunknat/kvävts, men det beror på hur pass färsk kroppen är. Alla tumlare i miljöprovbanken har inte obducerats, utan många har skickats in i delar.

Eftersom man noterat en minskning av späcktjockleken hos gråsäl i Östersjön på senare år så är det av intresse att se om detsamma kan ses hos tumlare. Vid en beräkning av kroppsindex (body condition index, BCI) av samtliga tumlare i NRM:s databas med känd längd och vikt ($n=443$) så framgår det att BCI inte har förändrats över tid de senaste dryga fyra decennierna (1972-2013). Det var ingen skillnad i späcktjocklek under året och därför ingår alla tumlare med känd längd och vikt i analysen (Figur 2).



Figur 2. Konditionsindex hos samtliga tumlare i riksmuseets miljöprovbank som har känd längd och vikt. Både hanar och honor ingår i analysen, som visar att konditionsindex inte har förändrats över tid. Fyllda röda cirklar indikerar medelvärdet för året.

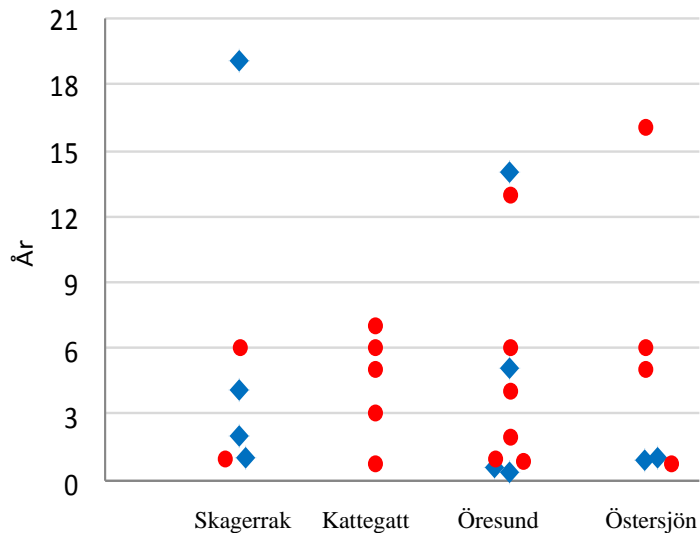
2.3. Maginnehåll

Maginnehållet från 31 tumlare insamlade under 2010-2012 har analyserats. Framför allt återfanns rester av torsk, sill, skarpsill, vitling, tobis, stubbar/bultar och bläckfisk i magarna. Tolv av magarna var helt tomma.

2.4 Tumlare analyserade för miljögifter

Inom ramen för Åtgärdsprogrammet har 27 tumlareprover analyserats med avseende på en rad olika miljögifter. Djuren kom från fyra olika områden: Skagerack, Kattegatt, Öresund samt

Östersjön, insamlade mellan 2005 och 2012 (se Bilaga 1). Tumlarna som ingår i gruppen från Östersjön, kommer från de södra, svenska delarna av Östersjön. Medelåldern på tumlarna från Skagerrak var 2,8 år, Kattegatt 6,7 år, Öresund: 4,7 år och Östersjön 5 år (Figur 3). Grupperna var inte statistiskt skilda åt åldersmässigt ($p=0,66$, Anova). Det äldsta djuret i studien var en hane på 19 år från Kattegatt, näst äldst var en hona om 16 år från Östersjön.



Figur 3. Ålder på de tumlare som har analyserats med avseende på miljögifter inom denna studie. Blå rektanglar representerar hanar och röda cirklar representerar honor.

ACES, Stockholms universitet har analyserat klorerade och bromerade ämnen i späck samt perflourerade ämnen i lever. Lunds universitet har analyserat tungmetaller i lever, och Eurofins har analyserat tennorganiska ämnen i lever. Christina Lockyer, Age Dynamics, har åldersbestämt djuren med hjälp av tandsnitt.

2.5. 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 [2]. I de fall där merparten av halterna ligger under detektionsgränsen så har ingen statistik genomförts. $P < 0,05$ har använts som gräns för statistisk signifikans, och $p = 0,05 - 0,10$ som tendens.

Varje ämne för sig testats med Single Factor ANOVA individuellt för att se om det är skillnad i halt mellan områdena. Principal Component Analys (PCA) har används för att se om mönstret i de olika ämnesgrupperna skiljer sig åt mellan de olika områdena.

Preliminära diagram av logaritmen av koncentrationen mot kvadratroten av åldern visade att förutsättning om linjäritet för regressionsanalysen var uppfylld. Relationen mellan miljögift och ålder kunde därefter analyseras med hjälp av linjär regression.

3. Analysresultat

3.1. Tungmetaller och spårämnen

Följande ämnen har analyserats i lever från 27 tumlare: Arsenik, kobolt, kadmium, koppar, krom, järn, kvicksilver, nickel, bly, antimon, selen, tenn, uran och zink. Halterna redovisas i $\mu\text{g/g}$ våtvikt (vv). En PCA (Principal Component Analysis) av samtliga tungmetaller visade att mönstret i metallkoncentrationerna inte skiljde sig mellan områdena (Bilaga 2). Nedan går samtliga metaller igenom mer i detalj.

3.1.1. Kvicksilver, selen, kadmium och bly

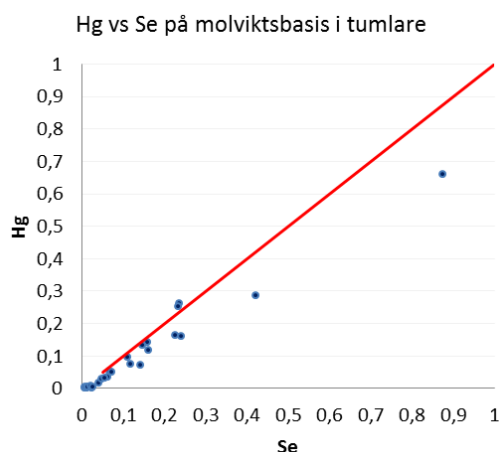
Halterna av kvicksilver i tumlarelever låg mellan 0,4 och 132 $\mu\text{g/g}$ vv. Halten av selen låg mellan 0,6 och 69 $\mu\text{g/g}$ vv. (Tabell 1). Det var ingen statistisk skillnad i halter mellan de fyra områdena ($p < 0,36$ Anova), men det fanns en tendens till högre halter i tumlare från Kattegatt.

| | min-max | Medel | SD |
|----|-------------|-------|------|
| Hg | 0,38-132 | 20 | 34 |
| Se | 0,63-69 | 10 | 17 |
| Cd | 0,0002-0,3 | 0,08 | 0,07 |
| Pb | 0,0001-0,06 | 0,01 | 0,01 |

Tabell 1. Kvicksilver, selen, kadmium och bly ($\mu\text{g/g}$ vv) i lever från 27 tumlare (Min, max, medel och standardavvikelse).

Koncentrationen av Hg och Se berodde på åldern av djuret. Halterna var högre ju äldre djuret var ($p < 0,001$), Bilaga 3. De högsta halterna av Hg och Se hade en 16-årig hona från Östersjön (132 resp 69 $\mu\text{g/g}$ vv), och näst högsta halter hade en 7-årig hona från Kattegatt (57 resp 33 $\mu\text{g/g}$ vv).

Det fanns en stark korrelation mellan kvicksilver och selen. I samtliga tumlare med undantag av två var halterna av selen på molviktsbasis något högre än kvicksilver, vilket betyder att det fanns ett litet överskott av selen. I två fall överskred kvoten mellan Hg och Se 1, det var i en 14 årig hane från Öresund (51 $\mu\text{g/g}$ Hg vs 18,5 $\mu\text{g/g}$ Se) och en 5 årig hane från samma område (52 $\mu\text{g/g}$ Hg vs 18,7 $\mu\text{g/g}$ Se) och det tyder på att dessa två hade ett överskott av Hg jämfört med Se – övriga tumlare hade ett överskott av selen som därmed kan vara tillgängligt för andra funktioner (Figur 4).



Figur 4. Koncentrationen av Hg vs Se på molviktsbasis. Röd linje indikerar ett 1:1 förhållande. Två av tumlarna låg över denna linje och flera låg nära.

Generellt var halterna av både kadmium och bly låga i tumlarena, och det var ingen statistisk signifikant skillnad i halt mellan områdena ($p < 0,47$ resp $0,84$ ANOVA). Högsta halten av Cd ($0,27 \mu\text{g/g}$ vv) hade en 7-årig hona från Skagerrak, och den högsta halten Pb ($0,06 \mu\text{g/g}$ vv) hade en 16-årig hona från Östersjön (Tabell 1 samt Bilaga 3). Koncentrationen av både Cd och Pb ökade med ökad ålder ($p = 0,0009$ resp $0,0011$) (Bilaga 3).

3.1.2. Aluminium, arsenik, kobolt, krom, koppar, järn, nickel, antimon, tenn, uran och zink

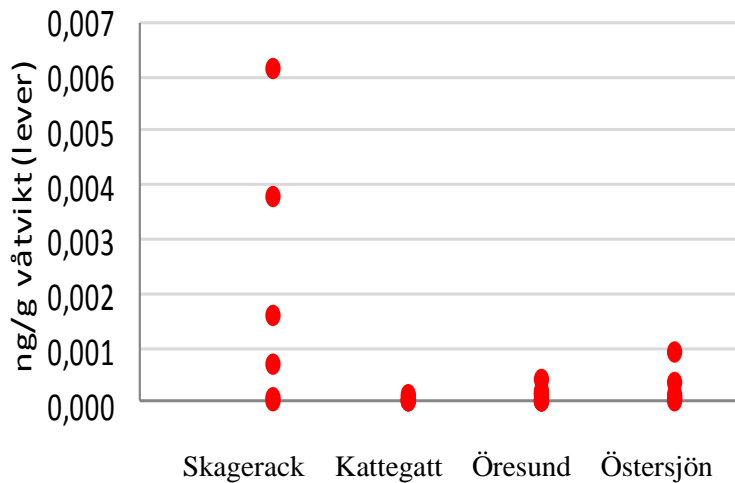
Aluminium (Al), Arsenik (As), Kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), nickel (Ni), antimon (Sb), tenn (Sn), uran (U) och zink (Zn) analyserades i tumlarelever, se Tabell 2. Halterna redovisas i $\mu\text{g/g}$ vv.

| | min-max | medel | SD |
|----|------------|-------|-------|
| Al | 0,06-4,3 | 0,9 | 0,9 |
| As | 0,13-1,6 | 0,47 | 0,3 |
| Co | 0,0-0,01 | 0,01 | 0,0 |
| Cr | 0,00-0,6 | 0,1 | 0,1 |
| Cu | 1,5-34 | 9,3 | 6,7 |
| Fe | 45-630 | 340 | 150 |
| Ni | 0,00-1,1 | 0,17 | 0,27 |
| Sb | 0,00-0,004 | 0,001 | 0,001 |
| Sn | 0,02-0,5 | 0,14 | 0,11 |
| U | 0,00-0,01 | 0 | 0 |
| Zn | 24-220 | 67 | 49 |

Tabell 2. Koncentrationer av aluminium, arsenik, kobolt, krom, koppar, järn, nickel, tenn, antimon, uran och zink ($\mu\text{g/g}$ vv) i lever från 27 tumlare (Min, max, medel och standardavvikelse).

Halterna av aluminium, arsenik, kobolt, krom och koppar visade ingen skillnad mellan områdena ($p < 0,46$, $0,80$, $0,79$ resp $0,94$, ANOVA). Detsamma gäller för järn ($p < 0,37$), nickel ($p < 0,77$), antimon ($p < 0,25$), tenn ($p < 0,81$) och zink ($p < 0,17$). Uran låg under detektionsgränsen i sju av tumlarna och uppmättes i låga halter i övriga djur. Halterna av uran låg under detektionsgränsen i en av sex tumlare från Skagerrak, en av fem från Kattegatt, fyra av tio från Öresund samt en av sex från Östersjön. Halterna av uran var högst i tumlare från

Skagerrak. De två tumlare med högst halt uran kom bägge från Skagerrak (0,004 resp 0,006 ng/g vv, se Figur 5).



Figur 5. Uran i tumlare från Skagerrack, Kattegatt, Öresund och Östersjön (ng/g vv, i lever.)

Koncentrationen av Cr och Cu minskade i tumlare med stigande ålder ($p=0,001$ resp $0,036$), och Sn ökade med stigande ålder ($p<0,003$) till skillnad från övriga ämnen som inte ändras med åldern (p -värden mellan $0,17$ och $0,90$, se Bilaga 4).

3.2. Klorerade och bromerade ämnen

Späck från 25 tumlare samt två mjölkprover har analyserats inom detta projekt: sju konjener av PCB (CB nr 28, 52, 101, 118, 153, 138+163 och 180), p,p' -DDT och dess nedbrytningsprodukter p,p' -DDD och p,p' -DDE, HCB, α -HCH, β -HCH och lindan. Dessutom analyserades sex bromerade ämnen som ingår i brandskyddsmedel: BDE-47, -99, -100, -153, -154 samt HBCDD. En PCA av samtliga ämnen visade att mönstret i koncentrationerna inte skiljde sig mellan områdena (Bilaga 5). Nedan går samtliga ämnen igenom mer i detalj.

3.2.4. Klorerade ämnen

Det förelåg ingen skillnad i halter mellan områdena för dessa ämnen (p -värden mellan $p=0,64-0,75$, ANOVA). Några av ämnena var mycket låga i tumlarna: CB-28, lindan, α -HCH och β -HCH låg i nästan samtliga fall under detektionsgränsen och därför har de inte behandlats statistiskt.

Halterna av sPCB (i detta fall summan av CB101+118+153+138+163+180) låg mellan 1000 och 38 000 ng/g fettvikt. Se Tabell 3 för min, max och standardavvikelse för de olika kongenerna. Den högsta halten hade det äldsta djuret i studien, en 19-årig hane från Skagerrack år 2011. Lägst hade en 7-årig hona från Kattegatt år 2007. CB-153 stod för hälften av sPCB (49%), och därefter kom CB-138+163 (30%). Minst andel stod CB-52 och -101 för (4%). Halterna av flera kongener var högre i äldre djur, mest tydligt hos hanar.

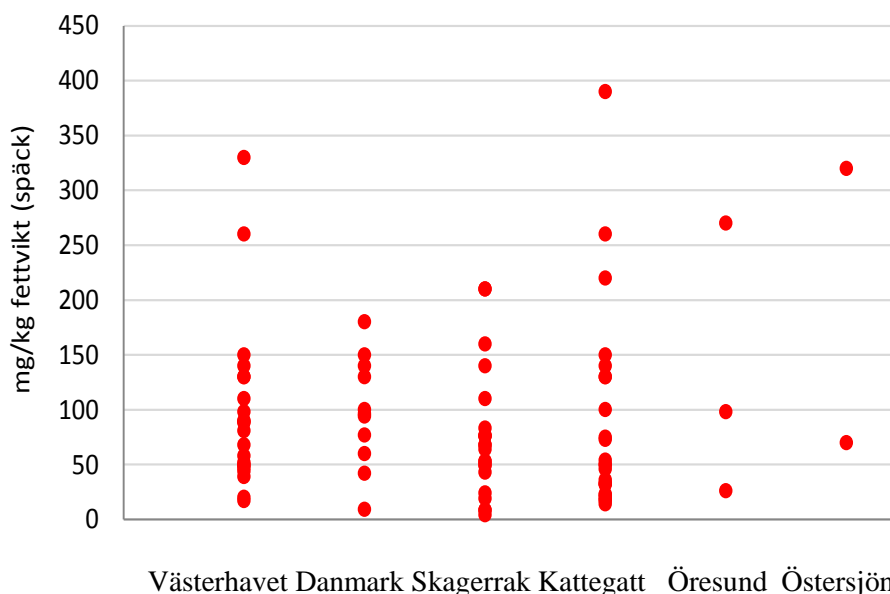
p,p' -DDT fanns i mätbara halter i 22 av 25 tumlare, i halter mellan 120-1700 ng/g fv. Mellan 0-17% av sDDT (p,p' -DDT+ p,p' -DDE+ p,p' -DDD) utgjordes av p,p' -DDT. Halterna av

sDDT låg mellan 570-12 700 ng/g fv. Den högsta halten sDDT hade den 19-årige hanen från Skagerack 2011, och näst högst hade en årsunge från Östersjön 2007. Lägst hade en 7-årig hane från Kattegatt (2007) och en årsunge från Östersund 2010. Varken HCB, *p,p'*-DDE eller *p,p'*-DDT ändrades med ökad ålder, men *p,p'*-DDD var nästan signifikant ($p < 0,06$).

| | min-max | medel | SD |
|------------------|-----------|-------|------|
| CB-28 | ud | | |
| CB-52 | 36-994 | 216 | 206 |
| CB-101 | 52-599 | 247 | 115 |
| CB-118 | 90-3460 | 441 | 655 |
| CB-153 | 442-21115 | 2992 | 3994 |
| CB-138+163 | 288-12553 | 1838 | 2356 |
| CB-118 | 100-4050 | 514 | 757 |
| <i>p,p'</i> -DDD | 420-7944 | 2385 | 1664 |
| <i>p,p'</i> -DDE | 92-2995 | 632 | 570 |
| <i>p,p'</i> -DDT | 61-1716 | 348 | 355 |
| HCB | 1,6-2,7 | 2,1 | 0,3 |

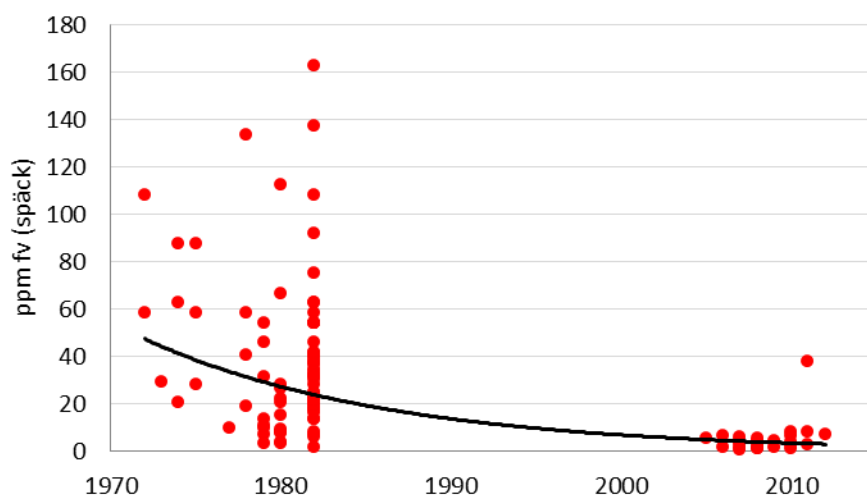
Tabell 3. Min, max, medel och standardavvikelse för klorerade ämnen i tumlare (späck, ng/g fettvikt). Ud= under detektionsgränsen.

Tidigare har späck från 85 tumlare insamlade 1972-1983 analyserats med avseende på sPCB och sDDT. Tumlarna kom från 6 områden: Västerhavet, Jylland/Danmark, Skagerrak, Kattegatt, Öresund samt Östersjön. Inte heller då förelåg någon skillnad i halt mellan områdena (Figur 6). Analyserna genomfördes på en s.k. packad kolonn, som inte separerar de olika CB-kongenerna [3]. Den analysmetod som används efter 1992 baseras på en gaskolonn GC och separerar de individuella kongenerna mycket bättre [4]. sPCB analyserad på packad kolonn redovisar summan av topp 3 samt 7-14 (varje topp inkluderar flera kongener). För att sammanföra gamla analysresultat med nya så bör man analysera åtminstone 10 djur med bägge analysmetoderna för att se om de korrelerar. Så har inte skett för tumlare, men väl för några andra arter, bland annat gråsäl i Östersjön. Summan av de största kongenerna analyserade på packad kolonn (sPCB)/2,4 visade sig motsvara summan av CB-138+153+180 analyserade på kapillär kolonn [5] i gråsäl.



Figur 6. sPCB analyserade i ett tidigare projekt, i 85 tumlare från 1974-1983 (mg/kg fettvikt, späck)

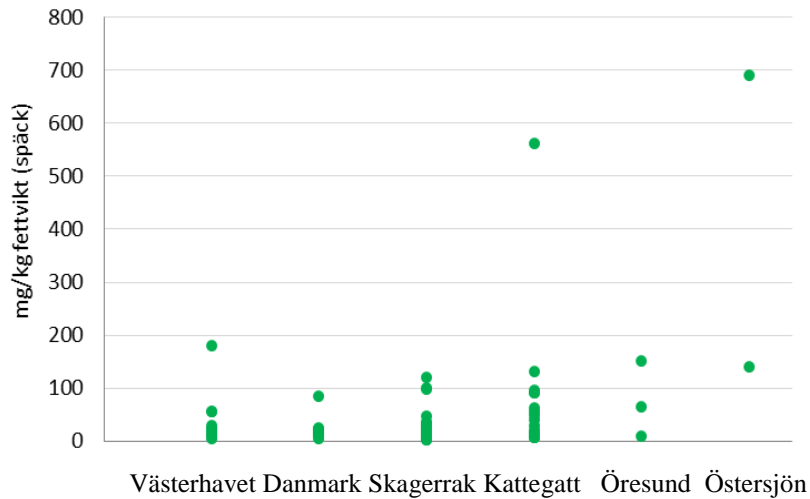
För att se hur halterna av sPCB ser ut över tid så gjordes en regression på loggade värden över tid, baserat på äldre ej publicerat material (sPCB/2,4) och resultaten från denna studie sCB-138, 153 + 180). Halterna visade på en minskande trend, med 6,9% årligen ($p < 0,001$), se Figur 7. Denna trend får ses som ytterst preliminär, eftersom den inkluderar tumlare från olika områden och ålder samt två analysmetoder. Dock är minskningshalten liknande vad som ses för andra djur så den är säkerligen inte alltför långt ifrån sanningen.



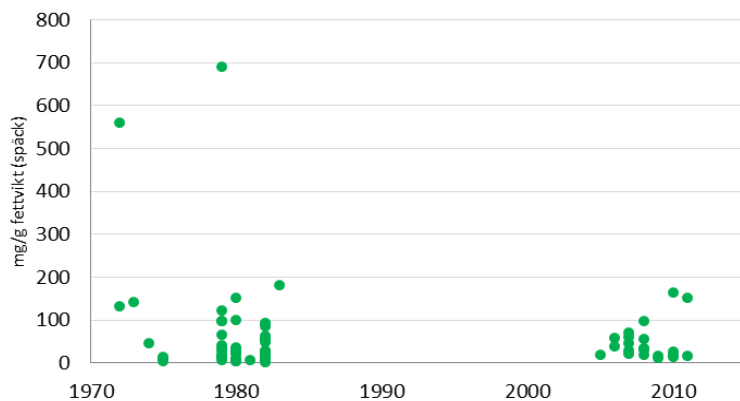
Figur 7. sPCB i 110 tumlare (späck) insamlade mellan 1972 och 2012. Resultaten från 1974-1983 baseras på packad kolonn GC och senare data på kapillärkolonn GC. För att få jämförbara resultat har sPCB på packad kolonn delats med 2,4 och resultaten från senare tid består av summan av CB-138+153+180.

Tumlare från 6 områden har analyserats med avseende för sDDT tidigare, samma djur som analyserats för sPCB (Figur 8).

Analysmetoden för DDT har precis som för PCB ändrats efter 1992, men här tyder data från gräsäl på att det inte är någon skillnad mellan analysmetoderna (packad vs kapillärkolonn) och därför lades data från 1972-1983 ihop med data från denna studie. Här visar det sig att sDDT inte har förändrats över tid. (Figur 9).



Figur 8. sDDT analyserade i tumlare insamlade mellan 1974-1983 (mg/kg fettvikt.) från Danmark (Västerhavet och "Jylland/Danmark"), Skagerrak, Kattegatt, Öresund och Östersjön.



Figur 9. Halterna av sDDT (mg/kg fettvikt) har inte minskat signifikant över tid i tumlare.

Inom studien analyserades mjölk från en lakterande hona samt späck från henne med avseende på klorerade och bromerade ämnen. Även späck från en diande kalv analyserades samt ren mjölk som fanns i dess mage. Kvoten för de olika kongenerna visar att halten av *p,p'*-DDE, *p,p'*-DDT och flera av PCB-erna var ungefär dubbelt så hög i mjölken som i honans späck. I kalven visade det sig att den hade ca dubbelt så hög halt av ffa *p,p'*-DDE, *p,p'*-DDT, CB-118 och CB-153 som i mjölken. (Tabell 4). Det visar att en stor överföring av dessa fettlösliga ämnen sker från mamma till kalv.

| | DDE | DDT | CB-28 | CB-52 | CB-118 | CB-153 | CB-(138+163) | CB-180 |
|-------------------------|------|------|-------|-------|--------|--------|--------------|--------|
| Kvot mjölk/späck (hona) | 2,07 | 2,59 | 2,79 | 1,30 | 1,42 | 1,47 | 1,83 | 1,94 |
| Kvot späck/mjölk (kalv) | 2,24 | 2,49 | 1,20 | 1,19 | 2,23 | 1,91 | 1,44 | 1,48 |

Tabell 4. Kvoten av olika klorerade kongener i mjölk resp späck av en lakterande hona, samt i kalven jämfört med mjölk den hade i magen.

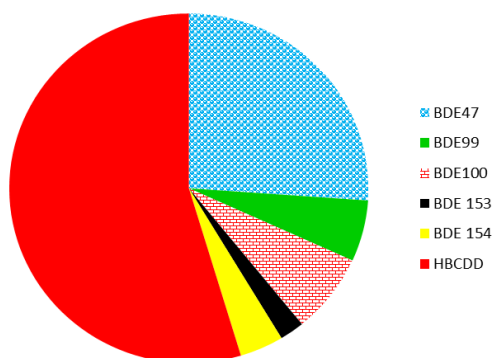
3.3 Bromerade ämnen

Det förelåg ingen skillnad i halt mellan områdena (p-värden mellan $p < 0,45-0,72$, ANOVA), se Tabell 5. Koncentrationen BDE-154 ökade signifikant med ökad ålder ($p = 0,010$), och HBCDD nästan signifikant ($p = 0,052$). I övrigt fanns inga samband mellan BDE och ålder ($p = 0,44-0,99$).

| | BDE-47 | BDE-99 | BDE-100 | BDE-153 | BDE-154 | HBCDD |
|---------|--------|--------|---------|---------|---------|--------|
| min-max | 33-315 | 5-74 | 9-102 | 1,0-30 | 3-42 | 54-507 |
| medel | 106 | 23 | 30 | 9 | 16 | 222 |
| SD | 63 | 17 | 21 | 8 | 11 | 118 |

Tabell 5. Bromerade ämnen i tumlare (späck). Min, max, medel och standardavvikelse. Halterna visas på fettviktsbasis, ng/g.

BDE-47 stod för ca en fjärdedel av sPBDE + HBCDD i tumlare i denna studie (se Figur 10). Högst halt av BDE-47 hade en årsunge från Östersjön (315 ng/g fv), och näst högst halt hade en tvååring från Skagerack. Lägst halt (33 resp 36 ng/g fv) hade en 5-årig hona från Östersjön, och en 7-årig hona från Kattégatt. Halten av HBCDD utgjorde drygt hälften av de bromerade ämnena (Figur 10). Högst halt HBCDD hade en 19-årig hane från Skagerack (507 ng/g fv).



Figur 10. Medelvärden för de olika bromerade kongenerna i tumlare. BDE-47 står för ca hälften av alla kongener.

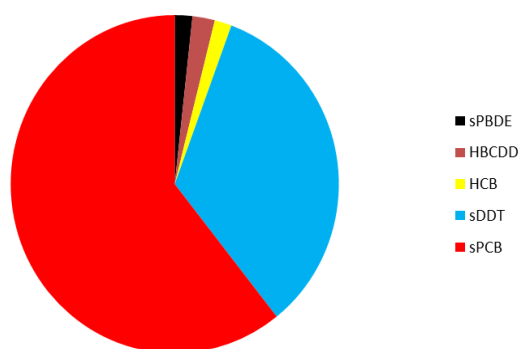
Späck och mjölk från en lakterande hona analyserades även för bromerade ämnen, liksom späck från en diande kalv samt ren mjölk som fanns i dess mage. Kvoten för de olika bromerade kongenerna visar att halterna var lägre i mjölk jämfört med honan, till skillnad från

de klorerade ämnena. Men, i likhet med de klorerade så var även bromerade ämnen högre i kalven jämfört med mjölken i dess mage. (Tabell 6).

| | BDE-47 | BDE-99 | BDE-100 | BDE-153 | BDE-154 | HBCDD |
|-------------------------|--------|--------|---------|---------|---------|-------|
| Kvot mjölk/späck (hona) | 0,77 | 0,50 | 0,62 | 0,47 | 0,59 | 0,36 |
| Kvot späck/mjölk (kalv) | 2,21 | 1,99 | 1,79 | 1,27 | 1,09 | 2,01 |

Tabell 6. Kvoten av olika bromerade kongener i mjölk resp späcket av den lakterande honan, samt i kalven jämfört med mjölk den hade i magen.

Fortfarande utgör sPCB (61%) och därefter sDDT (34%) de högsta halterna av de fettlösliga ämnena i tumlare trots att de har varit förbjudna i över fyra årtionden. Cirkeldiagrammet nedan visar medelhalterna för sPBDE, HBCDD, HCB, sDDT och sPCB (Figur 11).



Figur 11. Cirkeldiagram med medianhalterna av sPBDE (BDE-47, -99, -100 och -153), HBCDD, HCB, sDDT (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD) och sPCB (CB-52, -101, -118, -153, -138, -163, -180).

3.4 Perfluorerade ämnen

Inom åtgärdsprogrammet har lever från 24 tumlare analyserats med avseende på 15 perfluorerade ämnen: perfluorerade karboxylsyror PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFTeDA, PFPeDA, PFBS samt de perfluorerade sulfonsyror PFHxS, PFOS, PFDS och FOSA. Av dessa låg PFHxA, PFHpA och PFBS under detektionsgränsen i samtliga prover (0,1 ng/g vv) och PFHpA under detektionsgränsen (0,08) i alla utom fyra prov. I elva tumlare låg halten av PFOA under detektionsgränsen, (0,3 ng/g vv, se Tabell 7). En PCA av samtliga ämnen visade att mönstret i koncentrationerna inte skiljde sig mellan områdena (Bilaga 6).

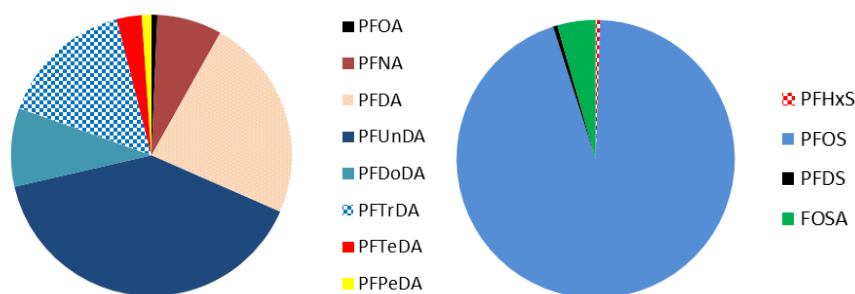
Det förelåg ingen skillnad i halter mellan områdena ($p < 0,53-0,95$, ANOVA). PFOS var det ämne som visade på de allra högsta koncentrationerna. Det stod för drygt 90 % av halten perfluorerade sulfonsyror.

Bland de perfluorerade karboxylsyrorna stod PFDA, PFUnDA och PFTrDA för den största andelen (ca 80%) (Figur 12). Högst halt av PFUnDA och PFTrDA hade en årsunge från Öresund, tätt följt av en 4-årig hona från Skagerrak. Lägst halt av PFUnDA hade två 5-6 åriga honor från Kattegatt och Skagerrak. Lägst halt av PFTrDA hade en 19-årig hane från Skagerrak.

| | PFOA | PFNA | PFDA | PFUnDA | PFDoDA | PFTrDA | PFTeDA | PFPeDA | PFHxS | PFOS | PFDS | FOSA |
|---------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|
| min-max | 0,1-1,6 | 0,5-34 | 2,8-78 | 5,6-88 | 1,4-19 | 2,7-25 | 0,5-4,8 | 0,2-1,7 | 0,1-11 | 58-1440 | 0,3-11 | 1,7-93 |
| medel | 1 | 5 | 16 | 28 | 6 | 11 | 2 | 0,8 | 1,3 | 340 | 1,9 | 16 |
| SD | 0 | 7 | 16 | 22 | 5 | 7 | 1 | 0,40 | 2,3 | 340 | 2,3 | 24 |

Tabell 7. Perfluorerade ämnen i tumlare (lever, ng/g vv). Min och maxvärde redovisas, samt medelvärde och standardavvikelse (SD).

Flera av ämnena var starkt korrelerade till varandra. Halterna av PFOS uppgick till 1440 ng/g vv, med ett medelvärde på 340 ng/g vv (Tabell 7). Högst halt av PFOS hade årsungen från Öresund, tätt följt av en 4-årig hona från Skagerrak, d.v.s. de tumlare som hade de högsta halterna av karboxylater. Lägst halt hade en femårig hona från Östersjön, och en sexårig hona från Skagerrak.



Figur 12. Medelhalter av de olika karboxylaterna (vänster) och sulfonaterna (höger) i tumlarelever.

Flera av ämnena visade på signifikant minskande halter med ökad ålder: PFDoDA ($p < 0,03$), PFTrDA ($p < 0,03$), PFTeDA ($p < 0,04$) och PFHxS ($p < 0,04$). PFUnDA och PFDS visade på nästan signifikant minskning med ökad ålder ($p < 0,08$ resp $0,10$). Ingen trend sågs för övriga ämnen ($p = 0,12-0,44$, se Bilaga 7 och 8).

3.6 Tennorganiska ämnen

Inom åtgärdsprogrammet har lever från 22 tumlare analyserats med avseende för flera tennorganiska substanser: Tributyltenn (TBT), Dibutyltenn (DBT), Monobutyltenn (MBT), Monooktyltenn (MOT), Dioktyltenn (DOT), Trifenyltenn (TPhT) samt Tricyklohexyltenn (TCHT). Halterna redovisas i ng/g vv. (Tabell 8).

| | TBT | DBT | MBT | summa TBT+DBT+MBT) | TPhT |
|---------|----------|---------|---------|-----------------------|---------|
| min-max | u.d.-166 | 6,4-346 | u.d.-29 | 13,5-541 | 1,3-166 |
| medel | 35 | 89 | 8,9 | 133 | 35 |
| SD | 38 | 93 | 7,6 | 131 | 38 |

Tabell 8. Halter av tennorganiska ämnen i tumlare (lever). Min-max, medelvärde samt standardavvikelse. Halterna visas i ng/g våtvikt.

MOT, DOT och TCHT låg under detektionsgränsen i samtliga prover. Det förelåg ingen skillnad i halt mellan de fyra områdena för de övriga ämnena (ANOVA, $p=0,28-0,92$). DBT återfanns i de högsta halterna, och därefter TBT och sedan MBT. I sex tumlare låg halterna av MBT under detektionsgränsen och i tre av tumlarna låg halten TBT under detektionsgränsen. Kvoten TBT/summa (TBT, DBT och MBT) låg i medeltal på 0,3 (0,1-0,7).

Koncentrationen av MBT ökade med stigande ålder ($p=0,02$) och en stark trend sågs för TBT och DBT ($p=0,053$ och $p=0,084$, se Bilaga 9). PThT ändrades inte med ökad ålder ($p=0,27$).

4. Sammanfattning/diskussion

Denna rapport redovisar data om ett stort antal miljögifter i tumlare från de senaste åren (2006-2012). De flesta ämnena som analyserats är mycket stabila (persistenta) och giftiga. En del av dem är naturligt förekommande (t.ex. metaller) men som dessutom sprids med människans hjälp. Flera av dem är fettlösliga (de klorerade och bromerade ämnena) och återfinns framför allt i fettrika organ som t.ex. späck. Andra betar sig annorlunda, de perflourerade ämnena och de tennorganiska ämnena binds till proteiner och blodrika organ, och därför har dessa ämnen analyserats i lever. Eftersom metallerna framför allt binds till lever och njure har även dessa ämnen analyserats i lever.

Tumlarna kom från fyra olika områden: Skagerrak, Kattegatt, Öresund och Östersjön. De flesta tumlare som inkommit till NRM är från Öresund; och endast ett fåtal djur från Östersjön har påträffats döda de senaste åren. Medelåldern för tumlare från de olika områdena var ungefär densamma. Äldst var en 19-årig hane från Skagerrak, och han visade sig ha de högsta halterna av klorerade och bromerade ämnen, men också lägst av flera av de perflourerade ämnena.

Det var ingen geografisk skillnad mellan områdena för något av de analyserade ämnena. Huvudsyftet med studien var att få en baslinje över nivåerna av miljögifter i tumlare.

Man kan inte utesluta, utan snarare förvänta sig, synergistiska effekter av olika miljögifter, s.k. cocktaileffekter. Flera av gifterna förmodas ha liknande negativa effekter på djurens hälsa. Det finns inga säkra tröskelhalter för när ett visst miljögift ger en negativ effekt på tumlare, men djurförsök på laboratoriedjur kan ge viss information även om det naturligtvis inte går att "översätta" resultaten rakt av.

4.1 Metaller och spårämnen

Studier på tumlare har visat på ett samband mellan höga halter av flera metaller och lägre motståndskraft mot sjukdomar och ökad förekomst av parasiter och lunginflammation [6, 7].

Den högsta halten kvicksilver i denna studie låg över det värde som kan ge skador hos marina däggdjur (i.e. 100-400 $\mu\text{g/g}$ v.v., [8]), och ytterligare tre djur låg nära värdet. Medelhalten av kvicksilver i denna studie var högre än halterna i tumlare från Nordsjön [9] och Svarta Havet [10] men liknande halterna hos tumlare i Nederländska vatten och i Irländska sjön [9]. Två av tumlarna hade högre halt kvicksilver jämfört med selen på molviktbasis, vilket indikerar ett överskott av kvicksilver och kanske selenbrist, som i sig kan ge negativa effekter. I en europeisk studie där 102 tumlare undersöktes fann man att alla utom 7 individer (93%) hade ett överskott av selen i förhållande till kvicksilver [3]. I studien, som analyserade både lever och njure, fann man att kvoten Hg/Se på molarbasis låg mellan 0,16 och 1,27. De sju djur i

studien som hade en kvot över 1 kom från fyra olika områden (norra och södra Nordsjön, nordvästra Skotland och Irländska sjön). De flesta av dem (73%) hade en kvot understigande 0,8. Det är liknande vad som redovisas i denna studie: kvoten Hg/Se på molviktsbasis mellan låg 0,08-1,1. Merparten av tumlarna i denna rapport hade en kvot under 0,8 (81%).

Halterna av kadmium och bly var mycket låga. Kadmiumhalterna låg långt under effektnivåer i marina däggdjur, där tröskelvärdet för leverskada för marina däggdjur misstänks ligga på 200 µg/g vv [11].

Zink är viktig för immunsystemet, och förhöjda halter av zink i lever hos tumlare har associerats med nedsatt hälsa och lunginflammation [12]. Halter över 100 µg/g vv har föreslagits vara förhöjda [13] och tre tumlare i denna studie hade halter över denna ”tröskel” (en 6-åring och en 1-åring från Öresund och en 2-åring från Skagerack). Dödsorsaken hos två av dem är okänd, den ena samlades in i samband med en epizooti 2007 då knobbsäl och tumlare hade förhöjda dödstal i en okänd lungsjukdom [14]. Tyvärr var ingen av dem obducerade.

4.2 Klorerade och bromerade substanser

Olika laboratorieförsök på mink t.ex. visar på en försämrad reproduktion och ungförelivnad vid mellan 2000 och 65 000 ng PCB/g fett [15-18].

I en studie från England och Wales visade att tumlare som dött en traumatisk död (framför allt bifångst) var friskare och hade lägre halter av PCB (i snitt 14 000 ng/g fv) än de som dött i infektionssjukdomar (som hade i snitt 31 000 ng/g fv PCB), och de hade dessutom fler parasiter [19]. Skillnaden i halt kunde inte relateras till ålder eller kön. Förhöjda halter av PCBs var också associerade med nedsatt immunförsvar hos tumlare i Storbritannien [20]. Experimentella studier på knobbsäl i Holland visade att sälarna hade försämrad reproduktion vid 25 000 ng/g fv i blodet [21, 22]. Andra studier på mink visar att de får försämrad reproduktion vid 12 500 ng/g fv [23] resp 40 000-60 000 ng/g fv PCB och minskad valpvikt vid 2400 ng/g fv PCB [18]. Kannan med flera har rapporterat en tröskelnivå på 17 000 ng/ för effekter av sPCB på reproduktionen hos akvatiska däggdjur [24].

I denna studie låg halterna av sPCB mellan 1000-38 000 ng/g fv (summan av kongenerna CB-101, 118, 138,163 och 180, medeltal 5000 ng/g fv), dvs ofta något lägre halter än vad som ger reproduktionsskador hos flera akvatiska däggdjur. Summa-PCB beräknas dock på lite olika sätt så studierna är inte helt jämförbara. Hanar visade på en ökning i halt med ökad ålder för de klorerade ämnena, men ett sådant mönster sågs inte hos honorna. Det är välkänt att fettlösliga klorerade substanser följer med mjölken under laktationen, och därmed avgiftas honan och det sågs också i det mamma-mjolkprov som också analyserades inom studien där mjölken från en lakterande hona hade dubbelt så höga halter som i hennes späck. Trots att materialet är mycket litet i denna studie så framkommer det tydligt. De bromerade ämnena visade däremot inte på någon tydligt samband med åldern, endast BDE-154 ökade signifikant med ökad ålder och HBCDD nästan signifikant. I mjolkprovet var halterna av dessa ämnen lägre än i den lakterande honans späck.

I en tidigare studie av tumlare från Svenska vatten framkom att det var högre halter av både PCBs och DDTs och PCDD/F i tumlare från Östersjön [25] men det kunde inte påvisas i detta material. Det kan dock bero på att det var få Östersjötumlare i studien och de kom från södra och sydvästra delarna av Svenska Östersjöskusten, och dessa djur har säkerligen inte uppehållit

sig i Östersjön så länge, samt att materialet i denna studie inte är så stort. Halterna av PCB i den tidigare studien var baserad enbart på hanar och med djur som påträffats längre in i Östersjön.

Det verkar som om sPCB har minskat över tid, när resultat från 1972-1983 lades ihop med resultat från denna studie. Däremot visade sDDT inte på någon minskning, något som inte var förväntat och kan inte förklaras. Men två olika analysmetoder har använts för att beräkna sPCB och sDDT och för att få säkrare resultat borde de två analysmetoderna först jämföras med att t.ex. tio tumlare analyseras med båda metoderna för att se om metoderna är jämförbara.

Halterna av BDE-47 var ca 30 gånger högre i tumlare jämfört med sill och strömming från Svenska vatten och 5-10 gånger högre än i sillgrissleägg från Stora Karlsö [26]. Halten av HBCDD var ungefär lika hög som summan av de övriga BDE i tumlarna. Det är ett liknande mönster som hos gråsäl i Östersjön, men inte i utter (där ligger oftast HBCDD under detektionsgränsen). Halterna av HBCDD var liknande eller högre i tumlare från denna studie än i vuxna gråsälshanar från Östersjön (ej publicerat mtrl) och ca 20 gånger högre än sill och strömming från svenska vatten och liknande eller högre än i sillgrissleägg från Stora Karlsö.

Medianhalten av HBCDD i denna studie (200 ng/g fv) är i ungefär samma storleksordning som i tumlare från Spanien, men lägre än i tumlare från Skottland (medianer för olika områden: 800-5100 ng/g fv), Irland (1200 ng/g fv), Holland, Belgium och Frankrike (1100 ng/g fv) [27].

Intressant att notera att fortfarande än i dag 4 decennier efter förbuden av PCB och DDT så är halterna av avlagset mycket högre jämfört med PBDE och HBCDD.

4.3 Tennorganiska ämnen

Halterna av TBT och DBT i tumlare i denna studie var något lägre än i tumlare från Danmark och betydligt högre än i knobbsäl från Danmark [28]. Kvoten TBT/summa (TBT, DBT och MBT) låg i medeltal på 0,3 (0,1-0,7). Med andra ord utgör TBT (som är ursprungssubstansen) ca 30% av summan av TBT och metaboliterna DBT och MBT. Det ger en indikation om hur långt nerbrytningen har gått. I tumlare från Danmark var kvoten lägre, ca 20% [28]. I en studie från Svarta havet (1997) låg motsvarande kvot på 0,15 i tumlare. Halterna av TBT i denna studie ligger högre än den från Svarta Havet, medan halterna av DBT och MBT ligger lägre [29]. Trots det ligger halterna av TBT, DBT och MBT under de tröskelvärden som har associerats med leverskador och minskad immunförsvar hos labbråttor [30].

4.4. Perfluorerade ämnen

Halterna av PFDA är jämförbara med vad som rapporterats från gråsäl från Östersjön [31], men PFUnDA och PFTrDA ligger högre i tumlare än i gråsäl.

PFOS stod för drygt 90 % av halten perfluorerade sulfonsyror, ett mönster som är liknande vad som setts i arter som t.ex. svenska uttrar och gråsäl [31, 32] samt tumlare i danska vatten [33]. Halterna av PFOS uppgick till 1440 ng/g vv, med ett medelvärde på 340 ng/g vv. Det är liknande vad som rapporterats för gråsäl i Östersjön [31] men lägre än i svenska uttrar

[32], minst fem gånger högre än i vikare från Grönland, och ungefär likvärdigt eller något högre än i isbjörn [34].

5. Tack till:

Göteborgs Naturhistoriska museum: Stort Tack till Anders Nilsson och Friederike Johansson mfl som hjälpt till och samlat in döda tumlare. Tack även till alla privatpersoner som också hjälper till och skickar in tumlare och rapporter om levande tumlare. Även Havets Hus och Kristinebergs Marinbiologiska Laboratorium har hjälpt till att ta hand om döda tumlare.

Tack till Naturvårdsverket har finansierat projektet.

Statens Veterinärmedicinska Anstalt, SVA: patologerna Aleksija Neimane och Erik Ågren mfl har obducerat inkommande hela tumlare de senaste åren. Frank Rigét har hjälpt till med statistiken.

Tack även till Jill Öhlund Stavely som hjälpt till med kapitlet om tumlarebiologi och TBT, Inger Asker har hjälpt till med kapitlet om tungmetaller och Annika Strömberg som har gjort maganalyserna av de inkommande tumlarna.

6. Referenser

1. Börjesson, P., P. Berggren, and B. Ganning, *Diet of harbour porpoises in the Kattegat and Skagerrak Seas: Accounting for individual variation and sample size*. Marine mammal science, 2003. **19**(1): p. 38-058.
2. Helsel, D., *Nondetects and Data Analysis: Statistics for Censored Environmental Data*. 2005, New York.
3. Jensen, S., Reutergårdh, L., Jansson, B., *Analytical Methods for Measuring Organochlorines and Methyl Mercury by Gas Chromatography*. . FAO Fisheries Technical Paper, 1983(212): p. 21-33.
4. Eriksson, U., Häggberg, L., Kärsrud, A.-S., Litzén, K., Asplund, L., *Analytical Method for Determination of Chlorinated Organic Contaminants in Biological Matrices*. , in *ITM Report No 59*. 1997.
5. Roos, A., et al., *Improved reproductive success in otters (*Lutra lutra*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Sweden in relation to concentrations of organochlorine contaminants*. Environmental Pollution, 2012. **170**: p. 268-275.
6. Bennett, P.M., et al., *Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales*. Environmental Pollution, 2001. **112**(1): p. 33-40.
7. Siebert, U., et al., *Potential Relation Between Mercury Concentrations and Necropsy Findings in Cetaceans from sGerman Waters of the North and Baltic Seas*. Marine Pollution Bulletin, 1999. **38**(4): p. 285-295.
8. Wagemann, R., Muir, D.C.G. , *Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: overview and evaluation*. , in *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1984. p. 97.

9. Lahaye, V., et al., *Biological and ecological factors related to trace element levels in harbour porpoises (Phocoena phocoena) from European waters*. Marine Environmental Research, 2007. **64**(3): p. 247-266.
10. Joiris, C.R., et al., *Total and Organic Mercury in the Black Sea Harbour Porpoise Phocoena phocoena relicta*. Marine Pollution Bulletin, 2001. **42**(10): p. 905-911.
11. AMAP, *AMAP Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)*. 2005, Oslo, Norway. 265 pp.
12. Das, K., et al., *Ecological and pathological factors related to trace metal concentrations in harbour porpoises Phocoena phocoena from the North Sea and adjacent areas*. Marine Ecology Progress Series, 2004. **281**: p. 283-295.
13. Law, R.J., et al., *Concentrations of trace metals in the livers of marine mammals (seals, porpoises and dolphins) from waters around the British Isles*. Marine Pollution Bulletin, 1991. **22**(4): p. 183-191.
14. Härkönen, T., Bäcklin, B-M., Barret, T., Bergman, A., Corteyn M., Dietz, R., Harding, K.C., Malmsten, J., Roos, A., Teilman, J., *Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen*. The Veterinary Record, 2008. **April 26**: p. 1-2.
15. Wren, C.D., et al., *The effects of poly chlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination, on Mink. I: Uptake and toxic responses*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1987. **16**(4): p. 441-447.
16. Wren, C.D., et al., *The effects of poly chlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination on mink. II: Reproduction and kit development*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1987. **16**(4): p. 449-454.
17. Olsson, M. and F. Sandegren. *Is PCB partly responsible for the decline of the otter in Europe?* in *V International Otter Colloquium*. 1991. Hancesbuttel, Germany: Habitat.
18. Leonards, P.E.G., et al., *Assessment of experimental data on PCB-induced reproduction inhibition in mink, based on an isomer- and congener-specific approach using 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin toxic equivalency*. Environmental Toxicology and Chemistry, 1995. **14**: p. 639-652.
19. Jepson, P.D., et al., *Investigating potential associations between chronic exposure to polychlorinated biphenyls and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales*. Science of The Total Environment, 1999. **243–244**(0): p. 339-348.
20. Yap, X., Deaville, R., Perkins, M.W., Penrose, R., Law, R.J., Jepson, P. D., *Investigating links between polychlorinated biphenyl (PCB) exposure and thymic involution and thymic cysts in harbour porpoises (Phocoena phocoena)*. Marine Pollution Bulletin, 2012. **64**(10): p. 2168-2176.
21. Reijnders, P.J.H., *Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters*. Nature, 1986. **324**: p. 456-457.
22. Boon, J.P., et al., *The kinetics of individual polychlorinated biphenyl congeners in female harbour seals (Phoca vitulina), with evidence for structure-related metabolism*. Aquatic Toxicology, 1987. **10**(5–6): p. 307-324.
23. Brunström, B., et al., *Reproductive toxicity in mink (Mustela vison) chronically exposed to environmentally relevant polychlorinated biphenyl concentrations*. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001. **20**(10): p. 2318-2327.
24. K. Kannan, K., Blankenship, A., L., Jones P., D., and Giesy, G.P., *Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals*. Human and Ecological Risk Assessment, 2000. **6**(1): p. 181-201.
25. Berggren, P., et al., *Patterns and Levels of Organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in Male Harbour Porpoises (Phocoena phocoena) from the*

- Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the West Coast of Norway*. Marine Pollution Bulletin, 1999. **38**(12): p. 1070-1084.
26. Bignert, A., Danielsson, S., Faxneld, S., Miller, A., Nyberg, E., Berger, U., Nylund, K., Egebäck, A. -L., Haglund, P., *Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2013*. 2013, Swedish Museum of Natural History: Stockholm. p. 1-258.
 27. Zegers, B.N., et al., *Levels of Hexabromocyclododecane in Harbor Porpoises and Common Dolphins from Western European Seas, with Evidence for Stereoisomer-Specific Biotransformation by Cytochrome P450*. Environmental Science & Technology, 2005. **39**(7): p. 2095-2100.
 28. Strand, J. and J.A. Jacobsen, *Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters*. Science of The Total Environment, 2005. **350**(1-3): p. 72-85.
 29. Madhousree, B., Tanabe, S., Amaha Öztürk, A., Tatsukawa, R., Miyazaki, N., Özdamar, E., Aral, O., Samsun, O. and Öztürk, B., *Contamination by butyltin compounds in harbour porpoise (Phocaena phocaena) from the Black Sea*. Fresenius J. Anal. Chem., 1997. **359**: p. 244-248.
 30. AMAP, *AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic*. 2004, Oslo, Norway. 310.
 31. Kratzer, J., et al., *Temporal trends of polyfluoroalkyl compounds (PFCs) in liver tissue of grey seals (Halichoerus grypus) from the Baltic Sea, 1974–2008*. Chemosphere, 2011. **84**(11): p. 1592-1600.
 32. Roos, A., et al., *Increasing Concentrations of Perfluoroalkyl Acids in Scandinavian Otters (Lutra lutra) between 1972 and 2011: A New Threat to the Otter Population?* Environmental Science & Technology, 2013. **47**(20): p. 11757.
 33. Galatius, A., Dietz, R., Rigét, F F, Sonne, C, Kinze, C C,, Lockyer, C, Bossi, B. , *Temporal and life history related trends of perfluorochemicals in harbour porpoises from the Danish North Sea*. Marine Pollution Bulletin, 2011. **62**: p. 1476-1483.
 34. Rigét, F., et al., *Trends of perfluorochemicals in Greenland ringed seals and polar bears: indications of shifts to decreasing trends*. Chemosphere (Oxford), 2013. **93**(8): p. 1607-14.

Bilaga 1.

Tumlare analyserade inom ÅTG.

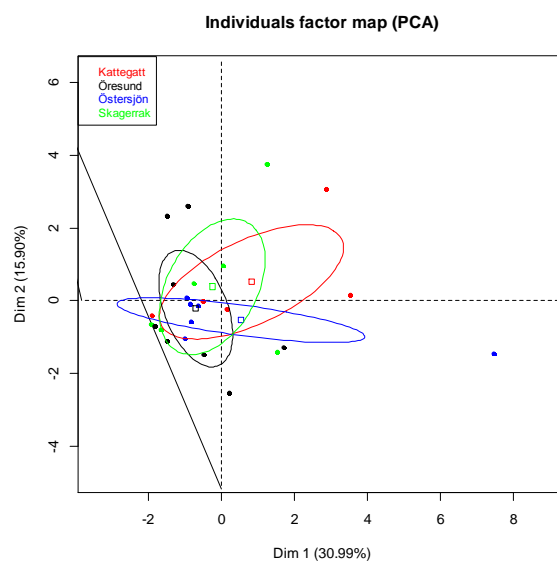
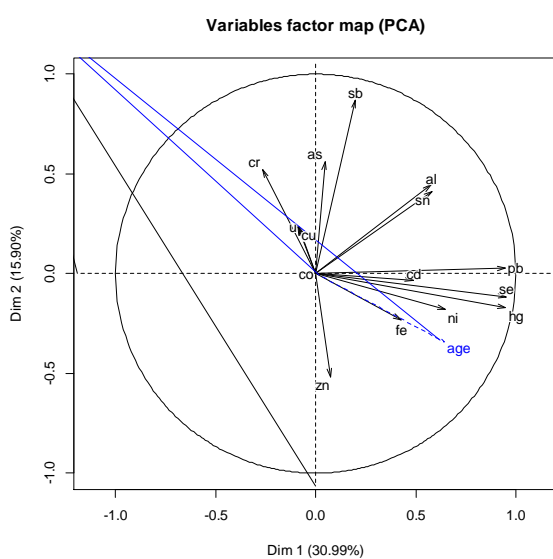
| Nummer | År | Lokal | Område | Ålder | Kön | Längd | Vikt | Dödsorsak |
|-------------|------|--|-----------|-------|------|-------|------|---------------------------|
| A2004/05183 | 2006 | Skagerrak | Skagerrak | 4 | Hane | 135,5 | 40,6 | Bifångst |
| A2007/05369 | 2007 | 13 sjömil V Marstrand | Skagerrak | 6 | Hona | 158 | 44,1 | Bifångst (trål) |
| A2005/05132 | 2005 | Saltö, Ängklåvbukten | Skagerrak | 2 | Hane | 121,5 | 23,8 | Trol bifångst |
| C2007/08063 | 2006 | Skogsskär, Saltöfjorden, Lysekil | Skagerrak | 1 | Hane | 109,5 | 24 | Trol bifångst |
| C2008/08899 | 2008 | Bovallastrand | Skagerrak | 1 | Hona | 113,5 | 24,3 | Okänd |
| C2010/10096 | 2010 | Halland | Kattegatt | 6 | Hona | 156 | 52,4 | Bifångst |
| C2012/00009 | 2011 | Gottskär, norra änden av Utholmen | Kattegatt | 19 | Hane | 154,5 | 45 | Okänd |
| C2010/10098 | 2010 | Varberg | Kattegatt | 3 | Hona | 144 | 43 | Trol bifångst |
| C2007/07615 | 2007 | Falkenberg | Kattegatt | 7 | Hona | 185 | | Okänd |
| C2010/10097 | 2010 | Väröbacka, Ringhals | Kattegatt | 0+ | Hona | 118 | 32,3 | Trol bifångst |
| C2009/04448 | 2009 | V om Vrångö | Kattegatt | 5 | Hona | 159,5 | 65,7 | Okänd |
| C2009/07366 | 2009 | Öresund, Malmö, Ribersborg | Öresund | 13 | Hona | | 43,5 | Bifångst |
| C2010/05196 | 2010 | Rå Vallar | Öresund | <1 | Hane | 104,5 | 22,3 | Trol bifångst |
| C2010/05197 | 2010 | Rå Vallar | Öresund | Kalv | Hane | 89,5 | 14,4 | Trol bifångst |
| C2007/07619 | 2007 | Örby, Helsingborg | Öresund | 6 | Hona | 172 | 42 | Okänd |
| C2007/07622 | 2007 | Rydebäck, Helsingborg | Öresund | 2 | Hona | 135 | 40 | Okänd |
| C2008/00004 | 2008 | Helsingborg | Öresund | 1 | Hona | 121 | | Okänd |
| C2008/00005 | 2008 | Helsingborg | Öresund | <1 | Hona | 126 | | Okänd |
| C2012/00002 | 2011 | Bunkeflo strand | Öresund | 5 | Hane | 136 | | Trol bifångst |
| C2012/00006 | 2012 | Nyhamnsläge, Höganäs kommun, Strandbaden | Öresund | 4 | Hona | 145 | | Okänd |
| C2012/00007 | 2011 | Höganäs kommun, Strandbaden, Nyhamnsläge | Öresund | 14 | Hane | 150 | 39 | Trol bifångst |
| A2006/05226 | 2006 | Hanöbukten, Åhus | Östersjön | 6 | Hona | 151 | 46,5 | Bifångst, drivgarn lax |
| A2008/05140 | 2007 | Trelleborg | Östersjön | >1 | Hane | 140 | | Okänd |
| C2008/00017 | 2008 | Höllviken | Östersjön | <1 | Hane | 123,5 | 19,4 | Okänd |
| C2008/08865 | 2008 | Ön Gråen utanför Landskrona | Östersjön | >1 | Hona | 115 | 30 | Okänd |
| C2008/09130 | 2008 | Sv om Falsterbo fyr | Östersjön | 5 | Hona | 153 | | Okänd |
| C2012/00004 | 2011 | Öst om Smygehamn | Östersjön | 16 | Hona | 169 | 43,6 | Okänd |

Bilaga 2.

PCA över metallhalter i tumlare.

Vänster: Prinsipalkomponent biplot som visar metallernas korrelation till med de två första principalkomponenterna. Pilarnas längd anger korrelationens storlek. Pilar som pekar åt samma riktning visar att de är positivt korrelerade med varandra medan pilar som går i motsatt riktning är negativt korrelerade med varandra. De pilar som är vinkelrätt mot varandra är ej korrelerade med varandra.

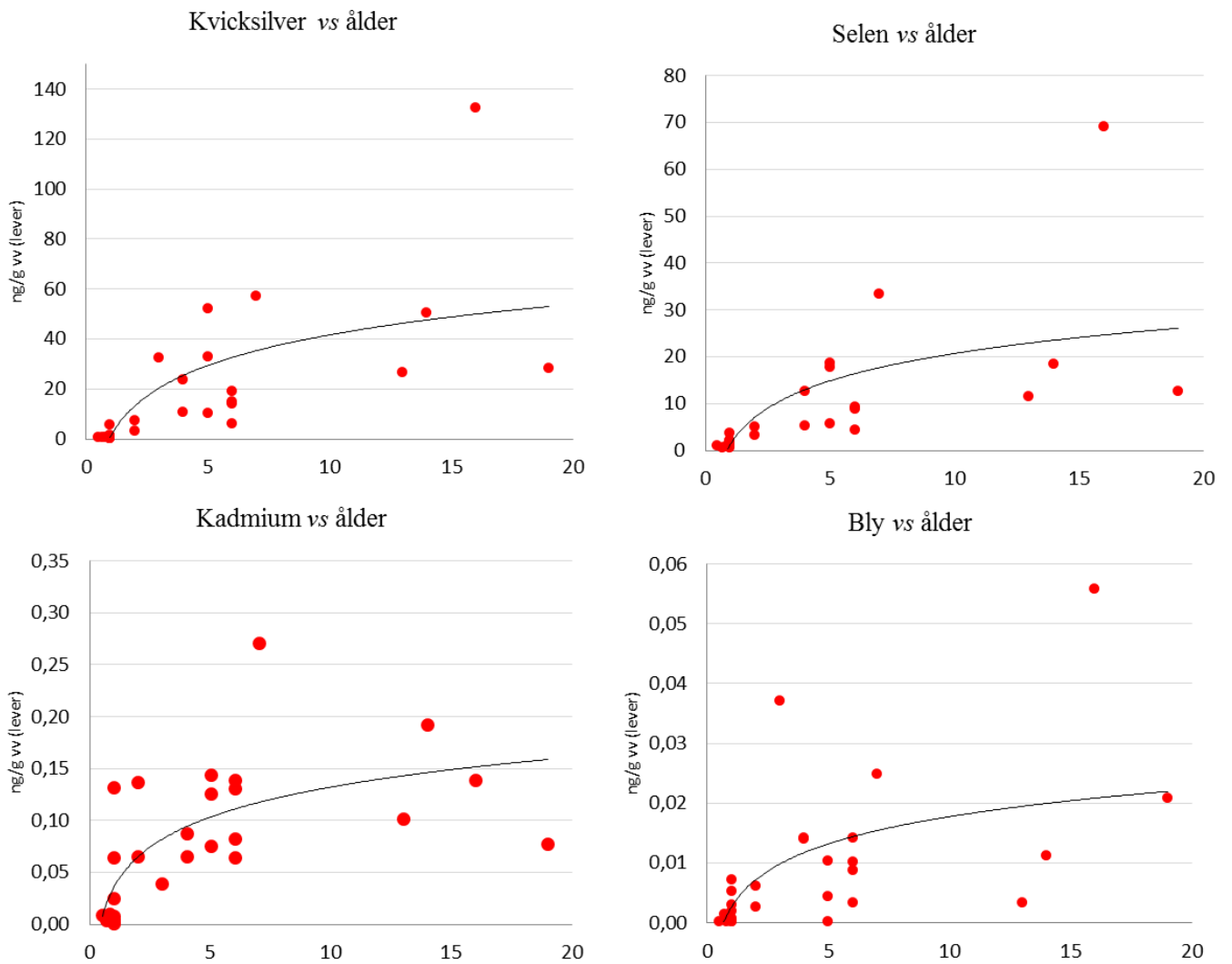
Höger: Prinsipalkomponent 1 mot principalkomponent 2 för de individuella djuren. Elipserna representerar 95% av konfidenintervallet för centret för de fyra olika områdena och kuberna visar centrum. Elipserna överlappar varandra och är det ingen skillnad i halt mellan områdena.



Bilaga 3.

Kvicksilver, selen, kadmium samt bly vs ålder i tumlare.

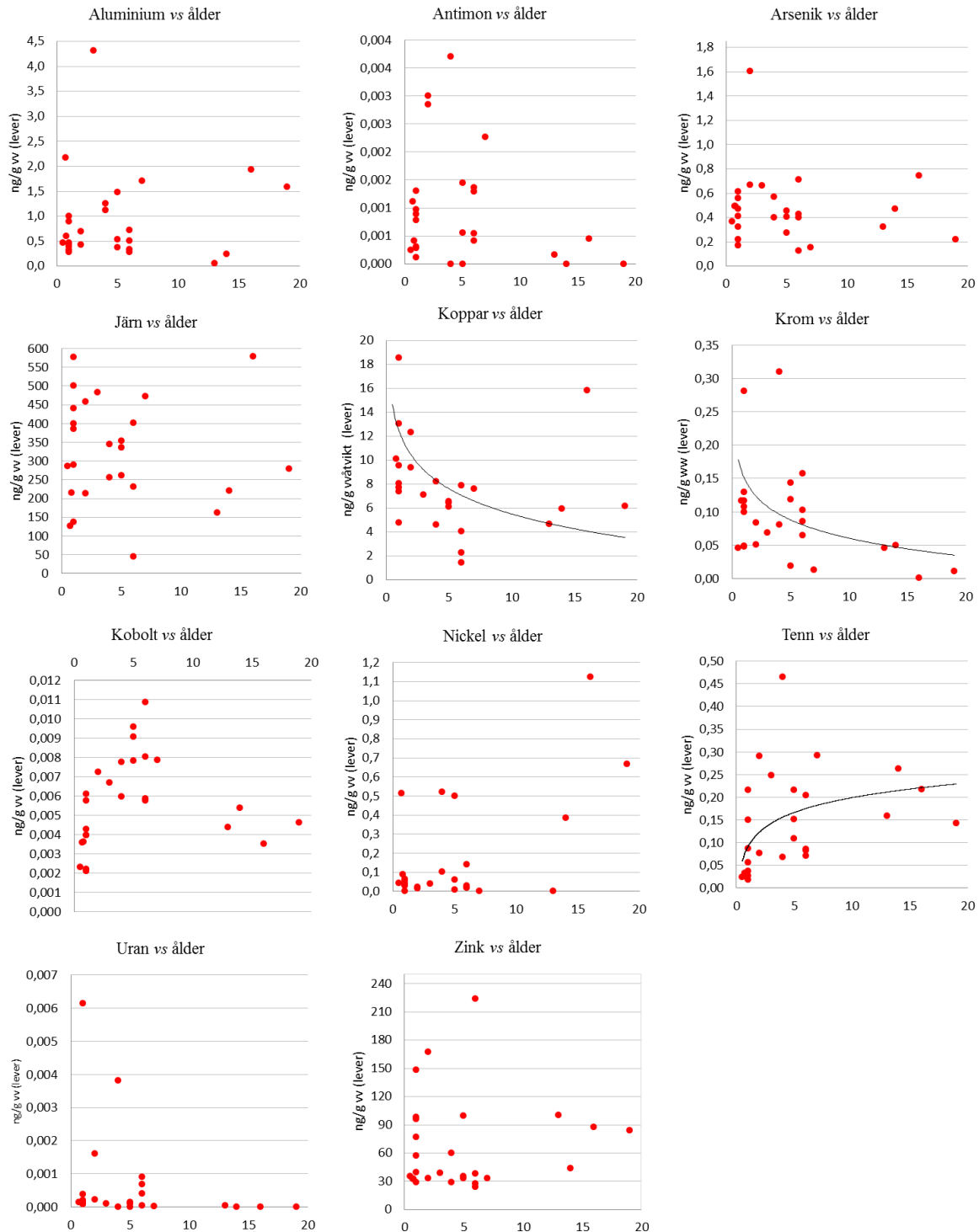
Samtliga fyra ämnen ökar signifikant i halt med ökad ålder på djuret (ng/g våtvikt i lever).



Bilaga 4.

Aluminium, antimon, arsenik, järn, koppar, krom, kobolt, nickel, tenn, uran och zink vs ålder i tumlare.

Tre ämnen förändras signifikant i halt med ökad ålder på djuret och linjen som är utritad för dessa är logaritmisk (ng/g våtvikt i lever).

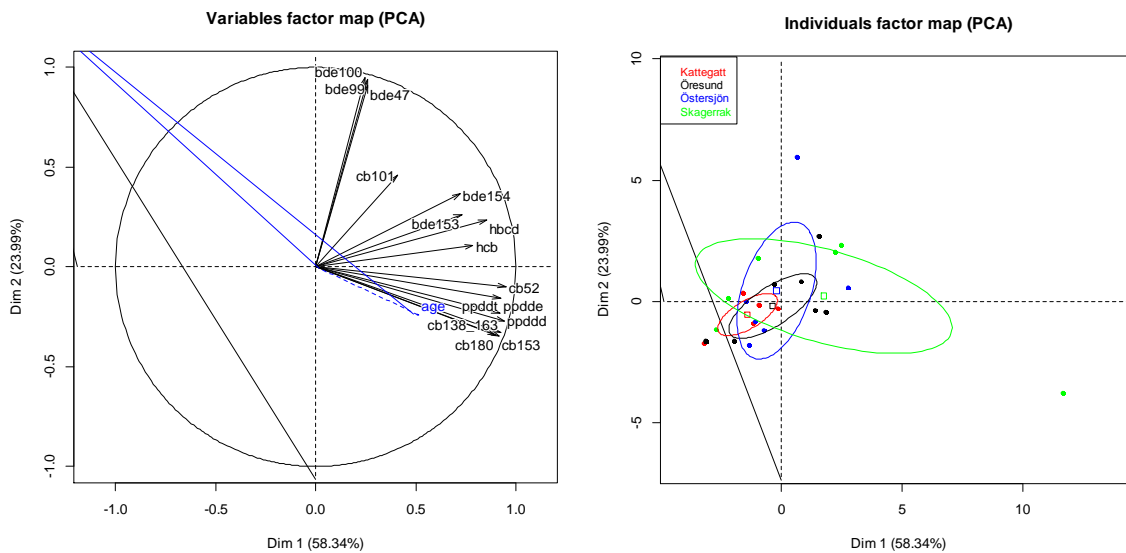


Bilaga 5.

PCA över klorerade och bromerade ämnen.

Vänster: Prinsipalkomponent biplot som visar klorerade och bromerade korrelation till med de två första principalkomponenterna. Pilernas längd anger korrelationens storlek. Pilar som pekar åt samma riktning visar att de är positivt korrelerade med varandra medan pilar som går i motsatt riktning är negativt korrelerade med varandra. De pilar som är vinkelräta mot varandra är ej korrelerade med varandra. De bromerade ämnena är således inte korrelerade med de klorerade ämnena.

Höger: Prinsipalkomponent 1 mot principalkomponent 2 för de individuella djuren. Elipserna representerar 95% av konfidenintervallet för centret för de fyra olika områdena och kuberna visar centrum. Elipserna överlappar varandra och är det ingen skillnad i halt mellan områdena.

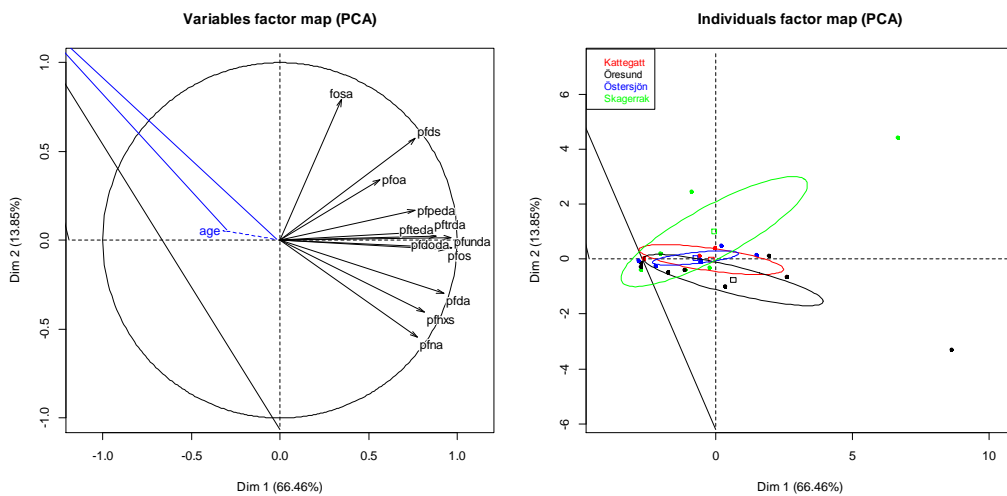


Bilaga 6.

PCA över perfluorerade ämnen

Vänster: Prinsipalkomponent biplot som visar metallernas korrelation till med de två första principalkomponenterna. Pilarnas längd anger korrelationens storlek. Pilar som pekar åt samma riktning visar att de är positivt korrelerade med varandra medan pilar som går i motsatt riktning är negativt korrelerade med varandra. De pilar som är vinkelrätt mot varandra är ej korrelerade med varandra.

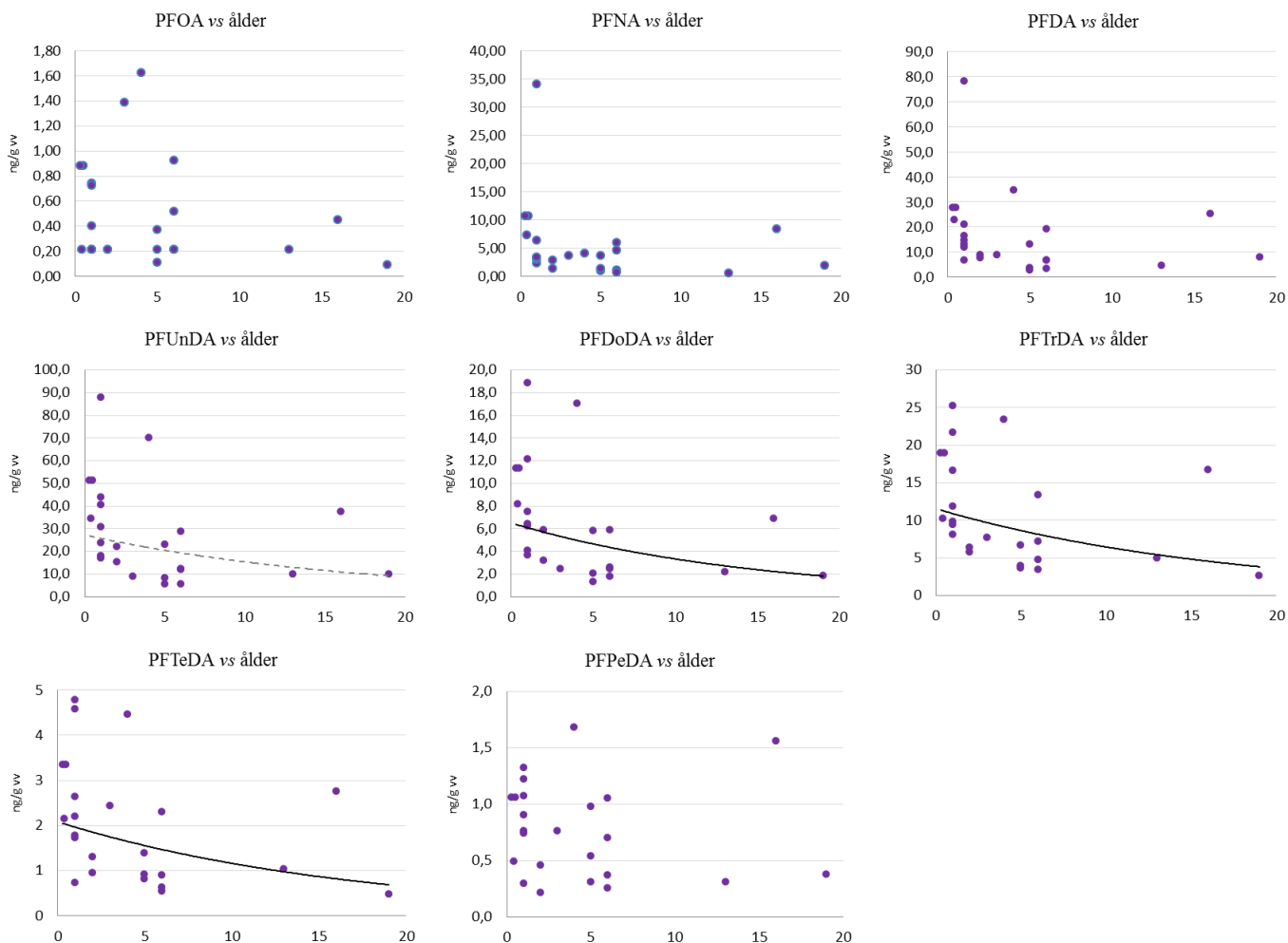
Höger: Prinsipalkomponent 1 mot principalkomponent 2 för de individuella djuren. Elipserna representerar 95% av konfidenintervallet för centret för de fyra olika områdena och kuberna visar centrum. Elipserna överlappar varandra och är det ingen skillnad i halt mellan områdena.



Bilaga 7.

Halt av perfluorerade karboxylsyrorna vs ålder i tumlare.

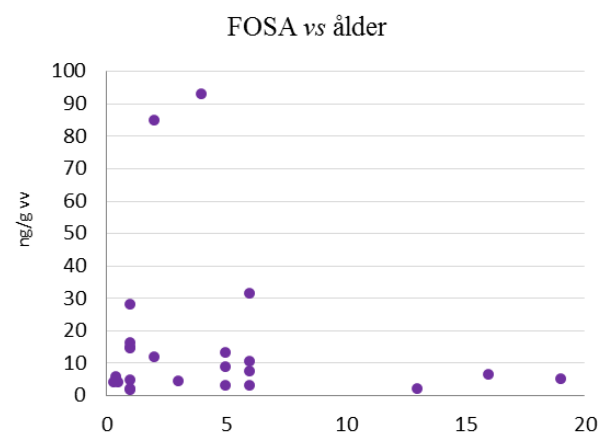
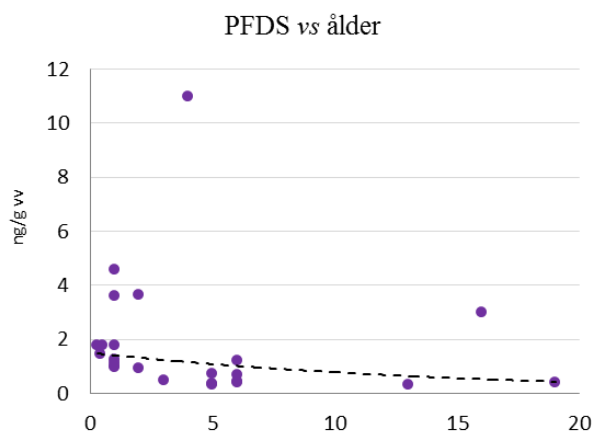
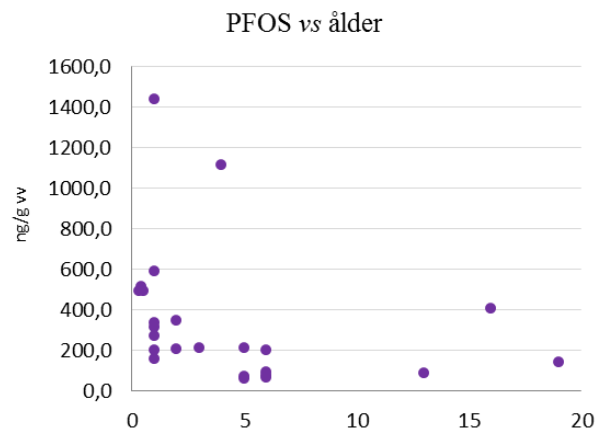
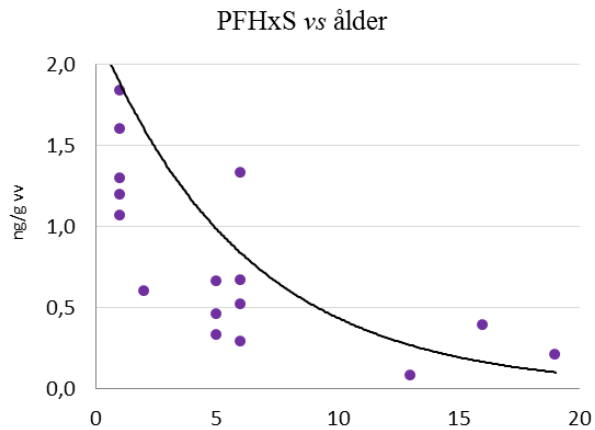
Heldragen linje är ritad då signifikant förändring med ålder förelåg, streckad linje visar en trend som inte är statistiskt signifikant. Fyra av ämnena visade inte på någon förändring med ökad ålder.



Bilaga 8.

Halt av perfluorerade sulfonsyror vs ålder i tumlare.

Heldragen linje är ritad då signifikant förändring med ålder förelåg.



Bilaga 9.

Tennorganiska ämnen i tumlare vs ålder.

Heldragen linje är ritad då signifikant förändring med ålder förelåg, streckad linje visar en trend som inte är statistiskt signifikant. Fyra av ämnena visade inte på någon förändring med ökad ålder.

