

Geografisk variation i koncentrationer av dioxiner och PCB i strömming från Bottniska viken och norra egentliga Östersjön



Länsstyrelsen
Gävleborg

Geografisk variation i koncentrationer av dioxiner och PCB i strömming från Bottniska viken och norra egentliga Östersjön



Länsstyrelsen
Gävleborg

Anders Bignert¹, Erik Greyerz¹, Elisabeth Nyberg¹,
Kristina Sundqvist², Karin Wiberg²

¹Gruppen för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet, Box 50007, 104 05 Stockholm

²Instutionen för Miljökemi, Umeå Universitet, 901 87 Umeå

Innehållsförteckning

Bakgrund.....	1
Material och Metoder.....	2
Insamling och provberedning.....	2
Kemisk analys.....	3
Fettanalys med och utan skinn.....	3
Statistisk bearbetning.....	4
Resultat och diskussion.....	4
Fett.....	7
Säsongsvariation.....	12
Mellanårsvariation.....	15
Plana PEB-er.....	17
Slutsatser.....	21
Referenser.....	21

Geografisk variation i koncentrationer av dioxiner och PCB i strömming från Bottniska viken och norra egentliga Östersjön

Anders Bignert¹, Erik Greyerz¹, Elisabeth Nyberg¹, Kristina Sundqvist², Karin Wiberg²

¹Gruppen för miljögiftsforskning, Naturhistoriska riksmuseet, Box 50007, 104 05 Stockholm

²Institutionen för Miljökemi, Umeå Universitet, 901 87 Umeå

Bilagor till denna rapport återfinns i ett separat dokument.

Bakgrund

Under år 2004 insamlades och analyserades strömming från ett 30-tal lokaler, framför allt ifrån Bottenhavet men också från Bottenviken och norra egentliga Östersjön. Projektet initierades och finansierades av länsstyrelsen i Gävle med stöd från Ostkustfiskarna, ett regionförbund inom Sveriges Fiskares Riksförbund. Två prov finansierades också av länsstyrelsen i Norrbotten. Huvudsyftet var att studera tillståndet med hänsyn till rådande gränsvärde (4 pg TCDD-ekvivalenter/g färskvikt) samt att utröna huruvida det förekommer geografiska skillnader inom studieområdet. Vidare studerades skillnaden mellan strömming fångad under sommaren (merparten av proverna) med några få prov av höstfångad strömming för att undersöka säsongsvariation. Slutligen utfördes en jämförelse av fetthalten i muskel respektive muskel med skinn (inklusive underhuds fett) vid tre områden, detta för att kunna uppskatta exponering vid förtäring av strömming med skinn.

PCB och många andra persistenta föroreningar, som studerats inom det nationella programmet för övervakning av miljögifter i biota, visar sjunkande trender i Östersjön som en följd av vidtagna åtgärder (Bignert *et al.* 1998). För polyklorerade *p*-dioxiner (PCDDs) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDFs), är situationen annorlunda. Halterna av dioxiner (uttryckta som TCDD-ekvivalenter) i sillgrissleägg från St Karlsö i centrala egentliga Östersjön har legat på en oförändrad nivå under de senaste 20 åren. Detsamma gäller för de tre strömmingslokaler, Harufjärden i Bottniska viken, Utlängan i södra Östersjön samt ifrån Fladen i Kattegatt, där dioxinmätningar pågått sedan 1991 (Bignert *et al.* 2005).

Tidigare undersökningar pekar ut Östersjön som ett hårt belastat innanhav och Bottenhavet i synnerhet (Olsson *et al.* 2003a, 2003b, 2004, Kiviranta *et al.* 2003, Karl & Ruoff 2004). Innehållet av dioxin i fet fisk överskrider ofta det föreskrivna gränsvärdet (Anon 2001, 2002a) och Sverige och Finland kan därför för tillfället bara sälja denna fisk på hemmamarknaden (eftersom det finns utförliga kostråd i dessa länder) eller utanför EU's gränser. Även en viss typ av PCB-er visar en dioxinliknande giftighet (se k plana PCB-er). Dessa kan också räknas om till TCDD-ekvivalenter och slås ihop med dioxiner och dibenzofuraner vid en riskbedömning.

Under 1980-talet fokuserades åtgärderna för begränsning av dioxinutsläpp på förbränningsanläggningar och blekning av pappersmassa. I en nyligen publicerad rapport presenteras resultat som tyder på att skogsindustrin fortfarande kan utgöra en betydelsefull källa beträffande dioxinutsläpp (Olsson *et al.* 2005). En likaledes färsk rapport redovisar en sammanställning av andra potentiella källor (Bergqvist *et al.* 2005). Många av de källor som nämns i ovanstående rapporter är koncentrerade längs kusten i Bottenhavet.

Syftet med föreliggande rapport är att undersöka:

- Tillståndet beträffande koncentrationer av dioxiner och plana PCB-er i förhållande till gällande gränsvärden
- Om det föreligger några geografiska skillnader i koncentrationer
- Om koncentrationerna uppvisar säsongsvariation
- Om det föreligger några geografiska skillnader i kvot mellan fetthalt uppmätt i muskel och skinn (inklusive underhudsfett) jämfört med fetthalt i ren muskel

Tack

Ett varmt tack riktas till länsstyrelsen i Gävleborg som finansierat undersökningen, till länsstyrelsen i Norrbotten som finansierat två prov. Projektet stöddes vidare av ett FORMAS-anslag, Dnr 216-2004-1827. Lars Berglund vid Gävlefisk tackas för koordinering av insamlingen och Mats Hjelmberg och Henrik Dahlgren vid Naturhistoriska riksmuseet för provberedning av samlingsproverna. Även referensdata från det nationella programmet för övervakning av miljögifter i biota, finansierat av Naturvårdsverket, har utnyttjats.

Material och metoder

Insamling och provberedning

Under året 2004, insamlades strömming från 31 platser längs kusten i Bottenhavet men också från ett antal lokaler i Bottenviken och norra Egentliga Östersjön. Det mesta av fisket utfördes under maj – juni (n=27, se Figur 1) medan några få prov togs i september - november (n=4). För att studera säsongsvariation har också sex prover analyserats (3 vår + 3 höst) från en retrospektiv serie dioxinanalyser från Ängskärsklubb (Bignert *et al. in prep*). Från varje lokal homogeniserades lika stora muskelprov från 15 individer till ett samlingsprov. Urvalet av storlek gjordes för att representera konsumtionsfisk. Strömmingarnas medellängd och -vikt var 20 ± 1.1 cm respektive 52 ± 7.2 g. Detta torde grovt räknat motsvara ett åldersintervall på mellan 5 till 10 år baserat på tillväxtdata från Bottniska viken (nationella övervakningsprogrammet).

Från samlingsprovet gick 30 g muskelvävnad till analys. I Bilaga 1 finns biologiska data för de individuella fiskarna i proven, och i Bilaga 2 redovisas medelvikt och -längd i kartform.

Kemisk analys

Den kemiska analysen av polyklorerade dioxiner, polyklorerade dibensofuraner och PCB-er utfördes av Kristina Sundqvist och Karin Wiberg vid institutionen för Miljö kemi, Umeå universitet. Upparbetning av proverna och kemisk analys beskrivs i Danielsson *et al.* 2005. I korthet homogeniserades provet av fiskmuskel och dehydrerades med Na₂SO₄ och extraherades med blandningar av aceton/*n*-hexan resp *n*-hexan/dietyleter.

För upprening och fraktionering av proven sattes dessa extrakt först på en flerskikts kiselgelkolonn som eluerades med *n*-hexan, därefter på en kolonn med aktivt kol (AX21) blandat med Celit (för att öka porositeten). Kolonnen eluerades med diklormetan/*n*-hexan och toluen, varvid mono-orto- och poly-orto-PCB-erna eluerades i fraktion 1, medan non-orto-PCB-er och PCDD/DF kom ut i fraktion 2. Som ett sista uppreningssteg användes en miniatyriserad flerskiktskolonn. ¹³C-märkta kongener av alla 2,3,7,8-substituerade PCDD/DF-er och alla analyserade PCB-kongener användes som internstandarder.

Den instrumentella analysen av proverna gjordes med gaskromatografi-högupplösande masspektroskopi (GC-HRMS). En 60 m kapillärkolonn av typ DB5MS med en innerdiameter av 0.32 mm var ansluten till en dubbelfokuserande magnetsektor-masspektrometer (Waters, Autospec), som opererades med hjälp av elektronstötsjonisering och selektiv jondetektion av positivt laddade joner (EI+ och SIM). Proven injicerades splitless vid en injektortemperatur av 280°C. För fraktion 1 var ugnstemperaturprogrammet 170°C i 2 min, 3°C/min till 300°C och konstanttemperatur i 5 min. För fraktion 2 var temperaturprogrammet 190°C i 2 min, 3°C/min till 300°C, därefter konstant i 6 min. Andra instrumentparametrar var följande: bär-gas helium med ett konstantflöde av 1.2 ml/min; ”transfer line”-temperatur 275°C och jonkäl-letemperatur 250°C. I Bilaga 3 återfinns koncentrationsdata för dioxiner och dioxinlika PCB-er i homogenaten.

Fettanalys med och utan skinn

Vid analys av dioxinhalter användes prov av ren muskelmassa. Vid konsumtion av strömming äts dock vanligtvis även skinn och det mellanliggande underhudsfettet (i den följande texten förutsätts att begreppet skinn även inkluderar underhudsfettet). Man får då i sig betydligt mer fett än om enbart ren muskel äts. Eftersom dioxinerna är ansamlade i fett är det av intresse att veta hur mycket mer fett muskel + skinn ger än samma vikt av enbart muskel. Parallellt med arbetet med dioxinanalyser gjordes därför en mindre undersökning av de fetthalter som erhålls om fetthalten bestäms i prov inkluderande även skinn och underhudsfett. Undersökningen skulle också belysa om det föreligger någon geografisk skillnad i fetthalt för enbart muskel kontra muskel + skinn.

För var och en av tre lokaler i dioxinundersökningen (Kalix, Härnösand och Oxelösund) gjordes fem homogenat omfattande fem individer var. Från ena sidan av varje fisk togs ett rent muskelprov, och från motsvarande plats på motsatta sidan togs ett prov av muskel + skinn. Det gav således fem homogenat utan skinn och fem homogenat med skinn för varje lokal.

Proverna extraherades enligt den metod som använts för det nationella miljöövervakningsprogrammet sedan 1980-talet och som är beskrivet i Jensen *et al.* Dock modifierades metoden något eftersom enbart fetthalten skulle bestämmas. Således användes 0.12M HCl i stället för 0.1M H₃PO₄ som syra, och för att skilja lösningsmedlet från proteinmassan centrifugerades proverna i stället för att filtreras.

I Bilaga 4 och Bilaga 5 sammanställs biologiska data för fisken i fettanalysen resp. fetthalter för homogenaten.

Statistisk bearbetning

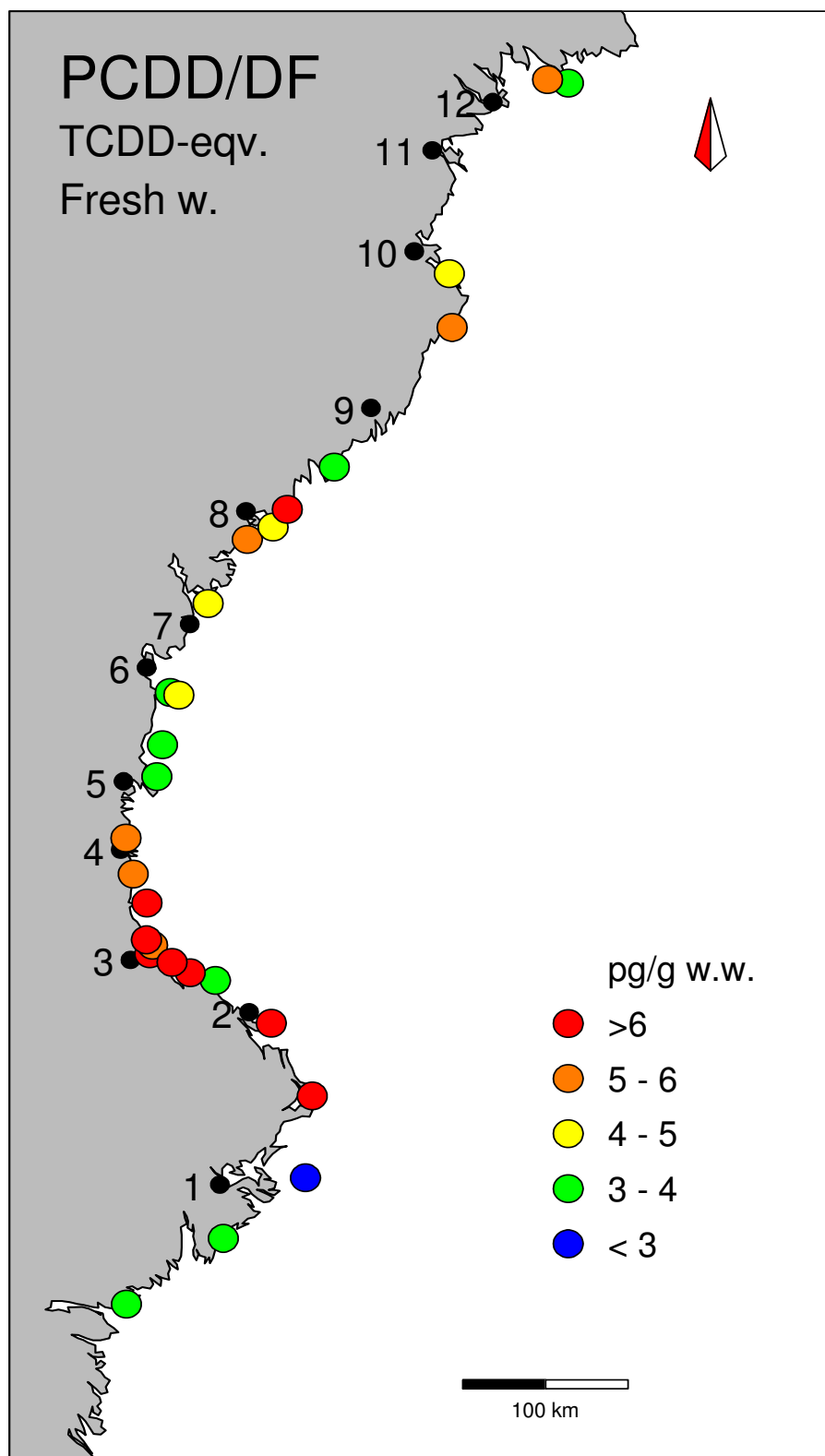
För de 27 proven som togs under våren-sommaren studerades den spatiala korrelationsstrukturen med hjälp av variogram. Variogrammen visar semivariansen/ s^2 (där s^2 är totala variansen) plottad mot avståndet mellan proverna (se Figur 2, sid 6). Semivariansen definieras som:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_i^{n-h} (x_i - x_{i+h})^2, \text{ där } x_i - x_{i+h} \text{ är skillnaden mellan två värden som skiljs åt av av-}$$

ståndet h (se t ex. Davis 1986). Om vi antar att den spatiala autokorrelationen är mer eller mindre konstant i hela undersökningsområdet kan variogrammen användas för att ge lämpliga parametrar vid interpolering (även extrapolering) av resultaten till generaliserade kartbilder. Koncentrationen i varje 2.5 x 2.5-km-ruta inom det undersökta området uppskattades med hjälp av normerad inverterad exponentiell avståndsviktning, d v s koncentrationen uppmätt i närbelägna prov viktades (w_i) omvänt proportionellt mot avståndet r_i till den aktuella rutans mittpunkt enligt: $w_i = (1 - r_i / r_{\max})^a$, där exponenten a sattes till 4 och den maximala radien $r_{\max}$ sattes till 75 km. Minst två prov krävdes för att ett medelvärde i rutan skulle beräknas.

Resultat och diskussion

När koncentrationerna av dioxiner och dibensofuraner (TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) som uppmättes i samlingsproverna (15 individer) som togs vid 27 lokaler under sommaren 2004 plottas på en karta framträder ett mönster. Längs en kuststräcka från Kapellskär i söder till Söderhamn uppvisar 10 lokaler av 11 koncentrationer över 4 pg/g färskvikt. Mellan Hudiksvall och Sundsvall följer ett kustavsnitt med lägre koncentrationer (3 av 4 lokaler under 4 pg/g färskvikt). Mellan Härnösand och Örnsköldsvik ser vi återigen högre koncentrationer (4 lokaler över gränsvärdet), se Figur 1.



TISS - 05.07.08 10:40, Fig1A

Figur 1. Koncentrationer av klorerade dioxiner och dibensofuraner (TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) i muskel utan skinn från strömming fångad under sommaren 2004 från lokaler längs norra egentliga Östersjön och Bottniska viken. Gult, orange och rött överskrider gällande gränsvärde.

Svarta prickar markerar orter: 1) Stockholm, 2) Öregrund, 3) Gävle, 4) Söderhamn, 5) Hudiksvall, 6) Sundsvall, 7) Härnösand, 8) Örnsköldsvik, 9) Umeå, 10) Skellefteå, 11) Piteå, 12) Luleå.

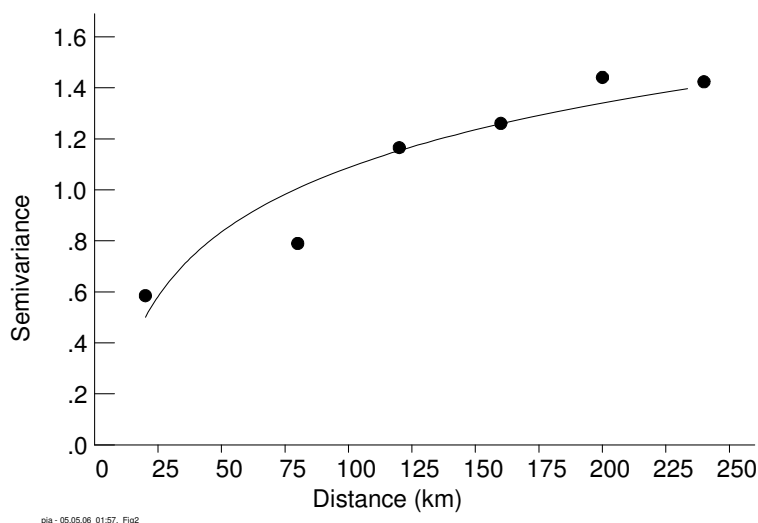
Medelvärde och standardavvikelse för dioxin och PCB (TEQ = TCDD-ekvivalenter, färskvikt) uppdelat på vattenbassäng och provtagningssäsong redovisas i tabell 1.

Tabell 1. Koncentrationer $\pm$ 1SD (pg/g färskvikt) uttryckt som WHO-TEQ.

	Sommar			Höst		
pg/g färskvikt	Bottenviken (n=4)	Bottenhavet (n=19)	Egentliga Östersjön (n=4)	Bottenviken (n=2)	Bottenhavet (n=1)	Egentliga Östersjön (n=1)
PCDD/F-TEQ	4.7 $\pm$ 0.85	5.2 $\pm$ 1.4	4.2 $\pm$ 1.7	1.1 $\pm$ 0.16	0.82	1.5
PCB-TEQ	2.3 $\pm$ 0.31	2.7 $\pm$ 0.58	2.5 $\pm$ 0.50	0.63 $\pm$ 0.11	0.75	1.4
Total-TEQ	7.1 $\pm$ 1.2	7.9 $\pm$ 0.58	6.7 $\pm$ 2.2	1.7 $\pm$ 0.27	1.6	2.9

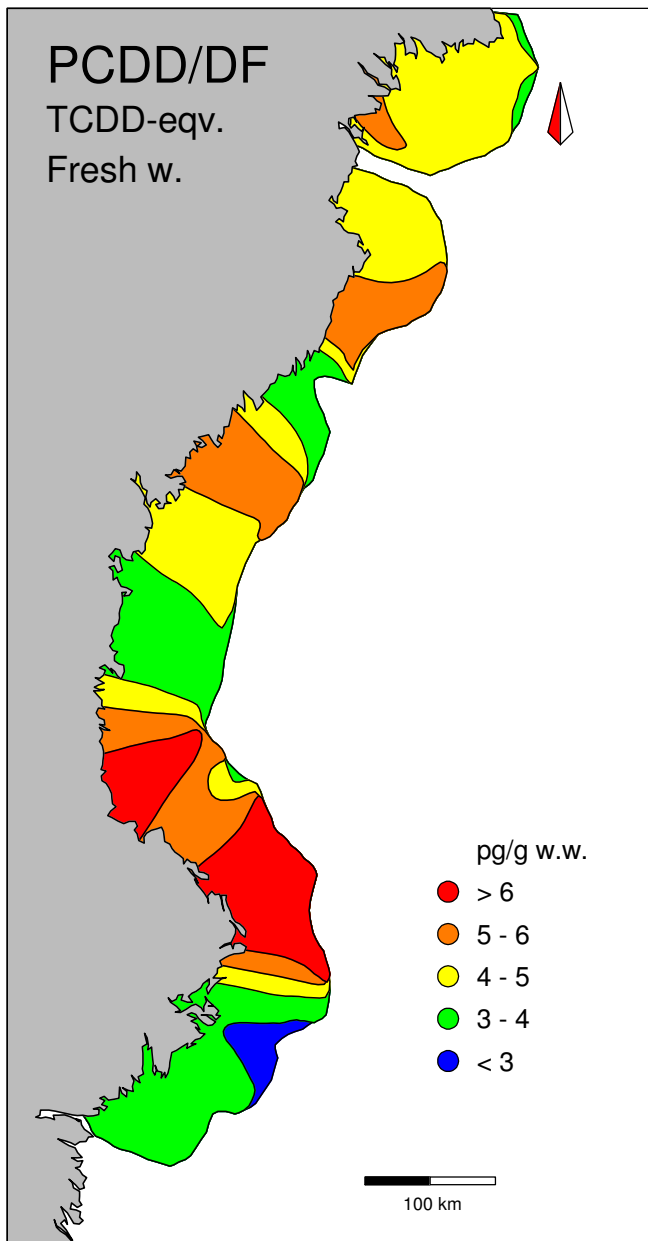
I Bilaga 6 redovisas TCDD-ekvivalenterna för de enskilda fångstplatserna i kartform.

Trots att strömming av den storlek som insamlats kan röra sig över relativt stora avstånd (Parmanne, 1990), visade variogrammen ett successivt avtagande samband mellan närliggande stationer upp till ca 100 km (Figur 2). Om vi antar att detta är riktigt kan vi tillåta oss att extrapolera resultaten för att beräkna generaliserade kartor. I Figur 3 redovisas ett exempel med användning av omvänd proportionell avståndsviktning upp till en radie av 75 km.



Figur 2. Variogram som visar hur skillnaden mellan prov (PCDD/DF-TEQ, pg/g färskvikt) ökar med ökande avstånd.

Kartan (Figur 3) visar tydligt en förhöjd risk att överskrida det gällande gränsvärdet vid konsumtion av strömming fångad under sommaren ifrån de södra delarna av Bottenhavet. De uppskattade nivåerna för Bottenviken är mer osäkra p g a den glesare provtagningen. Sammanfattningsvis kan konstateras att stora områden visar dioxinkoncentrationer ovanför det tillåtna gränsvärdet (4 pg/g färskvikt).



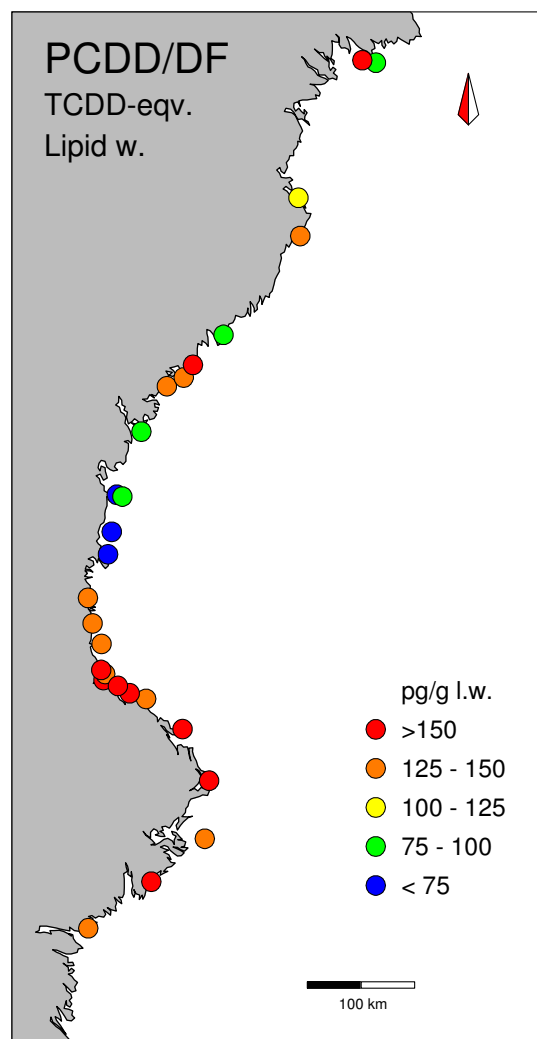
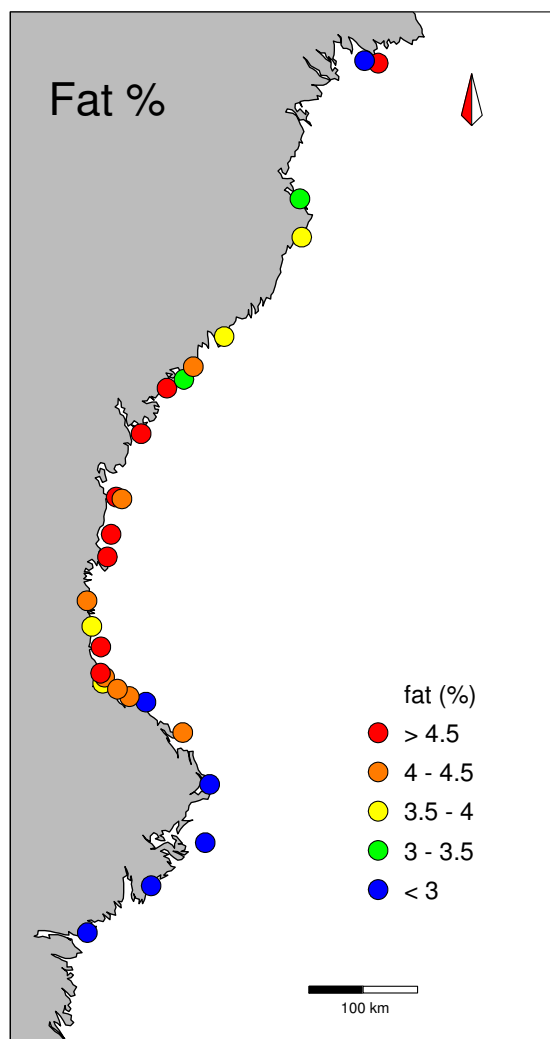
TISS - 05.07.08 10:48, Fig3

Figur 3. Generaliserad karta som visar koncentrationer av klorerade dioxiner och dibensofuraner (TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) i muskel utan skinn från strömming fångad under sommaren 2004 från lokaler längs norra egentliga Östersjön och Bottniska viken. Gult, orange och rött överskrider gällande gränsvärde.

Fett

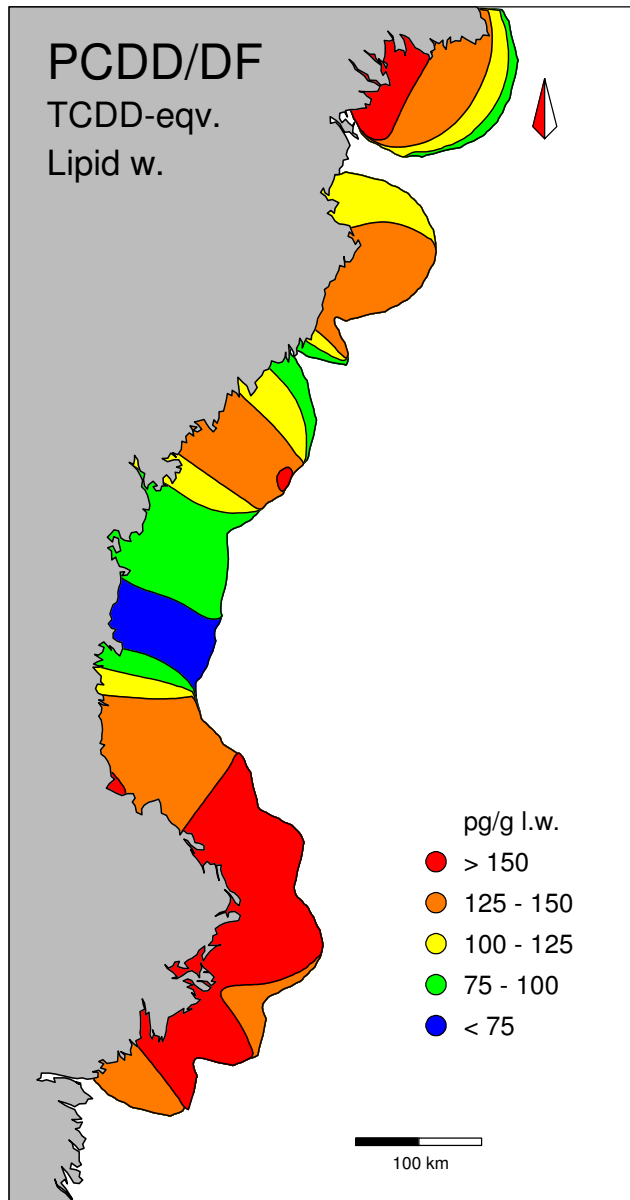
Koncentrationskartorna ovan baseras på färskviktsvärden och ger en bild av från vilka områden man riskerar att få fisk som överskrider gränsvärdet. Dioxiner, dibensofuraner och PCB-er är fettlösliga ämnen som alltså återfinns i fiskens fett, insprängt i muskeln eller i det tunna lager av fett som finns mellan muskel och skinn. Ju fetare fisk desto högre dioxinhalt (uttryckt på färskvikt) hittar vi i fisk som varit utsatt för samma dioxinbelastning. Om vi istället uttrycker dioxinkoncentrationerna på fettviktsbasis får vi ett mått som bättre beskriver den exponering som fisken varit utsatt för i de olika regionerna.

Även fetthalterna uppvisar ett tydligt mönster så att de högsta fetthalterna återfinns i Bottenhavet (Figur 4). Det bidrar givetvis till de höga dioxinkoncentrationerna på färskviktsbasis i södra Bottenhavet (Figur 1 och 3) och mönstret blir delvis förändrat om vi uttrycker koncentrationerna på fettviktsbasis (Figur 5 och 6). Den magrare strömmingen i norra egentliga Östersjön får således högre koncentrationer om dessa uttrycks på fettviktsbasis men mönstret från färskviktskartan med höga koncentrationer i södra Bottenhavet och lägre koncentrationer mellan Hudiksvall och Sundsvall kvarstår.



Figur 4. Fetthalt i strömmingsmuskel.

Figur 5. Koncentrationer av klorerade dioxiner och dibensofuraner (TCDD-ekvivalenter, pg/g fettvikt) i strömming fångad under sommaren 2004 från lokaler längs norra egentliga Östersjön och Bottniska viken.

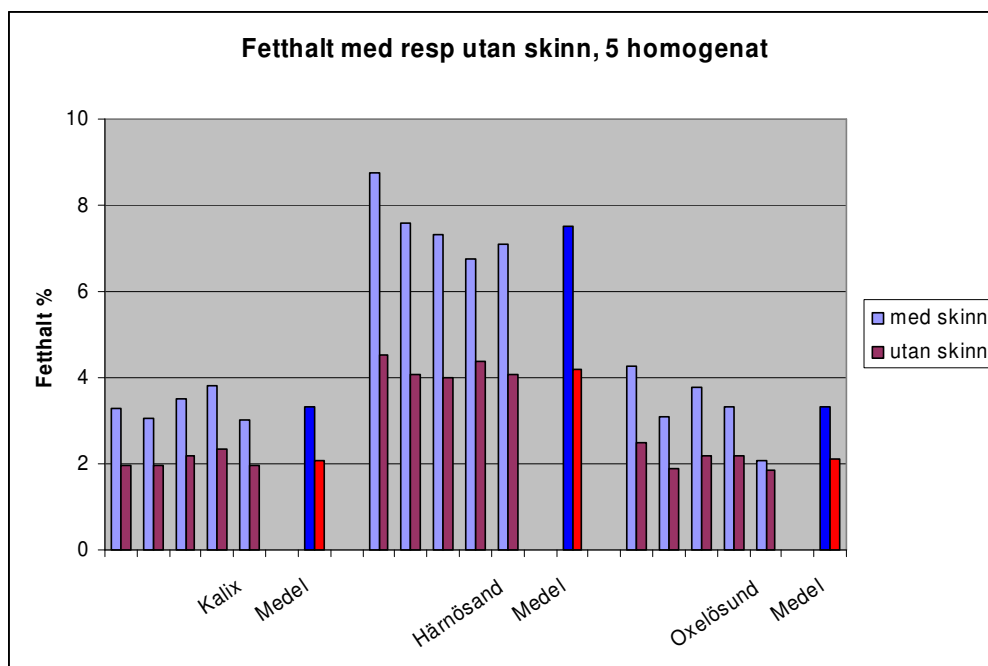


TISS - 05.07.08 11:00, Fig4C

Figur 6. Generaliserad karta som visar koncentrationer av klorerade dioxiner och dibensofuraner (TCDD-ekvivalenter, pg/g fettvikt) i muskel utan skinn från strömming fångad under sommaren 2004 från lokaler längs norra egentliga Östersjön och Bottniska viken.

Koncentrationerna av dioxiner mm i strömmingsproverna mättes i prover av muskel utan skinn och underhudsfett. Detta är det sätt på vilket prov tas inom det nationella övervakningsprogrammet för att reducera en variation som beror på små skillnader vid provtagningen eller på en ökad variation beroende på större individuella skillnader i prov med skinn. Därigenom ökas precisionen när man vill studera skillnader över tid eller mellan regioner. Provtagningsmetoden följer också de regler som gäller inom EU för dioxinprovtagning (Anon. 2002a och b, 2004). Strömming äts emellertid nästan uteslutande med skinn. Detta gör att den faktiska belastningen på konsumenten av dioxiner och PCB är större än den ovan redovisade. Samma förhållande gäller givetvis för andra toppkonsumenter såsom säl.

För att undersöka om skillnaden mellan fetthalt uppmätt i ren muskel jämfört med muskel + skinn varierar geografiskt analyserades fetthalten i fem prov från vardera tre områden: Kalix, Härnösand och Oxelösund, se Figur 7.



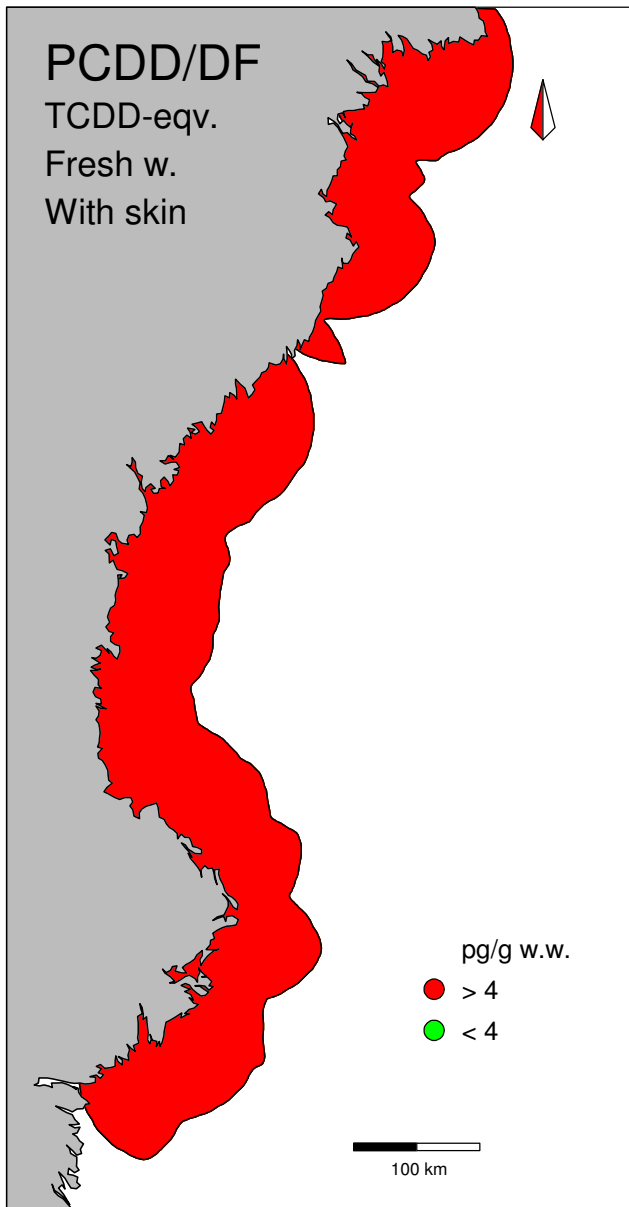
Figur 7. Fetthalt i muskel + underhuds fett + skinn jämfört med ren muskel. Fem prov analyserades vid vardera av tre lokaler: Kalix, Härnösand och Oxelösund.

Tabell 2. Medelkvot av fetthalten (muskel+skinn)/muskel

	Kalix	Härnösand	Oxelösund	Totalt
n	5	5	5	
Medelkvot	1.60	1.78	1.55	1.64
S.D.	0.06	0.15	0.25	

Ovanstående resultat ger något lägre kvoter än vad Aune *et al.* (2003) fann vid en motsvarande jämförelse för strömming fångad i Bottenviken, SV om Bornholm samt vid svenska Västkusten där kvoten i samtliga fall något överskred 2.

Om vi således bestämmer oss för att gränsvärdet ska gälla den del av strömmingen som i realiteten konsumeras påverkar detta riskkartan markant. Den generaliserade kartan blir helt röd även om vi försiktigtvis använder oss av den lägsta kvoten 1.5 (Figur 8).



TISS - 05.07.08 11:31, Fig4D

Figur 8. Uppskattad dioxinkoncentration i muskel + skinn under förutsättning att fetthalten är 1.5 ggr så hög i muskel+skinn som i enbart muskel.

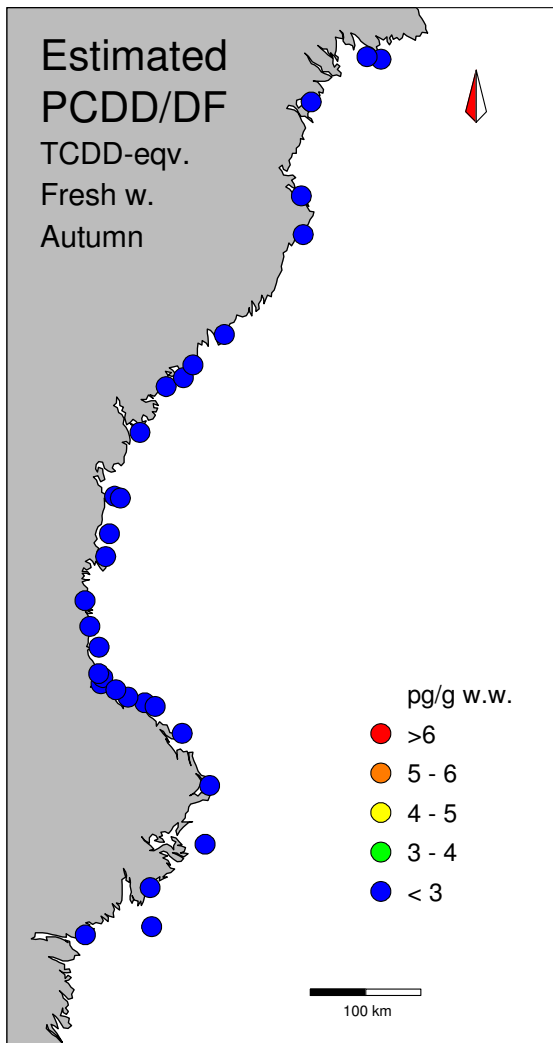
Säsongsvariation

Endast fyra prover i undersökningen var av fisk fångade på hösten. För tre av dessa fyra lokaler fanns ett motsvarande sommarprov tillgängligt inom ett avstånd på högst 50 km. I en opublicerad tidsseriestudie (Bignert *et al. in prep*) finns vår- respektive höstprov från tre år (2001-2003). Dessa sammanlagt sex dubbla prov (vår-sommar/höst) visade samtliga högre koncentrationer under vår-sommar jämfört med höst med kvoter, baserade på färskviktskoncentrationer, som varierade mellan: 2.0 och 5.0, medelvärde = 3.6. På fettviktbasis varierade kvoterna mellan 1.6 och 5.0, medelvärde = 3.2.

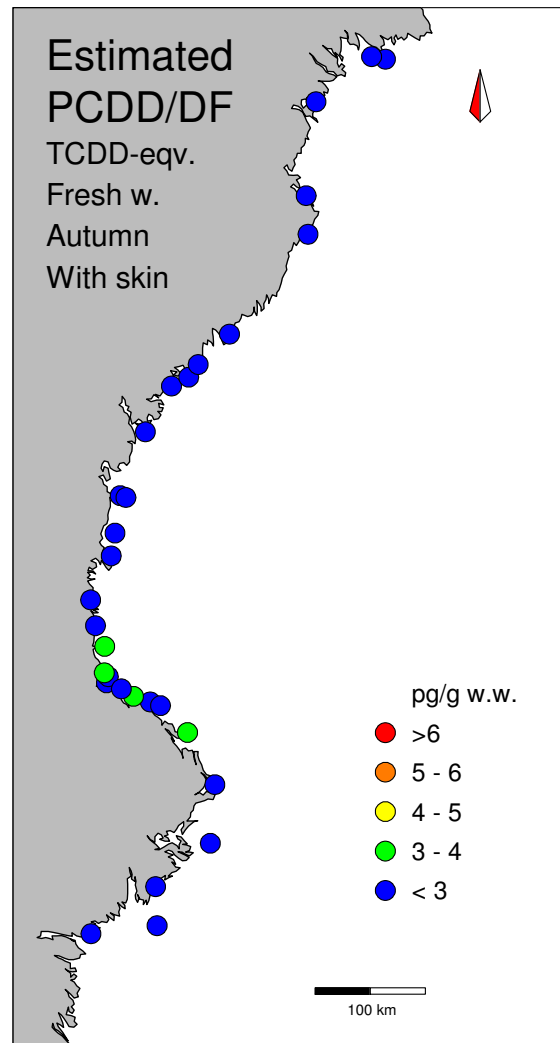
Medelstorleken för strömmingen fångad vår-sommar resp. höst är naturligtvis inte identisk lika vilket i sin tur innebär att även medelåldern skiljer sig åt mellan de jämförda provena. I två av de tre i den här undersökningen jämförda proven var medellängden mindre på hösten och eftersom vi förväntar oss högre dioxinkoncentrationer med ökande ålder (Bjerselius *et al.* 2003a, Kiviranta *et al.* 2003) skulle detta kunna förklara en del av skillnaden mellan vår-sommar och höst. Å andra sidan bygger den jämförelse som ger den lägsta koncentrationen på hösten jämfört med sommarprov från samma område på höstprov med en *större* medellängd på hösten jämfört med sommaren. Åldersskillnader ger alltså inte en entydig förklaring till de säsongskillnader som redovisas utan understryker behovet av att fler prov tas för att kunna jämföra prov från vår, sommar och höst.

Orsaken till den uppmätta säsongsvariationen är således inte utredd. En tänkbar förklaring skulle kunna vara att vårproverna kommer från strömming som lever nära kusten, utsatta för en högre exponering, medan höstproverna kommer från strömmingspopulationer som tillbringar större delen av sitt liv längre ut i havet med en lägre exponering som följd. Om så inte är fallet och belastningen verkligen ökar under vår - sommar, kanske som en följd av snösmältningen och ökad avrinning, krävs att jämvikten mellan vatten och fiskmuskel sker förhållandevis snabbt. De geografiska mönster som kan märkas i kartorna skulle kunna tyda på detta. Det förhållande att dioxinkoncentrationen synes öka med ökande ålder (Bjerselius *et al.* 2003a, Kiviranta *et al.* 2003) talar dock emot en snabb jämviktning.

Den ovan nämnda säsongsvariationen har givetvis stor betydelse för en riskbedömning. Om vi använder medelvärdet för skillnaden mellan vår-sommar och höst på 3.6 och antar att detta gäller för alla lokaler längs hela kusten visar en karta med uppskattade höstkoncentrationer värden som i samtliga fall ligger under gränsvärdet på 4 pg/g (Figur 9). Detta gäller också om vi räknar med konsumtion av muskel med skinn där kvoten (muskel + skinn)/muskel satts till 1.6 (Figur 10). Om vi istället räknar med det sämsta scenariot beträffande höstsituationen, dvs att skillnaden mellan höst och sommar är mindre så att höstkoncentrationerna bara är hälften av sommarvärdena (den lägsta skillnad som uppmätts av 6 prov) samt att kvoten mellan (muskel + skinn)/muskel är stor (=1.8, den största medelkvoten som uppmättes, Tabell 2), erhålls en kartbild som redovisas i Figur 11. Resultatet blir att de lägre höstkoncentrationerna endast förmår uppväga tillskottet från skinn + underhuds fett; bilden blir i det närmaste identisk med Figur 1 som visar sommarkoncentrationer i ren muskel.

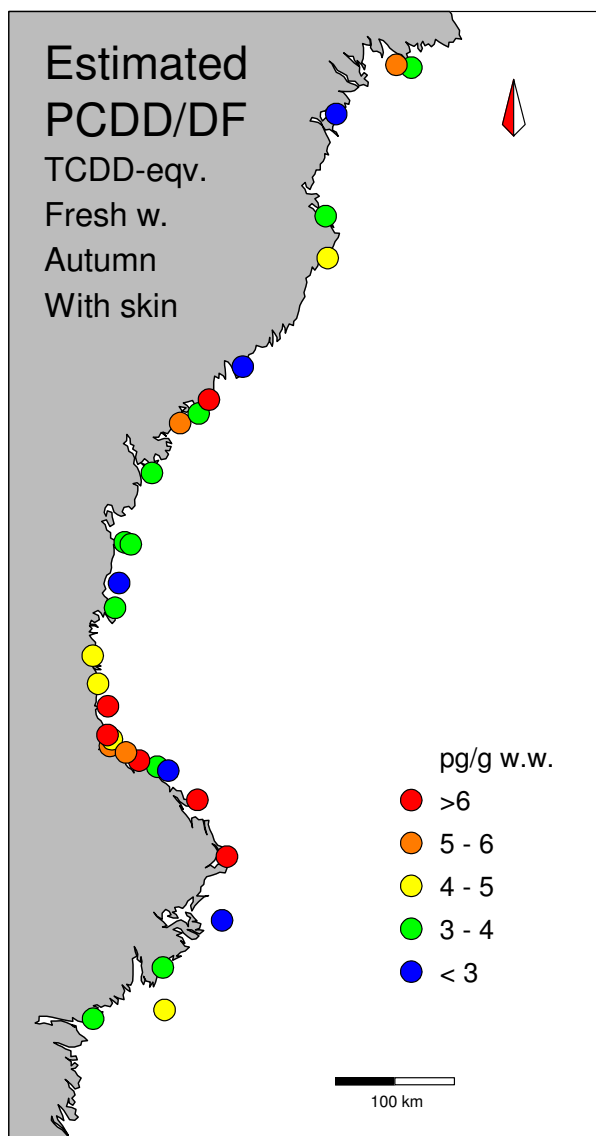


TISS - 05.07.08 12:12, Fig5A



TISS - 05.07.08 12:10, Fig5B

Figure 9. Uppskattad PCDD/DF-TCDD-ekv (pg/g färskvikt) för höstfångad strömming, enbart muskel.
Figure 10. Uppskattad koncentration för muskel + skinn.



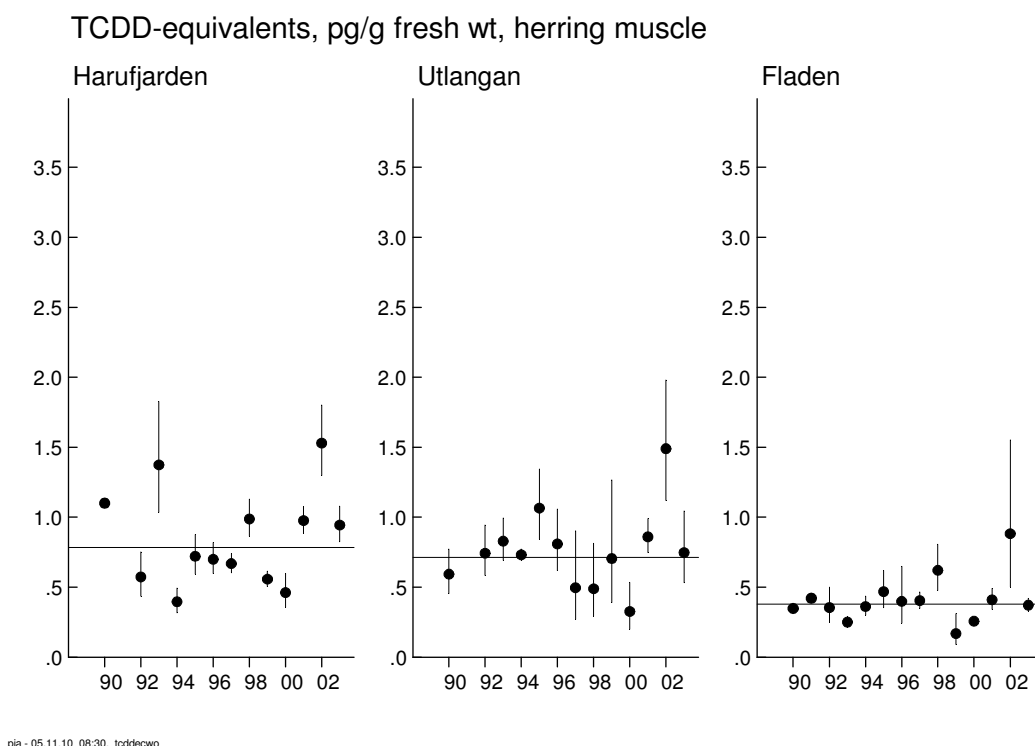
TISS - 05.07.08 12:17, Fig5C

Figur 11. Uppskattad PCDD/DF-TCDD-ekv pg/g färskvikt för höstfångad strömming för muskel + skinn beräknad från ett sämsta höstscenario. Gult, orange och rött överskrider gällande gränsvärde.

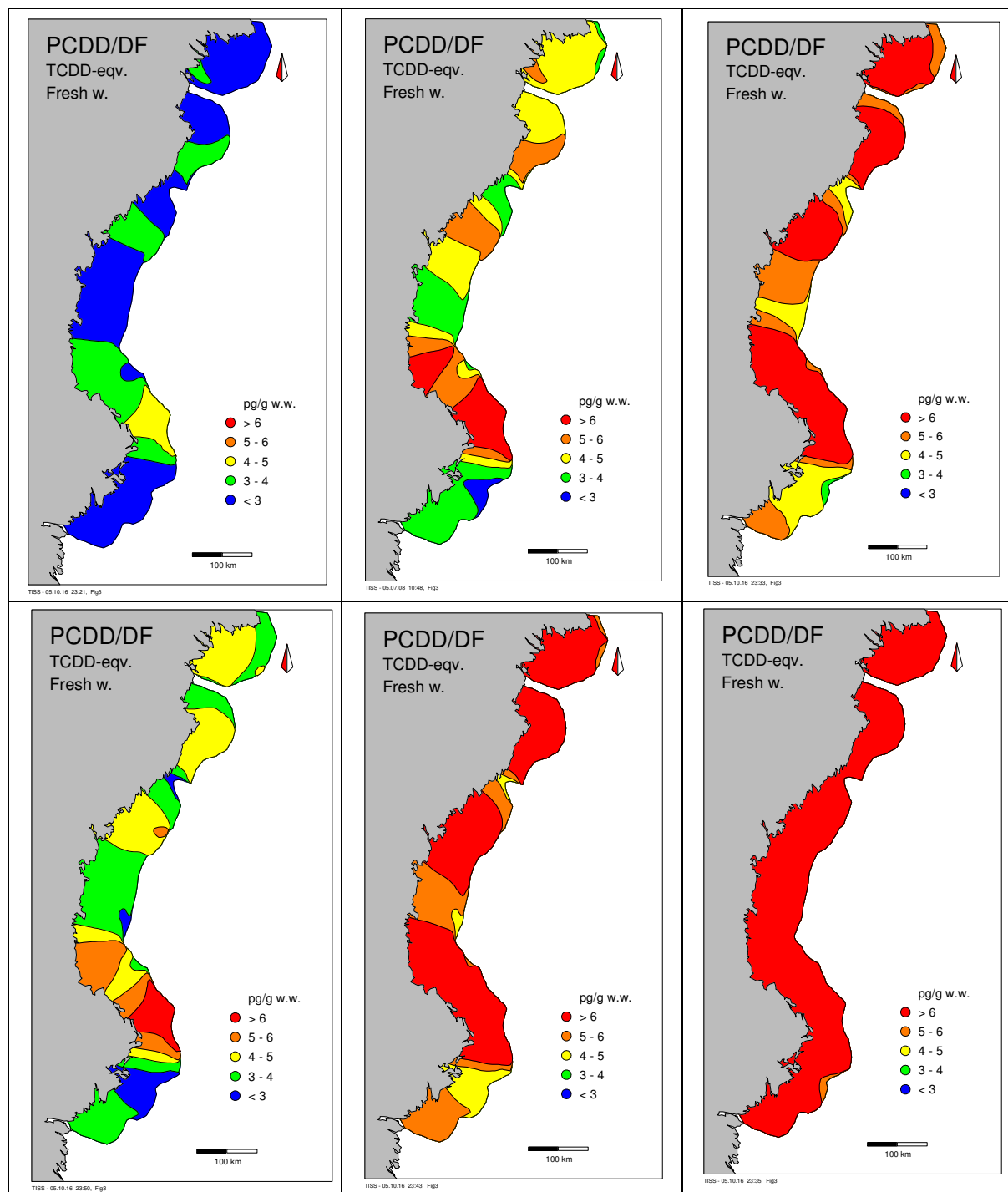
Mellanårsvariation

Inom det nationella programmet för övervakning av miljögifter i biota analyseras dioxiner i strömning från tre lokaler sedan början av 90-talet (Figur 12).

Tidsserierna antyder ingen trend i dioxinkoncentration under denna period. Däremot varierar medelkoncentrationen mellan år. Koncentrationer uppmätta i prov tagna ett enstaka år kan påverkas av faktorer som inte har med en förändrad miljöbelastning att göra (exempelvis temperatur). Proven tagna i denna studie, under 2004, skulle ju kunna vara från ett år med ovanligt höga eller låga koncentrationer. Med ledning från förväntad slumpmässig mellanårsvariation är det möjligt att beräkna hur koncentrationen under ett normalår skulle vara om det aktuella året låg ovanligt högt respektive lågt. I Figur 13 visas en jämförelse mellan koncentrationerna år 2004 (mittenkolumnen) och hur de skulle vara ett "normalår" om 2004 var ett år med höga koncentrationer (vänstra kolumnen) resp om det var ett år med låga koncentrationer (högra kolumnen).



Figur 12. PCDD/DF-TCDD-ekv pg/g färskvikt i höstfångad strömning (muskel) från referenslokaler i Bottenviken, södra egentliga Östersjön och Kattegatt. Data från det nationella övervakningsprogrammet för övervakning av miljögifter i marin biota, Naturhistoriska riksmuseet, analyser utförda vid Umeå universitet (Bignert et al. 2005).



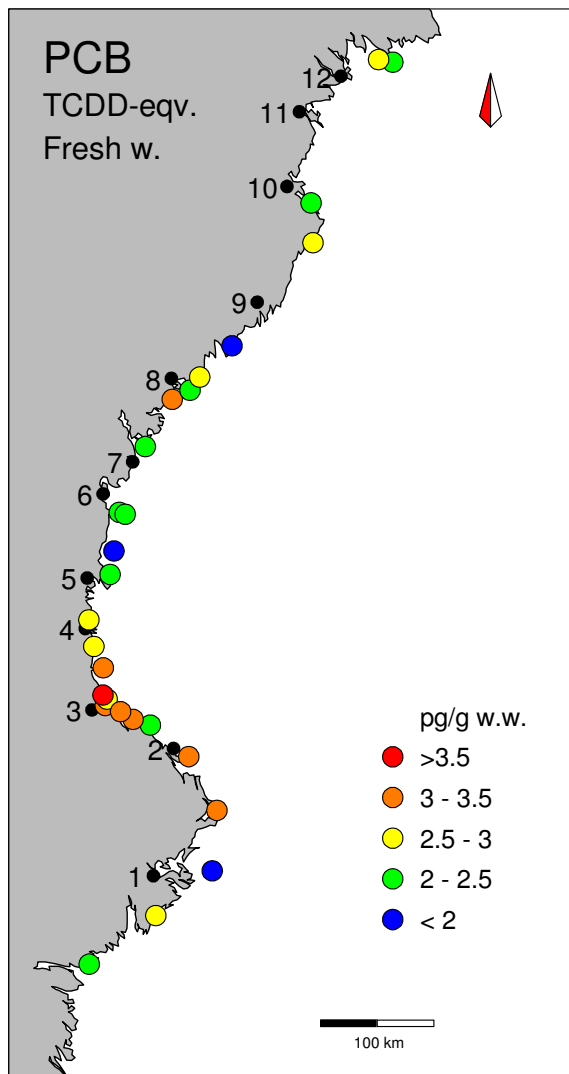
Figur 13. PCDD/DF-TCDD-ekv (pg/g färskvikt) i strömming fångad under sommaren 2004. Övre raden visar koncentration i enbart muskel, undre raden visar uppskattad koncentration i muskel + skinn + underhudsfett. Den vänstra kolumnen visar uppskattad koncentration ett normalår om det aktuella året 2004 var ett år med ovanligt höga koncentrationer (se Figur 12). Den högra kolumnen visar uppskattad koncentration ett normalår om det aktuella året 2004 var ett år med ovanligt låga koncentrationer (se Figur 12).

Plana PCB-er

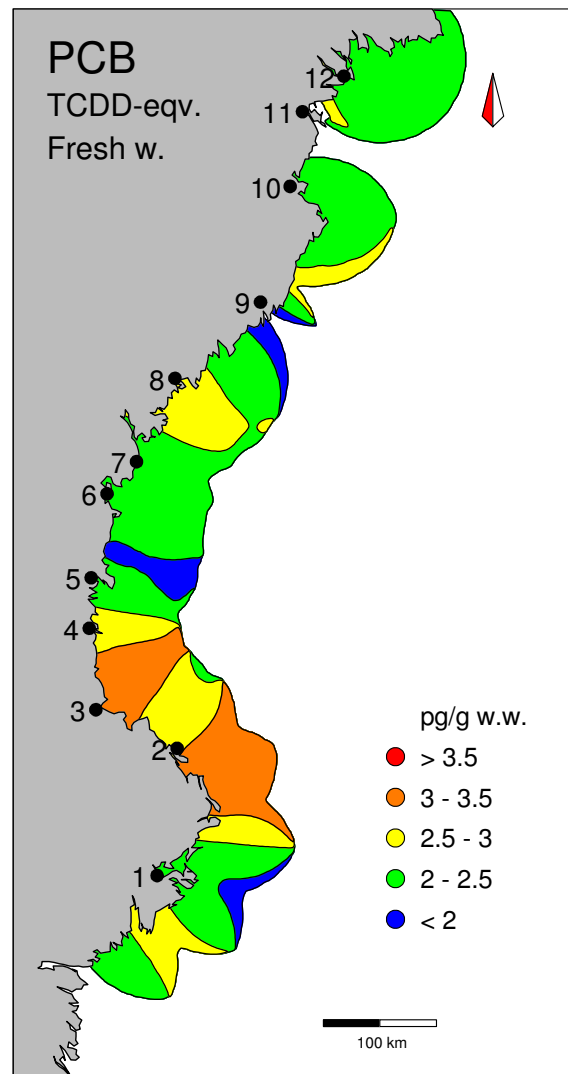
De PCB-kongener som saknar eller endast har ett klor i orto-position (s k plana PCB-er) har en viss förmåga att binda till samma receptor som dioxiner. Plana PCB-er har alltså liknande giftverkan som dioxiner och dibensofuraner (PCDD/DF) om än betydligt svagare. Koncentrationer av olika PCB-kongener kan alltså räknas om till TCDD-ekvivalenter precis som för PCDD/DF. Inom kort kommer också ett nytt gränsvärde för summan av bidraget både från PCDD/DF och plana PCB att träda i kraft. Tidigare undersökningar i Östersjön har uppskattat bidraget från plana PCB-er till summan av TCDD-ekvivalenter till ca 50% (Bjerselius *et al.*, 2003b). I de prov som analyserats i den föreliggande undersökningen i Bottenhavet är bidraget från plana PCB-er till summan mindre, i genomsnitt 35%.

Det nya gränsvärdet kommer med stor sannolikhet att bestämmas till 8 pg/g TCDD-ekvivalenter färskvikt. Det innebär att bidraget från de plana PCB-erna måste överskrida 4 pg/g för att öka risken att en fångst överskrider det nya gränsvärdet. Så är inte fallet i den här aktuella studien. För inget av samlingsproverna inom studieområdet överskrider bidraget 3.7 pg/g färskvikt. Det innebär i praktiken att en karta baserad på det nya sammanslagna värdet kommer ge intryck av större områden *under* gränsvärdet jämfört med en karta baserad på det gränsvärdet som enbart bygger på PCDD/DF. Enligt uppgift kommer dock troligen det gamla gränsvärdet gälla parallellt med det nya. En karta över provresultaten visar att de högsta koncentrationerna plana PCB-er (Figur 14 och 15) återfinns i samma områden som där de högsta PCDD/DF-koncentrationerna uppmättes (Figur 1 och 3). Summeras bidraget från PCDD/DF respektive plana PCB-er erhålls kartorna som redovisas i Figur 16 och 17.

I Figur 18 och 19 redovisas koncentrationer som kan förväntas om strömmingen konsumeras med skinn. Figur 18 visar bidraget från de dioxinlika PCB-erna och gränsvärdet 4 pg/g (uttryckt i TCDD-ekv, pg/g färskvikt), medan Figur 19 visar summan av dioxiner och dioxinlika PCB-er med det högre gränsvärdet på 8 pg/g inlagt. Uppskattningen är försiktigtvis gjord med en faktor 1.5 istället för exempelvis 2 som tidigare använts av Livsmedelsverket. Kartan med summan PCDD/DF/PCB är i stort sett röd med undantag av en kil i mellersta delen av Stockholms skärgård där proven ligger glest och ett samlingsprov gett en låg koncentration av dioxinliknande plana PCB-er.



TISS - 05.07.08 12:24, Fig6A

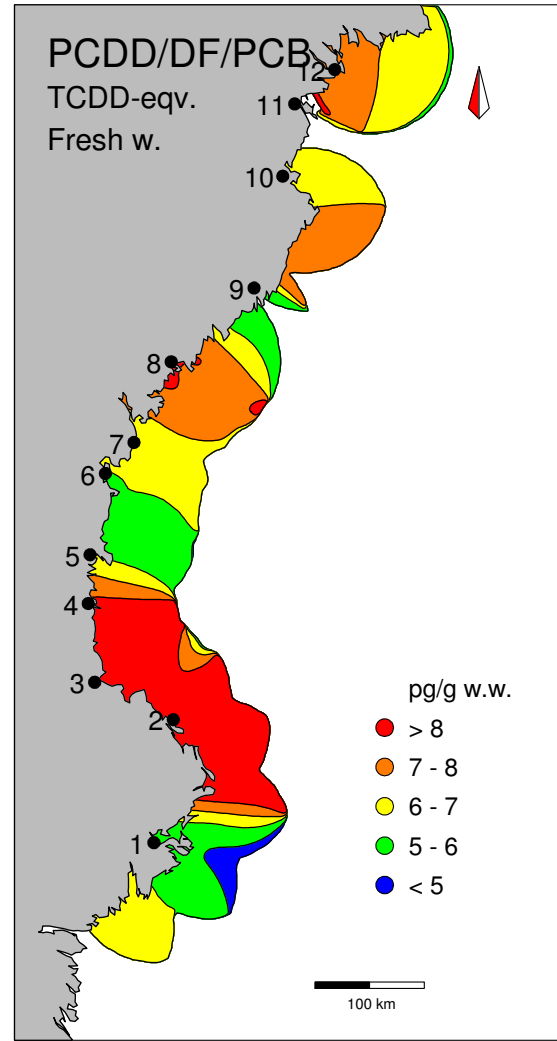
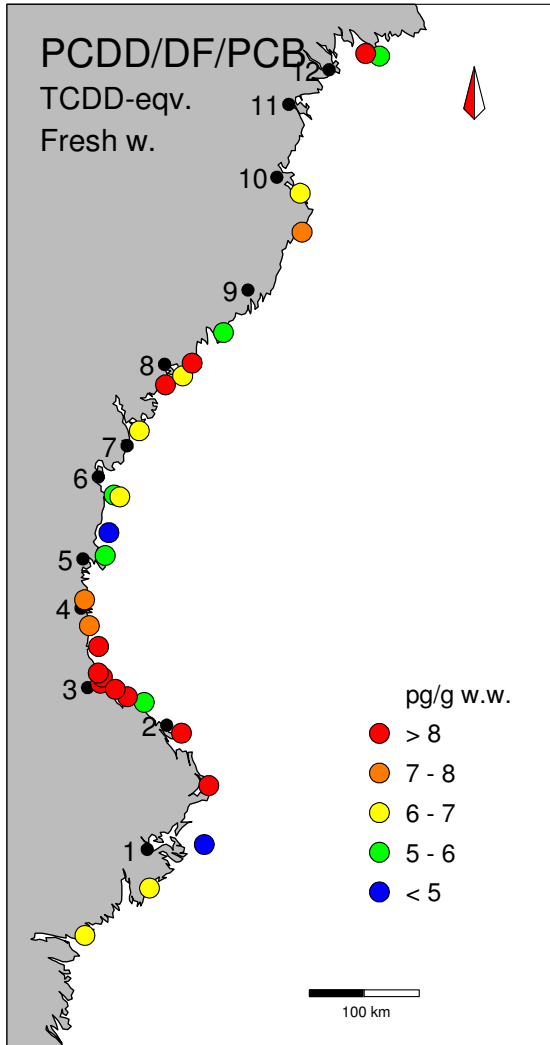


TISS - 05.07.08 12:33, Fig6B

Figur 14. Koncentrationer av plana PCB-er (uttrycka som TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) i muskel utan skinn från strömming fångad under sommaren 2004 från lokaler längs norra egentliga Östersjön och Bottniska viken. Inga prov överskrider 4pg/g färskvikt.

Figur 15. Generaliserad karta motsvarande Figur 14.

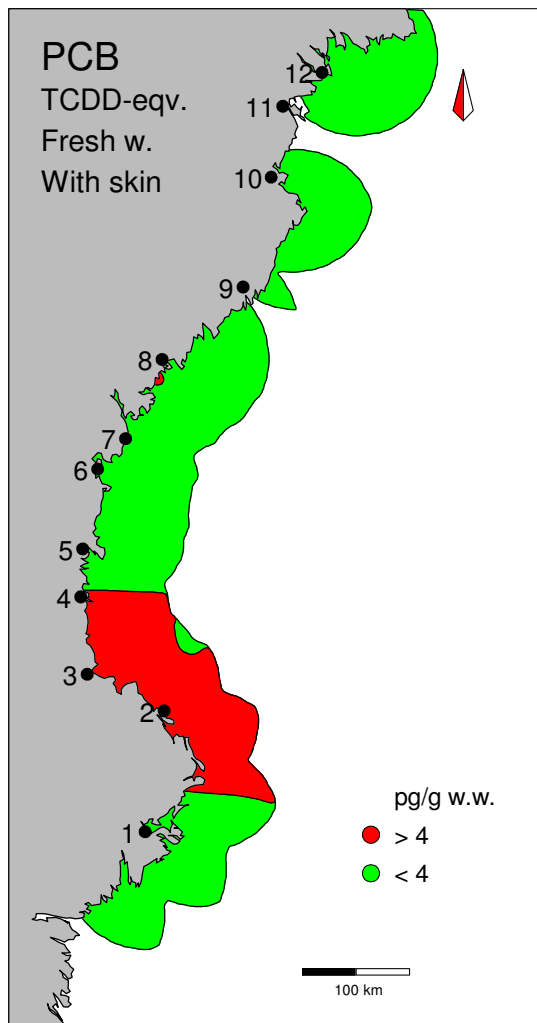
Svarta prickar markerar orter: 1) Stockholm, 2) Öregrund, 3) Gävle, 4) Söderhamn, 5) Hudiksvall, 6) Sundsvall, 7) Härnösand, 8) Örnsköldsvik, 9) Umeå, 10) Skellefteå, 11) Piteå, 12) Luleå.



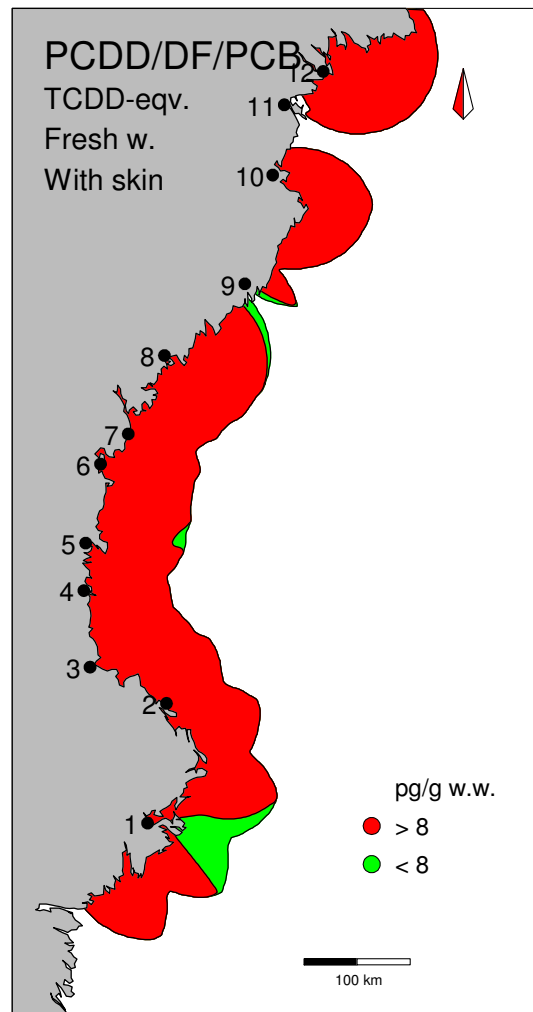
Figur 16. Koncentrationer av det summerade bidraget från PCDD/DF och plana PCB-er (uttryckta som TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) i muskel utan skinn från strömming fångad under sommaren 2004 från lokaler längs norra egentliga Östersjön och Bottniska viken. För de rödfärgade prickarna/områdena överskrider det föreslagna gränsvärdet för summa PCDD/DF + pPCB TCDD-ekvivalenter.

Figur 17. Generaliserad karta motsvarande Figur 16.

Svarta prickar markerar orter: 1) Stockholm, 2) Öregrund, 3) Gävle, 4) Söderhamn, 5) Hudiksvall, 6) Sundsvall, 7) Härnösand, 8) Örnsköldsvik, 9) Umeå, 10) Skellefteå, 11) Piteå, 12) Luleå.



TISS - 05.07.08 13:44, Fig8A



TISS - 05.11.10 08:39, Fig8B1

Figur 18. Koncentrationer av plana PCB-er (uttryckta som TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) i muskel med skinn från strömming fångad under sommaren 2004. Rödfärgade områden överskrider 4 pg/g.

Figur 19. Koncentrationer av det summerade bidraget från PCDD/DF och plana PCB-er (uttryckta som TCDD-ekvivalenter, pg/g färskvikt) i strömmingsmuskel med skinn. Rödfärgade områden överskrider det föreslagna gränsvärdet på 8 pg/g.

Svarta prickar markerar orter: 1) Stockholm, 2) Öregrund, 3) Gävle, 4) Söderhamn, 5) Hudiksvall, 6) Sundsvall, 7) Härnösand, 8) Örnsköldsvik, 9) Umeå, 10) Skellefteå, 11) Piteå, 12) Luleå.

Slutsatser

Resultaten visade att det föreligger tydliga geografiska skillnader i koncentrationer av dioxiner, dibensofuraner och dioxinlika PCB-er längs svenska kusten från Bottenviken ner till norra egentliga Östersjön. En övervägande del av kuststräckan visar dioxinkoncentrationer över det tillåtna gränsvärdet (4 pg/g färskvikt). Även fetthalterna uppvisar ett tydligt mönster. De högsta halterna återfinns i Bottenhavet och de lägsta i norra egentliga Östersjön.

Strömming äts nästan uteslutande med skinn, vilket gör att den faktiska belastningen på konsumenten är högre än den som beräknas från koncentrationer uppmätta i ren muskel. En jämförelse mellan fett uppmätt i ren muskel och fett uppmätt i muskel + skinn visade att om gränsvärdet ska gälla den strömming som faktiskt konsumeras så bör färskviktvärden baserade på ren muskel multipliceras med en faktor 1.5 – 1.9. Om detta görs ligger hela det undersökta området över 4 pg/g färskvikt.

Uppmätta halter i fisk fångad under vår-sommar jämfört med halter i fisk fångad under höst indikerar att det föreligger en tydlig säsongsvariation. De uppmätta sommarkoncentrationerna var mellan 2 och 5 gånger högre än de få prov som togs på hösten. Orsaken till säsongsskillnaden skulle till viss del kunna bero på att den höstfångade strömmingen hade en något lägre medelålder, men åldersskillnaden är inte en entydig förklaring. En annan tänkbar orsak är att vår-sommar-strömmingarna och höst-strömmingarna möjligen lever i skilda habitat vilket skulle kunna leda till variationer i exponeringsgrad, men ytterligare undersökningar krävs för att utreda frågan. En säsongsvariation av den här storleksordningen har givetvis stor betydelse för riskbedömningen.

Dioxinlika PCB-er har en liknade giftverkan som dioxiner och dibensofuraner. I de prov som analyserats i föreliggande undersökning är bidraget från de dioxinlika PCB-erna till summan av TCDD-ekvivalenter i genomsnitt ca 35%.

Referenser

Anon 2001. Council regulation amending commission regulation (EC) setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. EC No 2375/2001. The Council of the European Union.

Anon 2002a. Commission recommendation on the reduction of the presence of dioxins, furans and PCBs in feedingstuffs and foodstuffs (2002/201/EC). The Commission of the European Communities.

Anon. 2002b. KOMMISSIONENS DIREKTIV 2002/69/EG av den 26 juli 2002 om fastställande av provtagnings- och analysmetoder vid offentlig kontroll av dioxiner och bestämning av dioxinlika PCB i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L 209/5.

Anon. 2004. KOMMISSIONENS DIREKTIV 2004/44/EG av den 13 april 2004 om ändring av direktiv 2002/69/EG om fastställande av provtagnings- och analysmetoder vid offentlig kontroll av dioxiner och bestämning av dioxinlika PCB i livsmedel. Europeiska gemenskapernas officiella tidning, L 113/17.

Aune M., Bjerselius R., Atuma S., Larsson L., Bergh A., Darnerud P-O., Andersson A., Arrhenius F., Bergek S., Tysklind M. and Glynn A. 2003. Large differences in dioxin and PCB levels in herring and salmon depending on on tissue analysed. Organohalogen Compounds, Volumes 60-65, Dioxin 2003 Boston

- Bergqvist P.-A., Tysklind M., Marklund S., Åberg Å., Sundqvist K., Näslund M., Rosén I.-L., Tsytsik I. and Malmström H. 2005 Kartläggning av utsläppskällor för oavsiktligt bildade ämnen: PCDD/F, PCB och HCB. MK2005:01, 1-241.
- Bignert, A., Olsson, M., Persson, W., Jensen, S., Zakrisson, S., Litzén, K., Eriksson, U., Häggberg, L. And Alsberg, T. 1998. Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environmental Pollution* 99:177-198.
- Bignert A., Asplund L. and Willander A. 2005. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota. pp.1-132. Report to the Swedish EPA.
- Bjerselius R., Aune M., Darnerud P-O., Andersson A., Tysklind M., Bergek S., Lundstedt- Enkel K., Karlsson L., Appelberg M., Arrhenius F., Wickström H. and Glynn A. 2003a. Study of dioxin levels in fatty fish from Sweden 2001 – 2002 Part II. Organohalogen Compounds, Volumes 60-65, Dioxin 2003, Boston
- Bjerselius R., Aune M., Darnerud P-O., Andersson A., Tysklind M., Bergek S., Lundstedt- Enkel K., Karlsson L., Appelberg M., Arrhenius F., Wickström H. and Glynn A. 2003b. PCDD/PCDF contribute with half of the total TEQ found in fatty fish from the Baltic Sea. Organohalogen Compounds, Volumes 60-65, Dioxin 2003, Boston
- Danielsson C., Wiberg K., Korytar P., Bergek S., Brinkman U.A.T. and Haglund P. 2005, J. Chromatogr. A, in press
- Davis J.C. 1986 Statistics and Data Analysis in Geology, Wiley & Sons, New York, ISBN 0-471-08079-9
- Jensen, S., Reutergårdh, L. and Jansson, B. 1983. Analytical methods for measuring organochlorines and methyl mercury by gas chromatography. FAO Fish. Technical paper, 212, 21-33.
- Karl H., Ruoff U. 2004. Dioxines and dioxin-like PCBs in fish in general and in particular from the Baltic Sea. Organohalogen compounds – Volume 66 (2004).
- Kiviranta H., Vartiainen T., Parmanne R., Hallikainen A., Koistinen J. 2003. PCDD/Fs and PCBs in Baltic herring during the 1990s. *Chemosphere* 50 (2003) 1201–1216
- Olsson M., Bignert A., deWitt C. and Haglund P. 2003a. Bottniska viken 2002, Årsrapport från den marina miljöövervakningen. Dioxiner - ett särskilt problem för Bottenhavet. s. 35-39. Umeå Marina Forskningscentrum.
- Olsson M., Bignert, A., de Wit C., Haglund P. 2003b. Dioxiner i Östersjöns fisk – ett hot mot svenskt fiske. Miljötillståndet i Egentliga Östersjön Rapport 2003. Stockholms Marina Forskningscentrum s. 3-8.
- Olsson, M., de Wit C., Bignert, A., Haglund P. 2004. Miljögifter i biota. Bottniska viken 2003. Årsrapport från den marina miljöövervakningen. Umeå Marina Forskningscentrum.
- Olsson M., Asplund L., Bignert A., deWit C., Ericsson U., Haglund P. 2005. Dioxiner i kustlevande fisk från södra Bottenhavet, en studie av presumtiva föroreningskällor. Rapport till Naturvårdsverket.
- Parmanne R. 1990. *Finn. Fish. Research* 10: 1-48.

Länsstyrelsens rapporter 2005

- 2005:1 "Barn i familjehem och Hem för vård eller Boende i Gävleborg - Kartläggning gällande 2003 samt verksamhetstillsyn i fem kommuner 2003 - 2004"
- 2005:2 Vem ser barnet? En granskning av 100 familjehemsplacerade barn åren 2002-2003.
- 2005:3 Blåstång vid Gävleborgskusten 2004
- 2005:4 Fiskyngel och undervattensvegetation i Axmars Naturreservat, Gävleborgs län
- 2005:5 Näringslivsklimat och entreprenörskap - en jämförande studie mellan Värmlands, Dalarnas och Gävleborgs län
- 2005:6 Hur mår miljön i Gävleborg?
Rapport nr 4 i Länsstyrelsen Gävleborgs miljömålsserie
- 2005:7 Lex Sarah - anmälningar i Gävleborgs län 2004
- 2005:8 Handeln som tillväxtmotor - en analys av handeln i Gävleborgs län
- 2005:9 Projekt energiplaner - sammanställning av energikarteringar för tillståndspliktiga företag i Gävleborgs län
- 2005:10 Vem bestämmer - sammanfattning av tillsyn i elva särskilda boenden för äldre i Gävleborgs län år 2004-2005
- 2005:11 Personligt ombud i Mellansverige - myndighetseffekter
- 2005:12 Kommunernas insatser för personer med psykiska funktionshinder - socialtjänstens insatser i Gävle kommun
- 2005:13 Ej verkställda domar och beslut enligt SoL och LSS i Gävleborg
- 2005:14 Företrädda områden i Gävleborgs län - Inventering av branscher inom skogsindustrisektorn
- 2005:15 Samverkan med brukarorganisationer
- 2005:16 Hur försurat är egentligen Gävleborg?
- 2005:17 Personligt ombud i Mellansverige - klienteffekter. En gemensam rapport från fem länsstyrelser.
- 2005:18 Artkartering av fladdermöss i Gävleborgs län 2005 - inventering med ultraljuds-detektor & nätfångst
- 2005:19 Inventering av vattensalamandrar i Gävleborgs län 2005
- 2005:20 Inventering av grodor och paddor i Gävleborgs län 2005
- 2005:21 Karaktärisering av avfall
- 2005:22 Luftmätningar i Gävleborgs län - sammanställning fram till 2005
- 2005:23 Geografisk variation i koncentrationer av dioxiner och PCB i strömming från Bottniska viken och norra egentliga Östersjön
- 2005:24 Personligt ombud i Mellansverige - ombuden och deras arbete
- 2005:25 Social hållbarhet i Gävleborgs län

Tryck: Länsstyrelsen Gävleborg

Rapportnr: 2005:23

ISSN: 0284-5954

Upplaga: 85 ex



Länsstyrelsen
Gävleborg

Besöksadress: Borgmästarplan, 801 70 Gävle **Telefon:** 026-17 10 00

Webbadress: www.x.lst.se