



**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 1140/2013

Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2012

TA
3028
2013

Utført av NIVA i samarbeid med NILU

NIVA
Norsk institutt for vannforskning



Forord

På oppdrag av Klima og forurensningsdirektoratet (Klif) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) kartlagt forekomsten av utvalgte miljøgifter i fisk og zooplankton fra Mjøsa, innsamlet i 2012. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere (PBDE og HBCDD), PCB, DDT, klorerte parafiner, dioksiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv.

Resultatene er sammenliknet med tidligere data fra Klifs overvåkningsprogram fra Mjøsa, samt data fra andre forskningsprosjekter, rapporter og ikke tidligere publisert data fra NIVA. Deler av dette materialet er framskaffet i forbindelsene med forskningsråd-prosjektene 141202/720 (Brominated flame retardants and polychlorinated alkanes in terrestrial and fresh water environments of Norway) og 171570 (ToxLake). Vi har ved hjelp av dette datamaterialet bygget opp tidsserier som dokumenterer utviklingen av miljøgifter i fisk og zooplankton.

Feltarbeidet og prøvetakning av biologisk materiale fra 2012 har vært gjort av personell fra NIVA (Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud, og Eirik Fjeld) samt lokale fiskere.

Ved NILU har seniorforsker Ellen Katrin Enge vært ansvarlig for de kjemiske analysene.

Hovedansvarlig for rapporteringen av prosjektet har vært Eirik Fjeld.

For oppdragsgiver har ansvarlig saksbehandler vært sjefingeniør Tor Johannessen, samt overingeniør Norith Habberstad Eckbo.

En stor takk rettes til alle medarbeidere og involverte for et godt samarbeid.

Oslo, mai 2013

Eirik Fjeld

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Extended abstract	8
3. Innledning	11
4. Material og metode	12
4.1 Prøvematerialet.....	12
4.2 Analyser – forbindelser og metoder	13
4.3 Databehandling og statistiske analyser	14
5. Lengde, vekt, fett og stabile isotoper	15
5.1 Resultater fra 2012	15
5.2 Utvikling i perioden 2007–2012	18
6. Miljøgifter i fisk, 2012	20
6.1 Midlere konsentrasjoner	20
6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter	24
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling	26
7.1 Polybromerte difenyletere (PBDE) i ørret	26
7.2 Polybromerte difenyletere (PBDE) i lågåsild.....	30
7.3 Polybromerte difenyletere (PBDE) i krøkle	33
7.4 Heksabromosyklododekan (HBCDD) i fisk	35
7.5 Polyklorerte bifenyler (PCB) i fisk	37
7.5.1 Tidsutvikling	37
7.5.2 Forholdet mellom ulike PCB-kongenere.....	39
7.6 Diklordifenyltrikloretan (DDT) i fisk	41
7.7 Klorerte parafiner (S/MCCP) i fisk	44
7.8 Perfluorerte stoffer (PFC) i fisk	46
7.9 Dioksiner og dioksinliknende PCB i fisk	48
8. Kvikksølv (Hg) i fisk, tidsutvikling	50
8.1 Ørret	50
8.2 Krøkle.....	53
8.3 Lågåsild	54
9. Miljøgifter i <i>Mysis relicta</i>	57
9.1 Polybromerte difenyletere (PBDE)	57
9.2 Heksabromosyklododekan (HBCDD).....	58
9.3 Polyklorerte bifenyler (PCB)	59
9.4 Diklordifenyltrikloretan (DDT).....	60
9.5 Kvikksølv (Hg).....	61
9.6 Dioksiner, perfluorerte stoffer (PFC) og klorerte parafiner (S/MCCP).....	62
10. Referanser	64

1. Sammendrag

Som et ledd i Klifs overvåkning av miljøgifter har NIVA høsten 2012 samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa. Det ble analysert for kvikksølv og organiske miljøgifter i individuelle muskelprøver av ørret, lågåsild og krøkle, samt blandprøver av det planktoniske krepsdyret *Mysis relicta* (istidskreps).

De organiske miljøgiftene som det ble analysert for var DDT, PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv, samt bromerte flammehemmere av typen PBDE og HBCDD. Analysene ble gjort på NILUs analyselaboratorium.

For å belyse utviklingen i forurensningssituasjonen er resultatene fra 2012 satt sammen med tidligere data fra Klifs overvåkningsprogram (startet i 2003), samt data fra andre forsknings- og overvåkningsprosjekter.

For hver forbindelse/stoffgruppe ble det gjort analyser av 20 muskelprøver av hver fisk. Midlere vekt (\pm standard avvik) for ørret, krøkle og lågåsild var henholdsvis: $2,5 \pm 1,1$ kg, 92 ± 16 g, og 80 ± 6 g. For *Mysis* ble det analysert tre blandprøver.

Overvåkingsprogrammet viser at det fra midten av 2000-tallet har vært en markant avtakende trend i konsentrasjonene av de bromerte flammehemmerene PBDE og HBCDD i fisk og i *Mysis*. For lågåsild, hvor vi har den lengste tidsserien, er konsentrasjonene nå på omlag samme nivå som på første halvdel av 1990-tallet, før de store utslippene fra en tekstilbedrift ved Lillehammer startet. Nivåene av PCB har vært forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet, men er betydelig redusert sammenliknet med nivåene på 1990-tallet. Konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB var under gjeldende omsetningsgrense for alle artene. Konsentrasjonen av kvikksølv har gått betydelig ned siden de høye nivåene på 1960- og 1970-tallet, men for ørret kan det registreres en viss økning i 2006–2012 sammenliknet med data fra de foregående ti år. I gjennomsnitt vil konsentrasjonen av kvikksølv i ørret overstige omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg når fisken blir større enn omlag 55 cm eller 1,9 kg.

Polybromerte difenyletere – PBDE

Midlere konsentrasjoner av Σ PBDE8 (åtte viktige kongener) i ørret, krøkle og lågåsild fanget i 2012 var henholdsvis 38,0, 9,6 og 10,0 ng/g våtvekt. En sammenlikning med historiske data viser at dagens nivåer er omlag 5–10 % av de høyeste nivåene som ble registrert i første halvdel av 2000-tallet. Den markante nedgangen skyldes slutt på bruken av PBDE i en tekstilbedrift ved Lillehammer etter at NIVA og NINA i 2001 og 2003 meldte om svært høye konsentrasjoner av PBDE i fisk fra Mjøsa. De dominerende kongenerene var BDE-47, -99, og -100. Samlet utgjorde disse omlag 85–95 % av Σ PBDE8. Andelen av BDE-99 varierte betydelig mellom artene og var i liten grad tilstede hos krøkle.

Trendanalyser bekrefter at det har skjedd en statistisk signifikant reduksjon i konsentrasjonen av PBDE på våtvektsbasis fra midten av 2000-tallet, både for ørret, lågåsild og krøkle. For lågåsild var midlere konsentrasjonen i prøvene fra 2011 og 2012 henholdsvis 6–10 ng/g våtvekt. Verdiene i 1993 og 1995 var 4 ng/g våtvekt, som er fra før de store utslippene av PBDE begynte. Høyeste middelverdi var i 2002 (82 ng/g).

Reduksjonen over tid har vært størst for BDE-99. Dette har trolig sammenheng med at denne

kongeneren lett biotransformerer (debromineres) til BDE-47. Ulik grad av debrominering i næringskjedene til de enkelte fiskeartene – eller hos de ulike artene – kan også forklare den varierende andelen av BDE-99 hos ørret, lågåsild og krøkle.

Også i det planktoniske krepsdyret *Mysis relicta* (istidskreps), som er et viktig byttedyr for krøkle, har konsentrasjonen av PBDE sunket over tid. Middelkonsentrasjonene i prøver fra Skreia, som ligger midtjords i Mjøsa, samlet inn i perioden 2010–2012 synes å ha stabilisert seg på omlag 1 ng/g våtvekt. Dette er 15 % av konsentrasjonen i 2005 (6,6 ng/g våtvekt), som er det høyeste nivået som er registrert.

Heksabromocyclododekan – HBCDD

Midlere konsentrasjon av α -HBCDD i ørret, krøkle og lågåsild fanget i 2012 var henholdsvis 11,4, 3,0 og 4,6 ng/g våtvekt. Dette er en vesentlig reduksjon i forhold til de maksimale nivåene som ble målt på midten av 2000-tallet (25–45 % av nivået). De to andre isomerene, β - og γ -isomerene, forekommer kun i små mengder. I de tekniske blandingene av HBCDD dominerer γ -isomerer, men den lave tilstedeværelsen av denne i fisk kan forklares med en bioisomerisering (biologisk omdanning) til α -HBCDD.

For *Mysis* var middelkonsentrasjonen av α -HBCDD ved Skreia i perioden 2010–2012 stabil med 0,5–0,6 ng/g våtvekt, dvs. en reduksjon til 20 % av maksimalnivået i 2005. Nedgangen har trolig sammenheng med slutt på bruken av HBCDD i en tekstilbedrift ved Lillehammer.

Polyklorerte bifenyler – PCB

Midlere konsentrasjon av \sum PCB7 i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2012 var henholdsvis 27,7, 13,0 og 16,4 ng/g våtvekt. Dette er en betydelig reduksjon siden 1990-tallet, hvor prøver av ørret og lågåsild viser konsentrasjoner på henholdsvis 75 og 50 ng/g våtvekt (reduisert til omlag 37 og 26 % av nivået).

Middelkonsentrasjonen av \sum PCB7 hos *Mysis* fra Skreia i 2012 var 1,2 ng/g våtvekt, det vil si en reduksjon til nær 40 % av nivået i 2006. Den høyeste verdien som er målt ved denne stasjonen, ble målt i årar, og da lå den på 2,9 ng/g våtvekt.

Diklorodifenyiltrikloroetan – DDT

Midlere konsentrasjon av \sum DDT i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2012 var henholdsvis 36,0, 23,0 og 15,4 ng/g våtvekt. Konsentrasjonene har sunket vesentlig siden 1998 da konsentrasjonene i prøver av ørret og lågåsild var henholdsvis 61 og 54 ng/g våtvekt (reduisert til omlag 55 og 10 % av nivået).

For *Mysis* i 2011 var middelkonsentrasjonen av \sum DDT i prøver fra Skreia 3,3 ng/g våtvekt. Dette er omlag 60 % av konsentrasjonen i 2006.

Klorerte parafiner – SCCP/MCCP

Midlere konsentrasjoner av SCCP (kortkjedede klorerte parafiner) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2012 må karakteriseres som lave, med henholdsvis 2,3, 3,6 og 2,0 ng/g våtvekt. Det vil si en reduksjon til omlag 10–20 % av 2008-nivåene.

Midlere konsentrasjonen av SCCP hos *Mysis* i lå stabilt i området 2,0–4,0 ng/g våtvekt i perioden 2009–2012. Dette tilsvarer en reduksjon til omlag 10–30 % av nivåene påvist i 2008 (13–20 ng/g våtvekt).

Perfluorerte stoffer – PFC

Av perfluorerte stoffer ble det i 2012, som i 2011, hovedsakelig påvist PFUnA og PFOS i kvantifiserbare mengder. PFUnA har ikke blitt detektert før 2011, noe som kan skyldes innføringen av et nyere analyseinstrument dette året. Gjennomsnittlig sum av disse kongenerene i 2012 var 1,6–6,6 ng/g våtvekt. PFOS har vært detektert siden 2008, og vanlig forekommende nivå siden da har vært lavt, ca. 1–4 ng/g våtvekt.

Hos *Mysis* var det kun PFOS som forekom i kvantifiserbare mengder i 2012, og midlere konsentrasjonen var svært nær deteksjonsgrensen med 0,1 ng/g våtvekt. Dette er reduksjon siden målingen startet i 2008, da maksimalt nivå på 1,9 ng/g våtvekt ble registrert.

Dioksiner og dioksinliknende PCB

Midlere konsentrasjon av sum toksiske dioksinekvivalenter fra dioksiner og dioksinliknende PCB (non- og mono-orto PCB) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2012 var henholdsvis 2,6, 1,5 og 1,6 pg TE/g våtvekt. Dette er under EUs omsetningsgrense på 6,5 pg TE/g våtvekt. Nivåene har vært forholdsvis stabile siden begynnelsen på 2000-tallet. I stor ørret (middelvekt på 6–10 kg) fanget i 2003 ble det funnet konsentrasjonen kunne oversteg omsetningsgrensen. Midlere konsentrasjon i prøver av *Mysis* var 0,48 pg TE/g våtvekt.

Kvikksølv – Hg

Midlere konsentrasjoner av kvikksølv i prøvene av ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2012 var henholdsvis 0,68, 0,13 og 0,63 mg/kg våtvekt.

For ørret finnes det et større datamateriale på kvikksølvkonsentrasjoner for perioden 1979–2012 og sammenlikninger av lengdejusterte middelverdier (57,5 cm, 2,1 kg) er mulig. Etter et svært høyt nivå i 1979–80 på 1,39 mg/kg, falt konsentrasjonen og nådde et minimum i 2005 på 0,36 mg/kg. Deretter økte den brått til et høyere nivå i området 0,44–0,61 mg/kg i 2006–2012. Nivået i 2012 (0,61 mg/kg) var ikke statistisk signifikant forskjellig fra de i 2006–2011. Basert på materialet fra 2006–2012 er det overveiende sannsynlig at omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg overskrides når ørret overstiger en størrelse på omlag 55 cm eller 1,9 kg. Tilsvarende endringer kunne ikke finnes i lågåsild eller krøkle. Årsaken til økningen i ørret de siste årene er uvisst, men en hypotese kan være endringer i diett (mer og større krøkle).

For *Mysis* i 2012 var den midlere konsentrasjonen i tre prøver fra Skreia ved 0,028 mg/kg våtvekt, og dette er innenfor det vanlige variasjonsområdet vi har observert siden 2006 (ca. 0,1–0,5 mg/kg våtvekt).

2. Extended abstract

Title: Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa, 2012

Year: 2013

Authors: Eirik Fjeld (NIVA), Ellen Katrin Enge (NILU), Sigurd Rognerud (NIVA), Jarl Eivind Løvik (NILU)

Source: Climate and Pollution Agency (Klif) report TA-3028/2013

ISBN NO: 978-82-577-6235-3

Here, we report the results of 2012 from the monitoring program on environmental contaminants in Lake Mjøsa. The study is done by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and Norwegian Institute for Air Research (NILU) (chemical analysis) on behalf of the Climate and Pollution Agency (Klif). Filet samples of fish (brown trout, *Salmo trutta*; smelt, *Osmerus eperlanus*; vendace, *Coregonus albula*) and zooplankton (*Mysis relicta*) were analyzed for brominated flame retardants (PBDE, HBCDD), DDT, PCB, dioxins, chlorinated paraffins, perfluorinated alkylated compounds (PFC) and mercury. From each fish species, 20 samples of muscle filets were analyzed for contaminants. The mean weight (\pm SD) of the analyzed fishes was: brown trout, 3.4 ± 2.0 kg; smelt, 45 ± 28 g; vendace, 79 ± 4 g.

Time series of contaminants in fish were compiled by combining data from the monitoring program of Klif (started in 2003) with data from other surveys and research projects, extending back to 1967 for mercury in fish.

Polybrominated diphenylethers – PBDE

Mean concentrations of Σ PBDE8 (eight major congeners) in trout, vendace and smelt caught in 2012 were respectively 36.8, 10.0 and 9.6 ng/g w.w. (wet weight). This is about 5–10% of the highest levels recorded in the first half of the 2000s. The dominant congeners were BDE-47, -99, and -100. Overall, they constituted about 80–90% of Σ PBDE8. The proportion of BDE-99 varied significantly between species and this congener was present only in a limited extent in smelt.

Trend analyses showed a statistically significant reduction in the concentration of PBDEs from the middle of the 2000s for all three fish species. For vendace the mean concentration in the samples from 2011 and 2012 (6–10 ng/g w.w.) was about the same as in 1993 and 1995 (4 ng/g w.w.), which is before the major discharges of PBDEs from a local textile factory began.

The decreasing trend was greatest for BDE-99, which probably is due to biotransformation (debromination) to BDE-47.

A decreasing trend of PBDE was also shown for the planktonic crustacean *Mysis relicta* (an important food item for smelt). At the Skreia station, in the central part of the lake, the mean concentration was reduced from 26.2 ng/g w.w. in 2005 to 0.9 ng/g w.w. to a level of about 1 ng/g w.w. in 2010–2012.

Hexabromocyclododecane – HBCDD

Mean α -HBCDD concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2012, were 11.4, 4.6 and 3.0 ng/g w.w., respectively. The concentrations were dominated by the α -isomere, whereas the β - and γ -isomers only existed in small quantities. In technical HBCDD

products the γ -isomere is prevailing, but the low presence of this isomere in fish may be explained by bioisomerization of this to α -HBCDD. A significant decreasing trend from 2005 was found for both vendace and smelt.

In the planktonic crustacean *M. relicta* the mean concentrations in the period 2010–2012 were about 0.5 ng/g w.w. This is a reduction to 30% of the 2009 level and 20% of the 2005 level.

Polychlorinated biphenyls – PCB

Mean Σ PCB7 concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2012, were 27.7, 13.0 and 16.4 ng/g w.w. This is a significant reduction compared to the 1990's, when the concentrations in trout and vendace were about 50 and 75 ng/g w.w., respectively.

The average concentration of Σ DDT in *Mysis* samples from 2012 was 1.2 ng/g w.w.. This is a reduction to about 40 % of the highest registered level in 2006 (2.9 ng/g w.w.)

Dichlorodiphenyltrichloroethane – DDT

Mean Σ DDT concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2012, were 36.0, 23.0 and 15.4 ng/g w.w., respectively. This is a substantial reduction as compared with data from 1998, when concentration of 61 ng/g and 54 ng/g were found in brown trout and vendace, respectively.

The mean concentration of Σ DDT in the three samples of *M. relicta* from 2012 was 3.3. ng/g w.w. This is about 60% of the concentration in 2006.

Chlorinated paraffins – SCCP/MCCP

Mean concentrations of SCCP (short chained chlorinated paraffins) in brown trout, vendace and smelt caught in 2012 were low, respectively 2.3, 3.6 and 2.0 ng/g w.w. This is a reduction to approximately 10–30% of the levels detected in 2008. The concentrations of MCCP (medium chained chlorinated paraffins) were in general below the detection limits (usually < 0.1 ng/g w.w.)

Mean concentrations of SCCP in *M. relicta*, sampled in 2009–2012 were in the range 2.0–4.0 ng/g w.w. This is substantially lower than the levels from 2008 (13–20 ng/g w.w.).

Perfluorinated alkylated compounds – PFC

PFOS and PFUnA were in quantifiable amounts in all three fish species in 2012, as in 2011. The mean sum of these compounds were respectively 1.6–6.6 ng/g w.w. PFOS have been detected in quantifiable concentrations since 2008, with mean levels in the range of 1–4 ng/g w.w.

Only PFOS were found in quantifiable amounts in the three samples of *M. relicta* from 2012. Average concentration was 0.1 ng/g w.w. This is a reduction compared to 2008, when a maximal concentration of 1.9 ng/g was registered.

Dioxins and dioxin-like PCBs

Mean concentrations of toxic dioxin equivalents (TE) of dioxins and dioxon-like PCBs in brown trout, vendace and smelt, caught in 2012, were 2.6, 1.5 and 1.6 pg TE/g w.w., respectively. This is below the EU's recommended maximum level of 6.5 pg TE/g w.w. The concentrations have been stable during the last decade. The average concentration in three samples of *M. relicta* was 0.48 pg TE/g w.w.

Mercury – Hg

Mean concentrations of mercury in brown trout, vendace, smelt and perch, caught in 2012 were 0.68, 0.13, and 0.63 mg/kg w.w., respectively.

In brown trout, the length adjusted mean mercury concentrations (mean length \approx 57,5 cm, mean weight \approx 2,1 kg) was reduced from 1.39 mg/kg in a survey from 1979–1980 to 0.36 mg/kg in survey carried out in 1982–1984. A decreasing trend was found up to 2005 (0.36 mg/kg), but then the concentrations in 2006 abruptly increased and varied between 0.44–0.59 mg/kg in 2006–2011. The level in 2012 (0.68 mg/kg) was not statistically significantly different from those in 2006–2011. Based on the 2006–2012 data the average mercury content in brown trout exceeds the EU consumption limit of 0.5 mg/kg when the fish grow larger than than 55 cm or 1.9 kg.

For *M. relicta* the average concentration of mercury in 2012 was 0.028 mg/kg w.w, which is within the concentration range observed since 2006 (0.1–0.5 mg/kg w.w.).

3. Innledning

Som et ledd i Klifs overvåkning av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa høsten 2012. Prøvene ble analysert for ulike organiske miljøgifter og kvikksølv ved NILUs analyselaboratorium. Dette overvåkningsprogrammet startet opp i 2003, etter at det ble rapportert om betydelig forhøyede konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i fisk fra Mjøsa (Fjeld *et al.* 2001, NILU/NIVA 2003).

I denne rapporten redegjøres det for forekomsten av bromerte flammehemmere av typen PBDE og HBCDD, så vel som PCB, DDT med nedbrytingsprodukter, klorerte parafiner, dioksiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv, i fisk og krepsdyret *Mysis relicta* (istidskreps).

Siden 2007 har analyseinnsatsen blitt betydelig styrket ved at det har blitt analysert prøver av individuelle fisk, og ikke blandprøver av fisk (Fjeld *et al.* 2008). Dette gir muligheten til å belyse naturlig variasjon i akkumuleringen av miljøgifter, se på sammenhengen mellom fiskestørrelse og konsentrasjoner, samt gi en mer robust statistisk sammenlikning med tidligere historiske data.

4. Material og metode

4.1 Prøvematerialet

Prøvematerialet av ørret, lågåsild, krøkle og *Mysis* ble innsamlet i løpet av august–oktober 2012. Fisk ble fanget med garn, i hovedsak av lokale fiskere. Det meste av fisken ble fanget nord i Mjøsa, ved Gjøvik og ved Vingrom. Dette er alle pelagiske arter som streifer på næringsvandring omkring i Mjøsa, og det er derfor lite sannsynlig at man vil finne lokale forskjeller i deres innhold av miljøgifter. *Mysis* og epipelagisk zooplankton ble tatt med horisontale hovtrekk med planktonhov ved Skreia, sentralt i Mjøsa.

Prøvene av *Mysis* blandet med zooplankton ble oppbevart kjølig (≈ 4 °C) noen få timer etter prøvetaking og fram til at *Mysis* ble sortert fra det øvrige zooplanktonet ved å sile prøvene gjennom en grovmasket nylonduk (1 mm maskevidde) og plukke dem ut med en pinsett av rustfritt stål. *Mysis* er en flerårig art, men prøvene ble ikke sortert i generasjoner (som er av ulik størrelse). Mengdemessig har prøvene i betydelig grad vært dominert av generasjonene 1+ og 2+ (henholdsvis i sin andre og tredje vekstsesong).

Etter fangst ble fisk oppbevart ved omgivelsestemperatur i båten (inntil en time) for deretter bli fraktet til land for så å bli oppbevart nedfrost fram til opparbeiding ved NIVA. Ved NIVAs lab for prøvetaking av fisk ble det tatt 20 individuelle muskelprøver (filet) fra hver art. Alle prøver ble oppbevart nedfrost ved -20 °C på spesialbehandlede glass (glødet ved 500 °C) fram til analyse.

Tabell 1. Historiske data på miljøgifter i fisk fra Mjøsa, hentet fra overvåkningsrapporter, notater og upubliserte data

art	fangstår	miljøgift	referanse
krøkle, lågåsild	1967–1968	Hg	Underdal 1970
krøkle, lågåsild, ørret, abbor	1979–1980	Hg	Sandlund <i>et al.</i> 1981
krøkle, ørret	1982–1984	Hg	Eriksen <i>et al.</i> 1991
krøkle, ørret, abbor	1998	Hg, PCB	Fjeld <i>et al.</i> 1999
krøkle, lågåsild, ørret	1993–2003	PBDE, PCB	Fjeld <i>et al.</i> 2004a Mariussen <i>et al.</i> 2008
krøkle, lågåsild, ørret	1993–2003	PBDE, PCB	Fjeld <i>et al.</i> 2004b
krøkle, lågåsild, ørret	2004	PBDE, PCB, Hg	Fjeld <i>et al.</i> 2008b
abbor	2002, 2006	Hg	upubliserte data fra G. Kjellberg, NIVA
krøkle, lågåsild, ørret, zooplankton	2005	PBDE, PCB, Hg	Fjeld 2006
krøkle, lågåsild, ørret, zooplankton	2006	PBDE, PCB, Hg	Fjeld 2007
krøkle, lågåsild, ørret, zooplankton	2007-2011	PBDE, HBCDD, PCB, Hg	Fjeld <i>et al.</i> 2008, 2009, 2010, 2011, 2012

4.2 Analyser – forbindelser og metoder

Forbindelsene og stoffene som er behandlet i denne rapporten er følgende:

- Polyklorerte bifenyler (sum PCB7 og total sum PCB)
- Kvikksølv (total-Hg)
- Polybromerte difenyletere (PBDE)
Det er analysert følgende kongener:

Struktur	IUPAC nr
2,4,4'-TriBDE	28
2,2',4,4'-TetraBDE	47
2,2',4,5'-TetraBDE	49
2,3',4,4'-TetraBDE	66
2,3',4',6-TetraBDE	71
3,3',4,4'-TetraBDE	77
2,2',3,4,4'-PentaBDE	85
2,2',4,4',5-PentaBDE	99
2,2',4,4',6-PentaBDE	100
2,3',4,4',6-PentaBDE	119
2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE	138
2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE	153
2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE	154
2,2',3,4,4',5',6-HeptaBDE	183
2,2',3,3',4,4',5,6'-OktaBDE	196
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonaBDE	206
DekaBDE	209

- Heksabromosyklododekan (HBCDD): α -, β - og λ -isomerene
- Dioksinlignende PCB (non-orto PCB, opparbeider sammen med dioksiner)
- Dioksin (polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner, PCDD/DF)
- Kortkjedete klorparafiner (SCCP)
- Mellomkjedete klorparafiner (MCCP)
- Diklordifenyltrikloretan (DDT) med nedbrytningsproduktene DDD og DDE
- Perfluorerte forbindelser (PFCs) (PFOSA, PFBS, PFHxS, PFOS, PFDcS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDcA, PFUnA)

Analysemetodene er beskrevet i Fjeld *et al.* (2001 og 2007) og Bakke *et al.* 2006.

De tidligste dataene på \sum PCB7 fra Mjøsa finner vi i prøver av lågåsild fra 1991. Det finnes tidligere data fra 1970- og 1980-tallet, men disse er analysert med annen metodikk og kvantifiserer ikke enkeltkongener. Vi har derfor ikke benyttet oss av disse i trendanalysene. Med unntak av materialet prøvetatt før 2007 er alle analysene gjort på blandprøver av flere individer.

4.3 Databehandling og statistiske analyser

På grunn av små individer av krøkle har det i noen år vært nødvendig å lage blandprøver av flere individer for å få samlet en tilstrekkelig mengde materiale. Under den statistiske behandlingen ble blandprøvene av krøkle vektet (tillagt innflytelse) med en faktor på \sqrt{n} (kvadratroten av antallet individer den var satt sammen av). For de statistiske analysene har vi benyttet oss av trendanalyser, kovariansanalyser og variansanalyser.

Trendanalysene (Mann-Kendall anayser) benyttes til å analysere tidsserier. Disse tester for monotone trender (stigning eller reduksjon) gjennom årene hvor observasjonene utføres, men kan ikke si noe hvorvidt nivået fra ett spesifikt år skiller seg signifikant fra et annet år.

Test for hypoteser om forskjeller i gjennomsnitt mellom enkelte år gjøres med variansanalyser eller kovariansanalyser. Disse krever at det må være gjort flere analyser av individuelle prøver hvert år. Ved kovariansanalyser justeres det for kovariater som kan influere den avhengige variabelen (f.eks. justere for lengdeforskjeller mellom ulike grupper når nivåene av miljøgifter sammenliknes).

Variansanalyser og kovariansanalyser er vesensforskjellig fra trendanalysene ved at de ikke har som forutsetning at det observeres et fenomen som presumptivt endrer seg over tid og hvor det testes for trender i materialet, men tester for hypoteser om forskjeller mellom to eller flere gjennomsnitt.

Den numeriske og statistiske behandlingen av datamaterialet er gjort med programmet JMP (SAS 2010).

For fettløselige (lipofile) miljøgifter har vi oppgitt konsentrasjonene både på våtvektsbasis og fettvektsbasis. Hensikten med å benytte konsentrasjoner på lipidbasis, såkalt lipidnormalisering, er å kunne sammenlikne konsentrasjonene mellom organismer eller vev med ulikt fettinnhold. Konsentrasjonene på våtvektsbasis er imidlertid de som man må forholde seg til med tanke på inntak og spiselighet av fisk.

Når vi har sammenliknet årlige fettvekstbaserte middelkonsentrasjoner med tidligere data basert på konsentrasjoner fra blandprøver (en enkelt prøve satt sammen av delprøver fra flere individer) har vi beregnet middelkonsentrasjonene som gjennomsnittet av de våtvektsbaserte konsentrasjonene for de individuelle prøvene dividert med deres gjennomsnittlig fettinnhold. Denne beregningsmetoden gir samme middelerdi som en blandprøve ville gi, men vil ikke nødvendigvis gi samme resultatet som man ville få dersom gjennomsnittlig verdi ble beregnet på grunnlag av individuelle fettvekstbaserte konsentrasjoner.

5. Lengde, vekt, fett og stabile isotoper

5.1 Resultater fra 2012

Innen hver av de tre undersøkte fiskeartene varierte størrelsen i hovedsak lite (Tabell 2, Figur 1). Ørreten var typisk sportsfiskstørrelse, med en midlere lengde og vekt på omlag 60 cm og 2,5 kg. Lågåsilda var også av typisk konsumstørrelse med en midlere lengde og vekt på omlag 21 cm og 81 g. Midlere lengde og vekt av krøkle var henholdsvis omlag 24 cm og 92 g. Dette er stor krøkle som kan ha et betydelig innslag av fisk i dietten og den er også ofte kannibalistisk.

Mjøsørret av Hunderørretstammen i størrelsen 2–3 kg har typisk oppholdt seg 2–3 år i Mjøsa, og 4–5 år på bekk eller elv før utvandring. Det finnes imidlertid mer enn 40 elver og bekker rundt Mjøsa som hver har sine særegne stammer av ørret som vandrer ut i Mjøsa, og disse kan ha vekstmønstre (Nashoug, 1999). Krøkle omkring 20–24 cm er vanligvis omlag 7–10 år, mens lågåsild omkring 18–22 cm vanligvis er 3–6 år.

Forholdet mellom de stabile N-isotopene kan benyttes til å si noe om fiskens relative plass i næringskjeden (trofisk posisjon), mens forholdet mellom de stabile C-isotopene kan si noe om karbonkildene i dietten. Forholdet mellom den tyngste og letteste stabile N-isotopen, målt som $\delta^{15}\text{N}$, øker med ca 3,4 ‰ for hvert trofisk nivå i næringskjeden. (Minagawa and Wada, 1984). Bruken av stabile N-isotoper gir et kontinuerlig og individuelt mål på fiskens trofiske posisjon i næringskjeden. For å kunne beregne trofisk posisjon har vi her inkludert tre prøver av epipelagisk (fanget på 3–5 m dyp) zooplankton som ikke var del av det ordinære prøveprogrammet (hovedsakelig cladocerer; *Bosmina longispina*, *Daphnia* sp.).

Midlere $\delta^{15}\text{N}$ var høyest og nær identisk hos ørret og krøkle med henholdsvis 15,30 ‰ og 15,20 ‰. For lågåsild var $\delta^{15}\text{N} = 13,5$ ‰, det vil si nær 1,5 ‰ lavere i lågåsild enn i ørret og krøkle. Som tidligere (2008–2011) fantes det betydelig individuell variasjon innenfor hver av artene; variasjonsbredde nær 2 ‰ hos ørret, og 1,4 og 1,1 ‰ hos krøkle og lågåsild (Figur 1).

Omregnet til trofisk posisjon i forhold til zooplankton (nominelt satt til trofisk posisjon 2) plasserte Mysis seg 0,8 trinn høyere, lågåsilda lå 1,7 trinn høyere, mens topppredatorene krøkle (kannibalistisk) og ørret lå 2,2 trinn høyere (Tabell 2).

Tabell 2. Lengde, vekt, lipidinnhold (fett), forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) og trofisk nivå for individene/prøvene av fisk (muskelp prøver) og Mysis fra Mjøsa, fanget i 2012. Antall prøver (n), middelerverdi og standardavvik (SD) er gitt. Trofisk posisjon er beregnet ved en antatt økning på 3,4 ‰ per nivå og at zooplankton lå på nivå 2.

Art		Lengde, cm	Vekt, g	Lipid, %	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	Trofisk posisjon
Ørret	Middel	59,6	2493	3,5	15,30	-27,60	4,2
	SD	8,5	1103	2,5	0,56	0,70	
Krøkle	Middel	23,9	92,4	1,9	15,20	-27,85	4,2
	SD	1,4	15,5	0,7	0,38	0,26	
Lågåsild	Middel	21,1	80,7	5,3	13,80	-30,43	3,7
	SD	0,7	5,9	1,4	0,27	0,53	
Mysis	Middel			1,8	10,30	-31,62	2,8
	SD			0,5	0,06	0,04	
Zooplankton	Middel			0,7	7,54	-30,72	2
	SD			0,0	0,04	0,07	

Mindre krøkle (ca. 9–13 cm) utgjør ofte en dominerende andel av ørretens diett i vekstsesongen (Taugbøl et al. 1989), selv om også sik og lågåsild kan inngå i perioder (Kjellberg og Sandlund 1983). Lågåsild spiser i hovedsak herbivore dyreplankton (*Daphnia sp.*, *Bosmina sp.*) og rovformer av dyreplankton (*Leptodora kindtii*, *Bythotrephes longimanus*), samt av og til krøkle yngel og *Mysis relicta* (Kjellberg og Sandlund 1983). Krøkle spiser i ung alder dyreplankton, men etter hvert som den blir eldre blir *Mysis relicta* (som lever av dyreplankton) og mindre krøkle viktigste byttedyr (Sandlund et al. 1980).

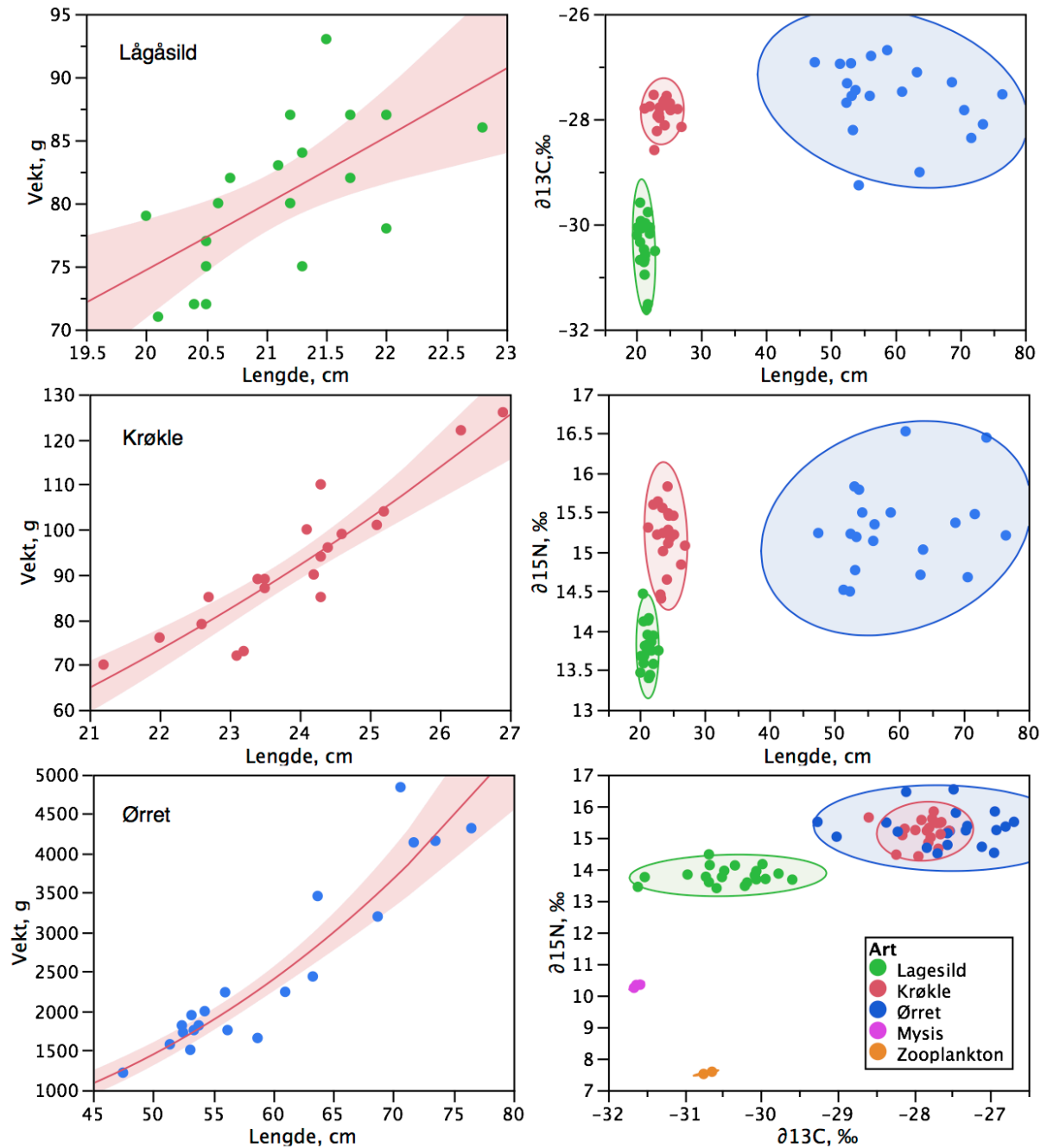
At $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene til de store krøklene ikke skiller seg vesentlig fra ørreten kan være et uttrykk for at de begge foretrekker mindre krøkle (årsyngel og ett-åringer) og yngre lågåsild. Den større krøkla sine kannibalske tendenser er vel dokumentert (Sandlund et al. 1980). Det er derfor rimelig at de har nær samme trofiske posisjon som mjøsørret.

Innenfor hver fiskeart var det ingen statistisk signifikant sammenheng mellom fiskelengde og $\delta^{15}\text{N}$. Eksempelvis kan en stor ørret på 5 kg ha samme $\delta^{15}\text{N}$ -nivå som en mindre på 1,5 kg. Det illustrerer at de undersøkte størrelsesgruppene innefor en art ernærer seg på samme trofiske nivå.

Lågåsildas $\delta^{13}\text{C}$ -signatur, med en middelværdi på $-30,4\text{‰}$ er typisk for fisk som lever av plankton og særlig vannlopper i innsjøens øvre deler (Rognerud et al. 2008). Krøkle og ørret hadde imidlertid en tyngre (mindre negativ) signatur (ca. $2,5\text{‰}$) enn lågåsild. Vanligvis fraksjonerer C-isotoper lite fra ett trofisk nivå til ett annet, og $\delta^{13}\text{C}$ -forholdet har vært ansett som en konservativ egenskap i økologiske næringsnett. Det midlere $\delta^{13}\text{C}$ -forholdet til zooplankton ($-30,7\text{‰}$) var da også omlag det samme som lågåsildas. France and Peters (1997) antydte en forskjell på $0,2\text{‰}$ -poeng per trofisk nivå i akvatiske økosystemer, mens Post (2002) fant en midlere fraksjonering på $0,4\text{‰}$ -poeng for 25 nordlig tempererte innsjøer, men med en forholdsvis stor spredning mellom sjøene (SD: $\pm 1,3\text{‰}$ -poeng).

Noe av forskjellene i $\delta^{13}\text{C}$ mellom lågåsild og krøkle/ørret kan imidlertid skyldes forskjeller i fettinnhold. Ettersom lipider vanligvis har mer negativ $\delta^{13}\text{C}$ -verdi enn proteiner, så vil ulikt fettinnhold også kunne føre til ulik $\delta^{13}\text{C}$ -signatur (Post et al. 2007). Lågåsildas midlere fettinnhold ($5,3\%$) var høyere enn hos ørret ($3,5\%$) og krøkle ($1,9\%$), men i følge Post et al. (2007) vil korrigeringer for fettinnhold i disse tilfellene maksimalt kunne føre til en endring på $0,4\text{‰}$ -poeng i $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene.

På bakgrunn av dette er det vanskelig å forklare hvorfor ørret og krøkle hadde et forhøyet $\delta^{13}\text{C}$ -forhold sammenliknet med lågåsild. Wada et al. (2013) gir imidlertid et noe mer nyansert bilde på trofisk fraksjonering av C-isotoper, og hevder at det i økologiske næringskjeder generelt er et lineært forhold mellom midlere $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ til de enkelte organismegruppene (regresjonskoeffesient på 1,61). Årsaksforholdet kan muligens ligge i kinetiske isotopeffekter i ulike metabolske prosesser, slik som aminosyresyntesen (Wada et al. 2013). For Mjøsa har vi for få data fra mange nok organismegrupper til å påvise en eventuell statistisk signifikant lineær sammenheng mellom midlere $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$, men regresjonskoeffesienten for de fem gruppene undersøkt var 1,47 ($p = 0,11$), det vil si nær den gitt av Wada et al. (2013). Om hypotesen til Wada et al. (2013) har generell gyldighet kan dette være årsaken til at $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen i krøkle og ørret er tyngre enn i lågåsild.

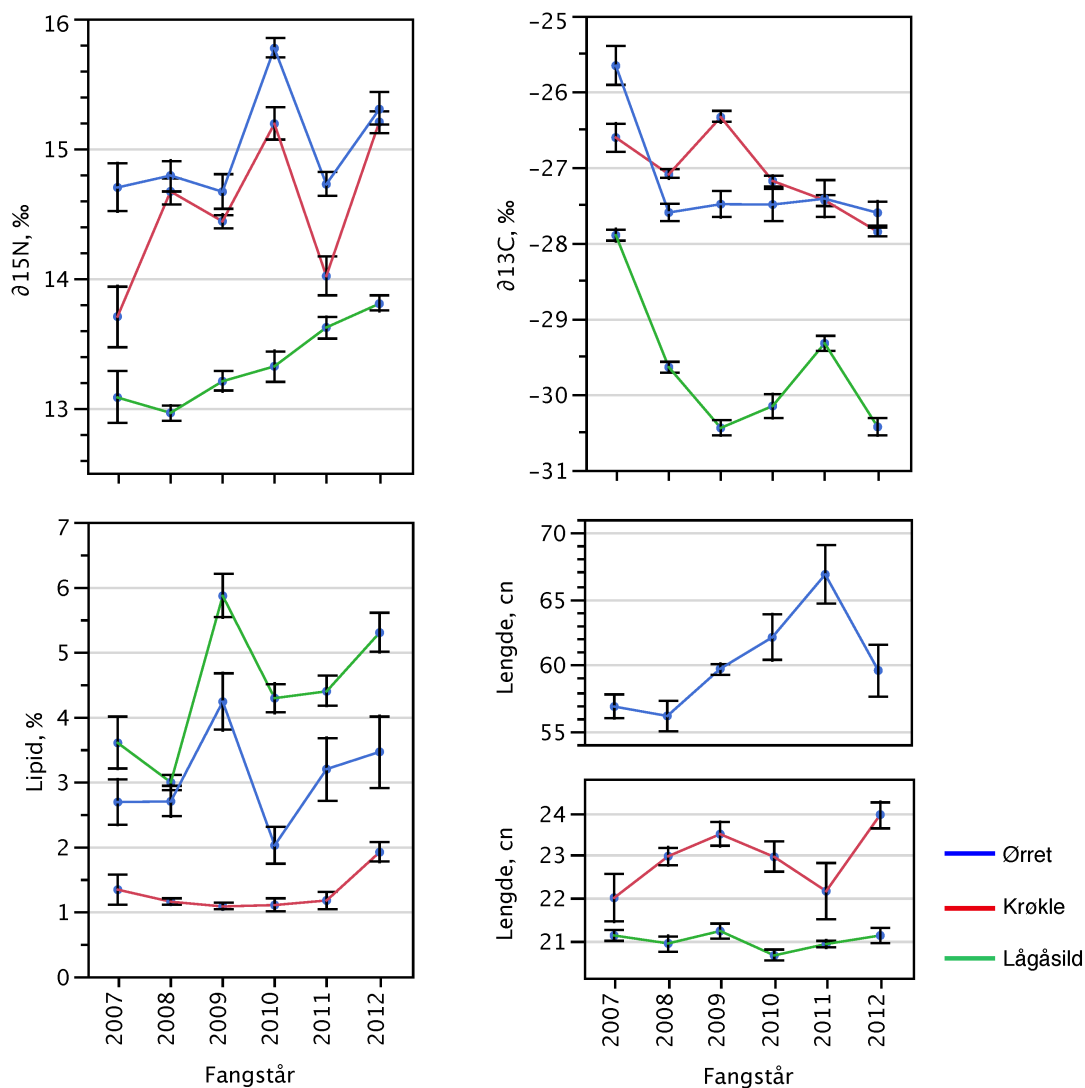


Figur 1. Lengde – vekt forhold (regresjonskurver m. 95 % konfidensintervall) mellom fisk fanget i 2012 (venstre kolonne) og spredningsdiagram med 95 % konfidensellipser for isotopforhold ($\delta^{15}N$ og $\delta^{13}C$ i muskel) og fiskelengde (høyre kolonne).

5.2 Utvikling i perioden 2007–2012

Seks år med innhenting av individuelle data fra det pelagiske fiskesamfunnet gjennom mjøsovervåkingen gir en unik mulighet til å dokumentere trender i stabile isotoper, fettinnhold og andre biologiske og kjemiske variabler. I Figur 2 har vi vist årsmidlene av N- og C-isotopforholdene, lipidinnhold og fiskelengde for de tre undersøkte artene. For N- og C-isotopforholdene, som i første rekke avspeiler nivåene i dietten har det vært en type år-til år variabilitet som vi ikke hadde forventet.

For ørret og krøkle kunne det midlere $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet variere relativt mye fra ett år til et annet, med forskjeller på over 1 ‰-poeng. I lågåsild var det en jevn stigning i $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet fra 2009 til 2012 på 0,8 ‰-poeng. Med tanke på at ett trofisk nivå kan utgjøre omlag 3,4 ‰ er ikke dette ubetydelig. Dette er både biologisk og statistisk sett signifikante forskjeller, som kan indikere endringer i næringsvalg eller produksjonsforhold på lavere trofiske nivåer. Slike årlige variasjoner er vi ikke kjent med at er tidligere beskrevet fra Mjøsa.



Figur 2. Årlige middelverdier (med standardfeil) av $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$, lipidinnhold og lengde for fisk innsamlet til overvåkingsprogrammet i Mjøsa, 2007–2012. Middelverdier hvor 2 x standardfeil ikke overlapper kan betraktes som statistisk signifikant forskjellige.

Også for $\delta^{13}C$ var fantes det til dels store årlige variasjoner, mest for lågåsild hvor differansen mellom høyeste og laveste nivå var nær 2,5 %-poeng. Som før nevnt har C-isotopforholdet vært ansett som en konservativ egenskap i økologiske næringsnett, som i første rekke styres av karbonkildene inn i næringsnettet. Noe variasjon vil imidlertid styres av endringer i organismenes fettinnhold, da lipider er mer anriket på den den lette C^{12} -isotopen enn proteiner (Post *et al.* 2007).

Lipidinnholdet viste imidlertid en dårlig samvariasjon med $\delta^{13}C$ -forholdet i den undersøkte fisken, så dette alene kan derfor ikke forklare de årlige svigningene i $\delta^{13}C$ -forholdet. Videre skulle endringene i fettinnhold vært større, i følge Post *et al.* (2007), dersom dette skulle kunne forklare de store årlige differansene hos lågåsilda. Årsakene må derfor finnes i andre forhold, enten på lavere trofiske nivåer eller i metabolske prosesser i fisken.

Lipidinnholdet i ørret og lågåsild har variert mye fra år til år, opp til nær 3 %-poeng i lågåsild, og det syntes å være en samvariasjon i dette for de to artene. Dette kan skyldes at lågåsilda inngår i dietten til ørreten, og at fettinnholdet til disse to artene derfor følger hverandre. Krøkle hadde derimot et mer stabilt fettinnhold, med små år-til-år variasjoner.

Størrelse på den innsamlede ørreten varierer mye, både innen et år og mellom årene, på tross av at det ble det ble lagt vekt på at materialet skulle bestå av vanlig sportsfisk størrelse eller typisk konsumfisk (omlag 1,5–3 kg). Midlere årlig lengde varierte fra 56 cm (tilsvarer omlag 2 kg) til 67 cm (3,1 kg). Dette skyldes at vi har vært avhengig av leveranser av fisk fra lokale fiskere, og ikke fritt kunne velge ut fra størrelse. For lågåsild og krøkle var den årlige variasjonen relativt sett mye mindre.

6. Miljøgifter i fisk, 2012

6.1 Midlere konsentrasjoner

De midlere konsentrasjonene av miljøgifter er gitt i Tabell 3. Blant fisken hadde ørret gjennomgående de høyeste konsentrasjonene, mens lågåsild og krøkle vekslet mellom å ha de laveste.

I Figur 4 har vi plottet konsentrasjonen av de enkelte hovedgruppene miljøgifter mot fiskelengde. Vi ser at det for flere av forbindelsene var en relativt svak sammenheng mellom konsentrasjon og fiskelengde for de enkelte artene. Det må her bemerkes at det er en svært liten spredning i fiskestørrelse innen de enkelte artene, særlig for krøkle og lågåsild. Vi splitter derfor ikke figurene opp på de enkelte artene. Figuren viser at det kan være en betydelig variabilitet i konsentrasjonene av miljøgifter, også innenfor et størrelsesmessig forholdsvis homogent datamateriale. Forskjellene mellom minste og største konsentrasjoner kunne spenne over én størrelsesorden eller mer (10 x eller mer).

Tabell 3. Midlere konsentrasjoner (med standard avvik, SD) av de ulike hovedgruppene miljøgifter i filet av fisk fra Mjøsa, fanget høsten 2012. Alle konsentrasjoner er oppgitt på våtvektbasis. Antall prøver: fisk, 20 av hver art.

Analysevariabel	gjennomsnitt			SD		
	Lågåsild	Krøkle	Ørret	Lågåsild	Krøkle	Ørret
Lipid, %	5,3	1,9	3,5	1,4	0,7	2,5
Hg, mg/kg	0,13	0,63	0,68	0,03	0,17	0,25
∑PCB7, ng/g	13,0	11,3	27,7	5,7	3,9	17,6
∑PCB, ng/g	20,5	25,8	61,1	8,5	8,9	37,4
∑n-o PCB, pgTE/g	1,0	1,2	2,0	0,3	0,5	1,2
∑m-o PCB, pgTE/g	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,1
∑PCDD/PCDF, pgTE/g	0,4	0,3	0,4	0,1	0,1	0,3
∑DDT, ng/g	23,0	16,4	36,0	8,9	5,7	18,9
a-HBCD, ng/g	4,6	3,0	11,4	2,6	1,4	10,8
∑PBDE8, ng/g ^b	10,0	9,6	38,0	7,2	3,9	41,0
SCCP, ng/g	3,6	2,0	2,3	1,4	0,8	1,3
PFOS, ng/g	1,0	2,0	0,7	0,4	0,5	0,3
PFUnA, ng/g	0,5	3,0	1,1	0,3	0,9	0,6

^a∑PCB7: PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153, -180.

^b∑PBDE8: BDE-28, -47, -66, -49, -99, -100, -153, -154.

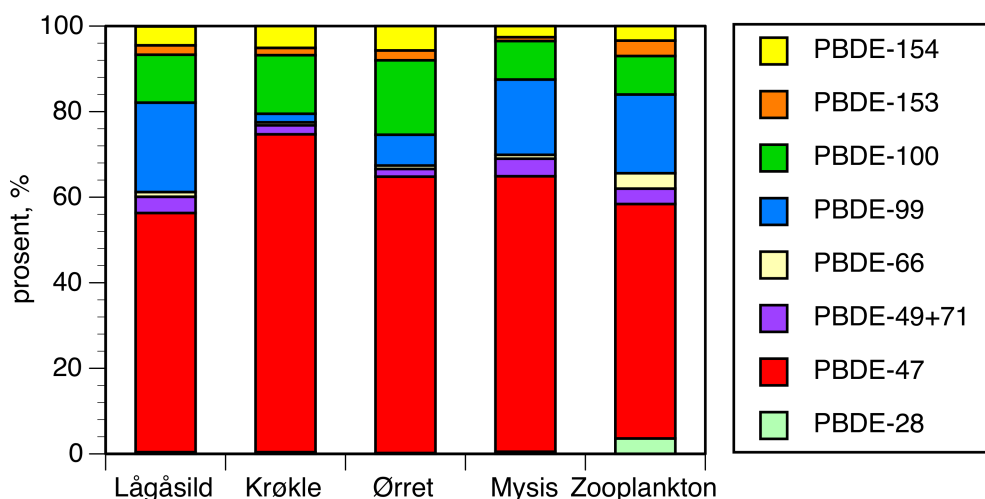
Polybromerte difenyletere – PBDE

For PBDE var det åtte vanlig forekommende kongenerer med analyseverdier over deteksjonsgrensen (se fotnote i Tabell 3). Dette samsvarer med undersøkelsene fra 2007–2011 (Fjeld *et al.* 2008–2012). De øvrige ni analyserte kongenerene var i all hovedsak under deteksjonsgrensen, og vi har derfor ikke presentert disse. Midlere konsentrasjon av ∑PBDE8, varierte mellom 9,6–38 ng/g våtvekt. Høyest konsentrasjon ble målt i ørret. Blant disse åtte kongenerene var det en prosentvis dominans av BDE-47, -99 og -100, med unntak av krøkle hvor prosentandelen av BDE-99 var lav (Tabell 4). Dette har vært et gjennomgående fenomen siden overvåkingen startet. Konsentrasjonene av BDE-209 (hovedingrediensen i det tekniske produktet «deka-BDE») var lave, og for alle de tre artene var mer enn halvparten av observasjonene under deteksjonsgrensen (oftest <0,05 ng/g våtvekt).

Tabell 4. Prosentvis forekomst av de enkelte PBDE-kongenere i fisk, Mysis og zooplankton fra Mjøsa, fanget i 2012.*

Kongener	Lågåsild	Krøkle	Ørret	Mysis	Zooplankton
PBDE-28 %	0,4	0,4	0,2	0,5	3,6
PBDE-47 %	55,9	74,3	64,6	64,4	54,8
PBDE-66, %	1,1	0,7	0,8	0,9	3,6
PBDE-49+71 %	3,8	2,1	1,8	4,1	3,6
PBDE-99 %	20,9	2,0	7,2	17,6	18,4
PBDE-100 %	11,2	13,7	17,4	9,0	9,0
PBDE-153 %	2,2	1,7	2,3	0,9	3,6
PBDE-154 %	4,4	5,2	5,7	2,7	3,6

* Konsentrasjonene av BDE-77, -85, -119, -138, -183, -196, -206 og -209 var i all hovedsak under eller nær metodens deteksjonsgrense ($\approx 0,01 - 0,02$ ng/g våtvekt) og er ikke tatt med i beregningene. For de øvrige kongenere er observasjoner under deteksjonsgrensen erstattet med en verdi tilsvarende halvparten av deteksjonsgrensen.

**Figur 3.** Prosentvis forekomst av de enkelte PBDE-kongenere i fisk, Mysis og zooplankton fra Mjøsa, fanget i 2012 (se fotnote i tabell 4).

Heksabromsyklododekan – HBCDD

HBCDD forekommer som tre isomerer (ulike geometriske konfigurasjoner) hvor α -isomerer dominerte i prøvene. β - og γ -isomerer forekom kun i små mengder, ofte med verdier under metodens deteksjonsgrense. Dette var særlig utpreget for β -HBCDD hvor andelen observasjoner under metodens deteksjonsgrense varierte mellom 50 % og 95 %, minst hos ørret og mest hos krøkle. Midlere konsentrasjon av α -HBCDD varierte mellom 3,0–11,4 ng/g våtvekt, høyest hos ørret og lavest hos krøkle. For de to andre isomerene var midlere konsentrasjon svært lav, ikke mer enn 0,02–0,2 ng/g våtvekt dersom vi erstatter observasjonene under deteksjonsgrensen med halve deteksjonsgrensen.

Polyklorerte bifenyler – PCB

For PCB var midlere sum av sju vanlig forekommende kongener (Σ PCB7: «Seven Dutch», se fotnote i Tabell 3) i området 11,3–27,7 ng/g våtvekt, mens den totale mengden PCB var omlag det dobbelte. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i ørret. Omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) var midlere konsentrasjon av sum mono-orto PCB (Σ m-o PCB) i området 0,1–0,2 pg TE/g, høyest for ørret og lavest for lågåsild og krøkle. Til omregningene

har vi benyttet de oppdaterte toksiske ekvivalensfaktorene fra WHO (van den Berg *et al.* 2006).

DDT – diklorodifenyltrikloretan

For Σ DDT (sum av DDT med de primære nedbrytningsproduktene DDE og DDD) var midlere konsentrasjon i området 16,4–36 ng/g våtvekt, høyest hos ørret og lavest hos krøkle. Konsentrasjonene ble dominert av *p,p'*-DDE (61–82 %) og *p,p'*-DDT (13–28 %). Det høye forholdet av mellom DDE og DDT tyder på at dette er eldre tilførsler, da det er et velkjent fenomen at DDT under aerobe forhold (tilstedeværelse av fritt oksygen) i miljøet primært brytes ned til DDE (ATSDR 2002).

Dioksiner og non-orto PCB

Midlere sum av toksiske dioksinekvivalenter (TE) fra dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) var i området 0,3–0,4 pg TE/g våtvekt. For summen av non-orto PCB (Σ n-o PCB) varierte det mellom 1,0–2,0 pg TE/g våtvekt. De høyeste konsentrasjonene ble funnet hos ørret og de laveste hos lågåsild. Beregningen av toksiske ekvivalenter er gjort etter Van den Berg *et al.* (2006)

I følge gjeldende regelverk for høyeste tillatte konsentrasjon av visse forurensningsstoffer i matvarer (EU 2011) skal summen av dioksiner (WHO-PCDD/F-TEQ) ikke overskride 3,5 pg TE/g våtvekt i fiskemat. For summen av dioksiner og dioksinliknende PCB skal summen ikke overskride 6,5 pg TE/g våtvekt (med unntak av ål hvor grensen er satt til 10 pg TE/g våtvekt).

Midlere sum av toksiske dioksinekvivalenter fra dioksiner, dibenzofuraner, non-orto og mono-orto PCB var under EUs grenseverdier for alle artene. For ørret, lågåsild og krøkle var de henholdsvis 2,6, 1,5 og 0,6 pg TE/g våtvekt. Vi gjør oppmerksom på at konsentrasjonene øker med fiskens størrelse (Fjeld *et al.* 2004), og at nivåene i stor ørret kan være høyere enn de vi har vist her.

Mellomkjededede og kortkjededede klorerte parafiner – M/SCCP

Dette er analyser som har en stor usikkerhet når konsentrasjonene kommer ned mot så lave nivåer som nå måles i Mjøsa. Konsentrasjonene har vanligvis blitt dominert av SCCP (kortkjededede klorerte parafiner), og vi har derfor kun behandlet disse her. Midlere konsentrasjoner av SCCP var i området 2,0–3,6 ng/g våtvekt, høyest for lågåsild og lavest for krøkle. Mellomkjededede klorerte parafiner (MCCP) var i all hovedsak under metodens deteksjonsgrense.

Perfluorerte forbindelser – PFC

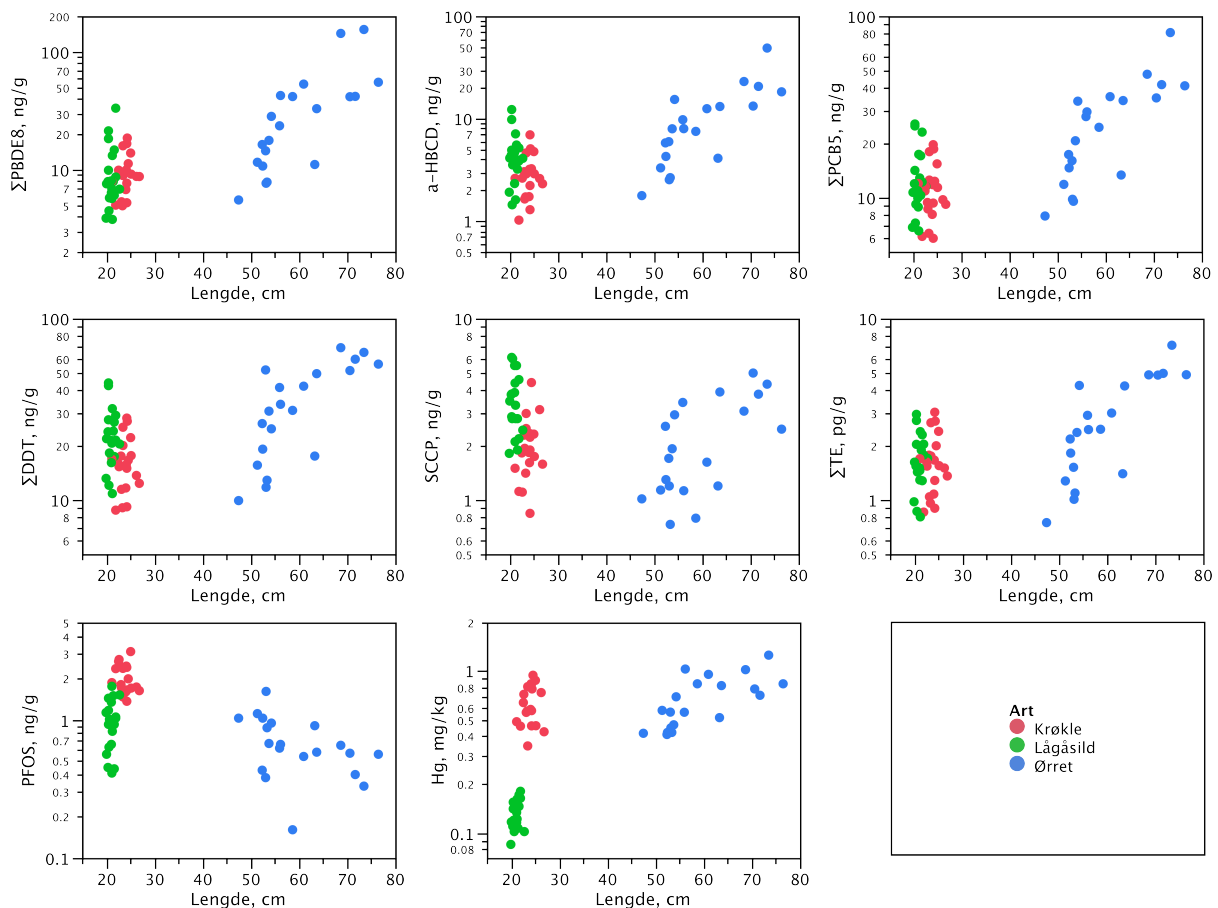
Konsentrasjonene av PFC-forbindelser var lave, og det var hovedsakelig PFOS (perfluoralkylsulfonat, karbonkjedelengde: åtte) og PFUnA (perfluoralkylkarboksylat, karbonkjedelengde: 10) som hadde konsentrasjoner over metodens deteksjonsgrenser. Konsentrasjonene var høyest for krøkle og lavest for lågåsild. Av disse forbindelsene er PFOS den som vi tidligere i hovedsak har påvist i kvantifiserbare konsentrasjoner i fisk fra Mjøsa, og den har gjennomgående vært den dominerende forbindelsen. Midlere konsentrasjoner av PFOS i 2012 varierte mellom 0,7–2,0 ng/g våtvekt, mens den for PFUnA varierte mellom 0,5–3,0 ng/g våtvekt.

PFC-forbindelsene generelt er lite fettløselige (lipofile), forholdsvis løselige i vann, og binder seg særlig til proteiner i organismene. I motsetning til andre halogenerte organiske miljøgifter oppkonsentreres PFC-forbindelser ikke i fett, men sirkulerer i organismen knyttet til proteiner

i blod (Ehresman et al. 2004, Jones et al. 2003, Kennedy *et al.* 2004, Xu *et al.* 2003). De binder seg fortrinnsvis til albumin i blodserum (Han *et al.* 2003, Völkel *et al.* 2007) og β -lipoproteiner eller fettsyrebundene proteiner i lever (Lübker *et al.* 2002). De brytes i liten grad ned (metaboliseres), men skilles primært ut fra leveren med galle. Trolig på grunn av sin strukturelle likhet med gallesalter følger de disse i den enterohepatiske sirkulasjonen og reabsorberes delvis i tarmen (Johnson et al. 1984). Konsentrasjonene i fisk er derfor høyest i blod, lever og galle, mens de i muskelvev er oftest betydelig lavere (Martin et al. 2003).

Kvikksølv – Hg

Midlere konsentrasjon av kvikksølv hos ørret var 0,68 mg/kg våtvekt. Krøkle hadde også en høy middelkonsentrasjon på 0,63 mg/kg våtvekt. Til sammenlikning er EUs omsetningsgrense for konsum generelt satt til 0,5 mg/kg våtvekt (hos ål og gjedde er den satt til 1 mg/kg). Hos lågåsild var midlere konsentrasjon svært lav med 0,13 mg/g våtvekt.



Figur 4. Spredningsdiagram for konsentrasjonene (våtvekt) av utvalgte hovedgrupper av miljøgifter og lengde for muskelprøver av fisk fra Mjøsa, 2012.

6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter

Miljøgifter med liknende fysisk-kjemiske egenskaper kan forventes å vise et felles mønster for oppkonsentrering i økologiske næringsnett. Vi presenterer derfor her samvariasjonen eller korrelasjonene mellom de ulike hovedgruppene av miljøgifter og trofisk nivå, slik at grupper med lik eller forskjellig oppførsel i næringsnettet kan identifiseres.

Konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene samvarierte til dels betydelig, også når vi behandlet hele gruppen av fisk samlet. I Tabell 5 og Figur 5 har vi framstilt korrelasjonene mellom et utvalg av miljøgiftene (log-transformerte konsentrasjoner) og $\delta^{15}\text{N}$ (reflekterer fiskens trofisk nivå eller plass i næringskjeden).

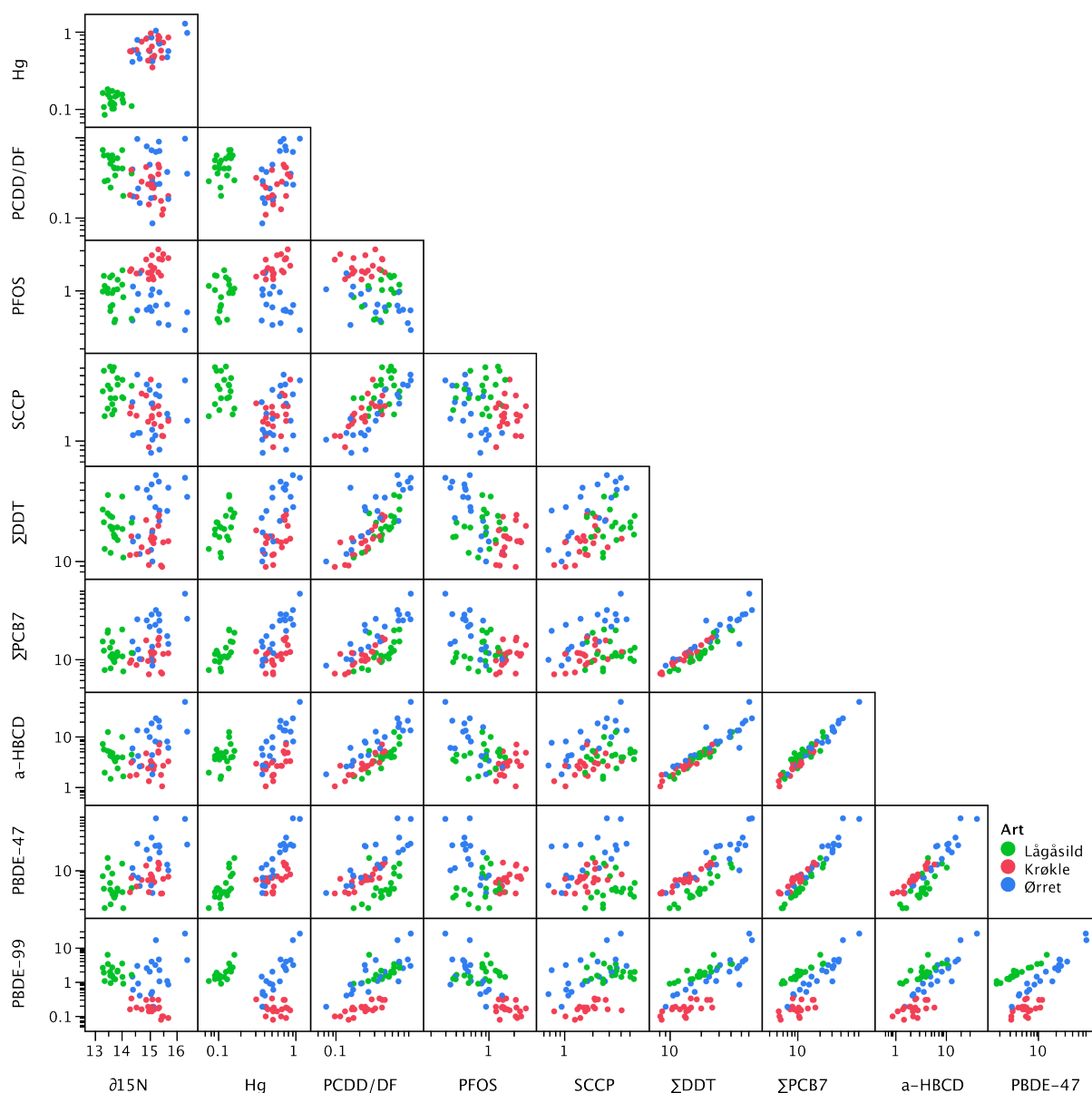
Vi ser her (Tabell 5, Figur 5) at de bromerte flammehemmerene (PBDE, HBCDD), DDT-forbindelsene, PCB og dioksiner/dibenzofuraner – og til dels kvikksølv – generelt viser en høy grad av samvariasjon. Dette er altså grupper som oppfører seg mye likt med hensyn til biomagnifisering. For kortkjededede klorerte parafiner var korrelasjonen med de øvrige miljøgiftene vesentlig lavere. Dette kan delvis skyldes at konsentrasjonen var lave og nærmet seg deteksjonsgrensen, slik at måleusikkerheten utgjorde en relativt stor tilfeldig variasjon.

I Tabell 5 ser vi at for de tre dominerende PBDE-kongenerene, BDE-47, -99 og -100, varierer korrelasjonskoeffisienten mellom 0,52–0,98. Den svært høye på 0,98 ble funnet mellom BDE-100 og BDE-47, mens mellom BDE-99 og BDE-100 og mellom BDE-47 og BDE-99 var de noe lavere og forholdsvis like (henholdsvis 0,56 og 0,52).

En nærmere inspeksjon av forholdet mellom BDE-47 og BDE-99 viste at ved samme konsentrasjon av BDE-47 hadde lågåsild gjennomgående en høyere konsentrasjon av BDE-99 enn ørret, som igjen hadde en noe høyere konsentrasjon enn krøkle. Det samme fenomenet gjør seg også gjeldene for BDE-100 og BDE-99. Dette forklarer de noe svakere korrelasjonene mellom disse kongenerene. Et slikt fenomen ble også funnet i de fem foregående årene. Dette skyldes trolig en debrominering av BDE-99 (en penta-BDE) til BDE-47 (en tetra-BDE) (Streets *et al.* 2006).

Tabell 5. Korrelasjoner (Pearsons r) mellom konsentrasjonene av viktige grupper av miljøgifter og stabile N-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$) i det samlede materialet (muskelpøver) av ørret, lågåsild og krøkle fra 2012. Konsentrasjonene er log-transformert. $N = 60$.

	$\delta^{15}\text{N}, \text{‰}$	log Hg	log PCDD/DF	log PFOS	log SCCP	log Σ DDT	log Σ PCB7	log a-HBCD	log BDE-47	log BDE-99	log BDE-100
$\delta^{15}\text{N}, \text{‰}$	1,00										
log Hg	0,86	1,00									
log PCDD/DF	-0,25	-0,13	1,00								
log PFOS	0,02	0,09	-0,34	1,00							
log SCCP	-0,44	-0,38	0,74	-0,11	1,00						
log Σ DDT	0,15	0,21	0,76	-0,52	0,42	1,00					
log Σ PCB7	0,34	0,43	0,68	-0,46	0,27	0,92	1,00				
log a-HBCD	0,24	0,29	0,77	-0,52	0,39	0,94	0,96	1,00			
log BDE-47	0,53	0,65	0,51	-0,36	0,07	0,82	0,94	0,87	1,00		
log BDE-99	-0,26	-0,24	0,72	-0,70	0,46	0,76	0,69	0,75	0,52	1,00	
log BDE-100	0,53	0,63	0,44	-0,43	0,01	0,80	0,93	0,84	0,98	0,56	1,00



Figur 5. Forholdet mellom konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter i muskelprøver av ørret, krøkle og lågåsild fra Mjøsa, 2012. Enhetene er i ng/g våtvekt, med unntak av PCDD/DF (pg TE/g våtvekt), Hg (mg/kg) og $\delta^{15}N$ (‰).

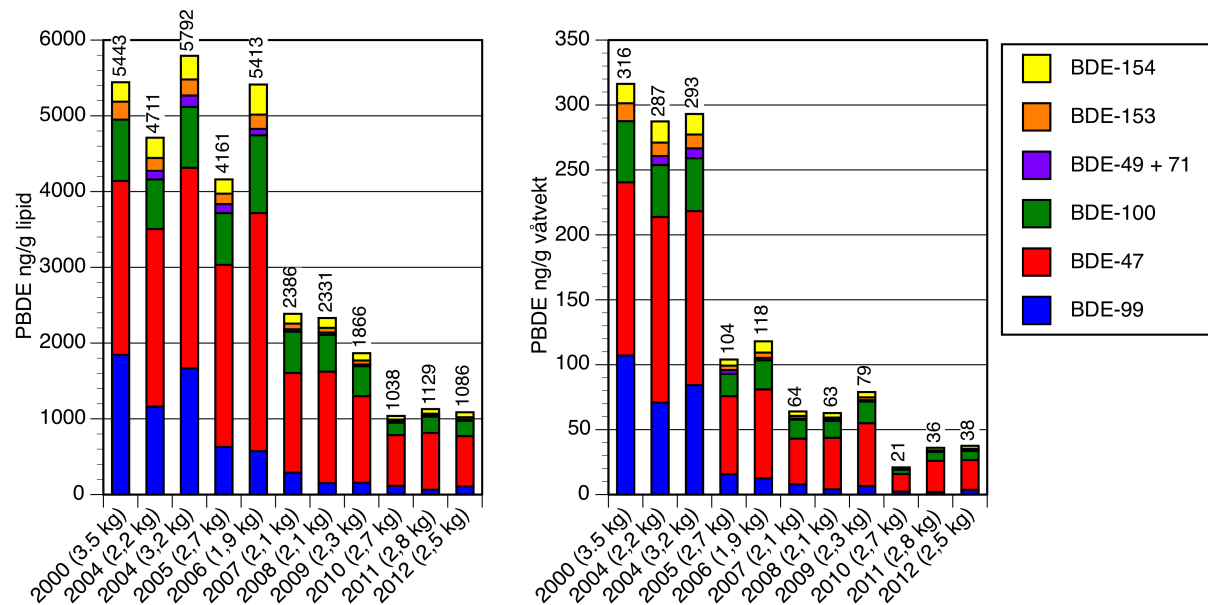
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling

7.1 Polybromerte difenyletere (PBDE) i ørret

Vi har data på PBDE i ørret i størrelsesgruppen som er vanlig i fangstene hos sportsfiskere ($\approx 1,5\text{--}3$ kg) for år 2000 og fra perioden 2004–2012. Det ble analysert på individuelle prøver (enkeltfisk) for 2000 og 2007–2012, mens det de øvrige årene ble analysert på blandprøver hver bestående av materiale fra omlag 20 individer.

Prøvematerialet fra 2000 er fra et forskningsprogram finansiert av NFR hvor vi bl.a. ønsket å studere den størrelsesavhengige biomagnifisering av PBDE. Materialet besto av 15 individer, hvorav noen var svært store (80–94 cm, ca. 6–12 kg). For materialet fra 2004–2012, innsamlet til Klifs overvåkningsprogram, ble det lagt vekt på at det skulle bestå av vanlig sportsfisk-størrelse eller typisk konsumfisk (omlag 1,5–3 kg). For å gjøre prøvematerialet størrelsesmessig mest mulig sammenliknbart har vi derfor i Figur 6 basert resultatet fra 2000 på analyser fra 10 individer med middelvekt på 3,5 kg. Videre har vi ekskludert to store ørreter fra 2011-materialet for å få en mer homogen størrelse på fisken (som for PBDE). I Figur 7 hvor vi viser resultater for individuelle fisk, har vi imidlertid inkludert samtlige prøver.

Da de første analysene inkluderte færre PBDE-kongenerer enn hva som analyseres på i dag, viser vi kun de sju vanligste PBDE-kongenerene i prøvene. Disse utgjør vanligvis mer enn 95 % av den totale PBDE-konsentrasjonen i fisk fra Mjøsa. Prøven fra år 2000 mangler data på BDE 49+71, men disse to kongenerene utgjør en liten andel av sum PBDE.



Figur 6. Konsentrasjoner av PBDE (sju viktigste kongenerene) i muskelprøver ørret fra Mjøsa i 2000 og 2004–2012. Midlere vekt av fisken er gitt i parentes etter fangståret. Venstre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Konsentrasjonene for 2000 og 2007–2012 er aritmetiske middeler basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver. De to prøvene fra 2004 viser konsentrasjoner av to blandprøver med noe ulike middelvekt.

Før 2012 kunne våre analyser ikke diskriminere mellom BDE-49 og BDE-71 (overlappende topper på kromatogrammene), og disse ble derfor oppgitt samlet. For 2012-materialet ble det for første gang skilt mellom disse kongenerene, og konsentrasjonen av BDE-71 var for alle prøvene under deteksjonsgrensen ($<0,01$ ng/g våtvekt). Vi har derfor ikke inkludert bidraget fra denne når vi har summert bidraget fra de viktigste kongenerene i 2012-materialet.

Konsentrasjonen av PBDE (syv viktigste kongenerene) i 2012 var 38 ng/g våtvekt. Dette er nær samme verdi som i 2011, da middelkonsentrasjonen var 36 ng/g våtvekt. Det er imidlertid en betydelig reduksjon sammenliknet med de høyeste nivåene på begynnelsen av 2000-tallet som var omlag 300 ng/g våtvekt. En statistisk analyse viste en signifikant nedadgående trend fra 316 ng/g våtvekt i 2000 og til 38 ng/g våtvekt i 2012 (Mann-Kendall trend analyse: $p = 0,003$). For 2004 har vi resultater fra to blandprøver av noe ulik størrelse (20 individer med middelvekt 2,2 kg, 8 individer med middelvekt 3,2 kg). Konsentrasjonen av PBDE i disse to blandprøvene var imidlertid svært like, men i trendanalysen har vi benyttet oss av data for prøven med middelvekt 2,2 kg.

Samtlige kongener avtok i konsentrasjon over tid, men reduksjonen var særlig markert for BDE-99 som sank fra omlag 107 ng/g våtvekt i 2000 til 3,7 ng/g våtvekt i 2012. Dette førte til at de relative forholdene mellom kongenerene endret seg betydelig. Den prosentvise andelen av BDE-99 sank fra 34 % i 2000 og til 10 % i 2011, mens andelen av BDE-47 økte fra 42 % til 61 %. Den synkende andelen av BDE-99 tyder på at den nedbrytes raskere enn de andre kongenerene og derved forsvinner raskere ut av næringskjedene. Trolig er BDE-99 mer utsatt for biotransformering (debrominering) enn de øvrige vanlig forekommende kongenerene (Streets *et al.* 2006), og ett av omdanningsproduktene er det mer stabile BDE-47 (Benedict *et al.* 2007).

For de lipidbaserte konsentrasjonene av PBDE var nivåene forholdsvis stabile i perioden 2000–2006, og varierte usystematisk mellom 4161–5792 ng/g lipid. I løpet av de 6 siste årene inntraff en markert reduksjon og konsentrasjonen i 2012 sank til 1086 ng/g lipid, og en Mann-Kendall trend analyse påviste en statistisk signifikant trend ($p = 0,001$).

De lipidbaserte og våtvektbaserte konsentrasjonene viste et noe ulikt variasjonsmønster, noe som i første rekke trolig skyldes at fettprosenten varierte mellom årene. Dette var særlig tydelig for årene 2005 og 2006.

Statistiske analyser av sammenhengen mellom fiskelengde og konsentrasjoner, henholdsvis på våtvekt og lipidvekt (kovariansanalyse på log-transformerte data), påviste signifikant positive effekter av fiskestørrelse, samt signifikante forskjeller mellom årene (Figur 7). Vi har her brukt fem kongener (Σ PBDE5), da analysene på materialet fra år 2000 omfattet et færre antall kongener enn for de etterfølgende år. Disse lengdejusterte gjennomsnittene (geometriske gjennomsnitt basert på log-transformerte data) gir trolig et mer representativt bilde av endringene i PBDE-konsentrasjonene enn de ikke-justerte aritmetiske middelverdiene i Figur 6. De statistiske analysene er i sin helhet gitt i rapportens tillegg.

Regresjonsformelen for forholdet mellom de våtvektbaserte konsentrasjonene av Σ PBDE5 (ng/g våtvekt) og fiskelengde (cm) var:

$$\log \Sigma PBDE5 = a \cdot \log \text{Lengde} + b_i + c$$

$$R^2 = 0,60, d.f. = 7/127, p < 0,0001$$

$$a = 3,721$$

$$b_{2000} = 0$$

$$b_{2008} = 0,182$$

$$b_{2010} = -1,249$$

$$b_{2012} = 0,198$$

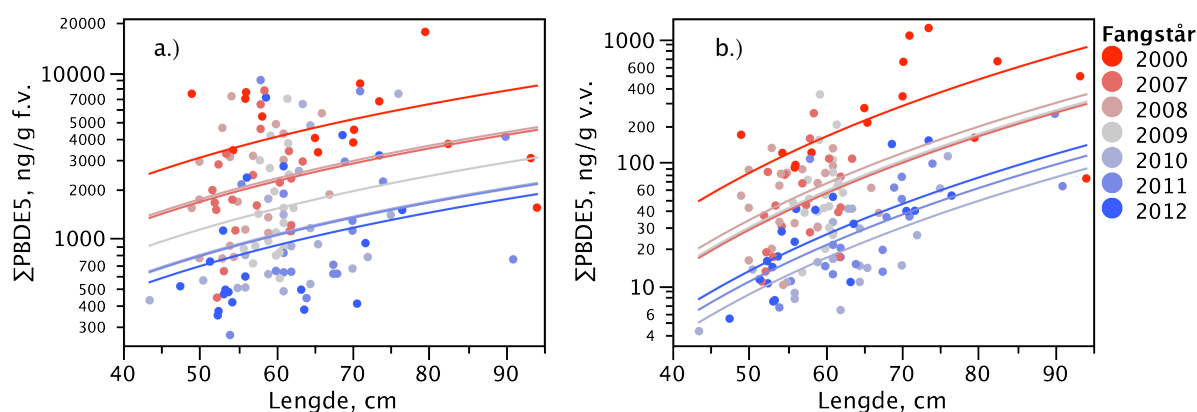
$$c = -10,160$$

$$b_{2007} = -1,062$$

$$b_{2009} = -0,138$$

$$b_{2011} = 0,238$$

De lengdejusterte gjennomsnittene i Tabell 6 viser den samme nedgangen fra 2000 og til 2012 som i de ikke-justerte gjennomsnittene. Post-hoc tester av de våtvekts-baserte konsentrasjonene viste følgende: (i) den lengdejusterte middelkonsentrasjon for 2000 var signifikant høyere enn alle de etterfølgende ($p < 0,001$); det kunne ikke påvises noen statistisk signifikante forskjeller mellom årene (ii) 2007–2009 ($p = 0,9$) eller mellom årene (iii) 2010–2012 ($p = 0,4$); og (iv) konsentrasjonen i gruppen 2007–2009 var signifikant høyere enn i gruppen 2010–2012 ($p < 0,001$).



Figur 7. Konsentrasjonen av $\Sigma PBDE5$ i muskelpøver (summen av fem kongenerne: BDE-47, -99, -100, -153 og -154) plottet mot fiskelengde for ørret fanget i ulike år. Venstre panel: lipidvektbasis. Høyre panel: våtvektsbasis.

Tabell 6. Lengdejusterte og ikke-justerte gjennomsnitt av $\Sigma PBDE5$ (summen av fem kongenerne: BDE-47, -99, -100, -153 og -154) i muskelpøver av ørret, på henholdsvis våtvekts- og lipidvektsbasis. Lengdejusteringen er gjort til forventede verdier for fisk på 61 cm (ca. 2,5 kg). Estimatenes er basert på log-transformerte data, og er derfor geometriske gjennomsnitt. KI: konfidensintervall.

matriks	år	N	lengdejustert			ikke-justert gjennomsnitt
			gjennomsnitt	nedre 95% KI	øvre 95% KI	
våtvekt	2000	20	166	113	245	255
	2007	15	58	41	80	45
	2008	15	69	50	96	51
	2009	15	60	44	83	57
	2010	15	17	13	24	18
	2011	15	22	16	30	30
	2012	15	27	19	37	24
fettvekt	2000	15	4150	2739	6288	4976
	2007	20	2248	1584	3190	2023
	2008	20	2333	1638	3323	2053
	2009	20	1533	1089	2160	1496
	2010	20	1078	765	1518	1105
	2011	20	1061	743	1515	1220
	2012	20	923	655	1301	885

For de store sjøene i Nord-Amerika (Great Lakes) finnes noen av de best studerte tidsseriene av PBDE i pelagiske næringskjeder. Flere av disse sjøene er sterkt påvirket av urban og industriell avrenning. En sammenstilling av data herfra (Lake Ontario, Huron, Superior og Michigan) viser at for den storvokste canadarøyen (Lake trout, *Salvelinus namaycush*) økte konsentrasjonene fra begynnelsen av 1980-tallet, da PBDE ble tatt i bruk, og fram til år 2000, for deretter å avta igjen etter at restriksjoner på bruk ble innført (Batterman *et al.* 2007, Crimmins *et al.* 2012).

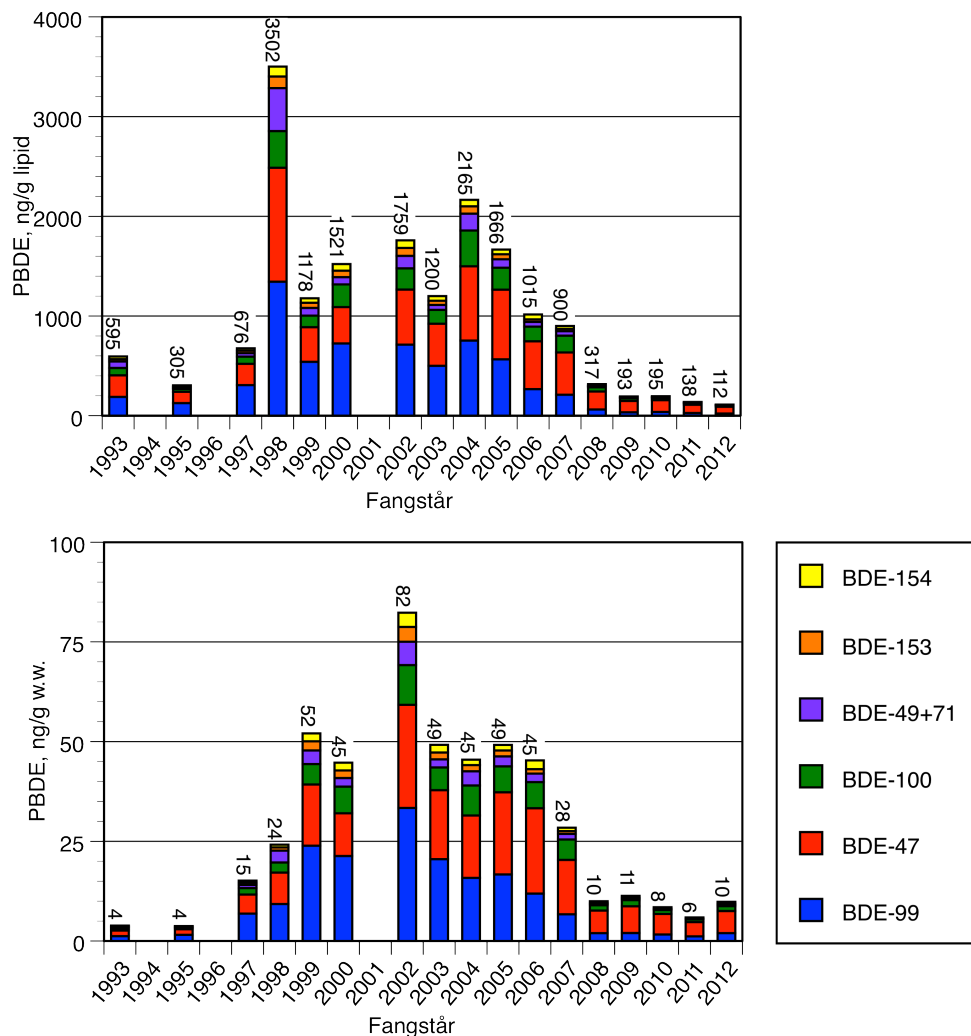
De høyeste konsentrasjonene i canadrøye fra de enkelte av disse innsjøene var i området 40 – 145 ng/g våtvekt (sum av BDE-47, -99, -100, og -153). Til sammenlikning var det maksimale nivået av disse kongenerene i Mjøsørreten omlag 300 ng/g våtvekt (blandprøve fra år 2000).

Canadarøyen her har samme økologisk nisje som ørret i Mjøsa, og prøvefisken var omlag av samme størrelse ($2,8 \pm 0,9$ kg) som den fra Mjøsa. Midlere fettettinnhold ($17,5 \pm 3,3$ %) var imidlertid omlag fem ganger høyere enn det i Mjøsørreten, hvilket betyr at forskjellene på fettvekstbasis ville bli tilsvarende større. Når de maksimale konsentrasjonene i canadarøye fra Lake Michigan ble karakterisert som «the highest in the world for salmon in open waters» (Manchester-Neesvig *et al.* 2001), illustrerer dette at Mjøsa har vært særdeles sterkt påvirket av PBDE-forurensninger.

7.2 Polybromerte difenyletere (PBDE) i lågåsild

For lågåsild eksisterer det en tidsserie av PBDE-analyser fra 1993 av (Figur 8). Den er delvis basert på analyser av arkivert prøvemateriale og er noe ufullstendig. Materialet er fisket under det tradisjonelle lågåsildfisket på høsten, og består derfor i all hovedsak av oppvandrende gytefisk av forholdsvis lik størrelse (typisk konsumstørrelse, omkring 19–21 cm eller 50–75 g). For perioden 2007–2012 er det analysert på 20 individuelle prøver årlig (17 individer i 2010), mens det det øvrige materialet er basert på én blandprøve per år.

En statistisk analyse påviste en signifikant nedadgående trend fra 2002 av (Mann-Kendalls test, $p < 0,001$). Konsentrasjonen av \sum PBDE7 i prøvene fra 2008–2012 var lave, med årlige gjennomsnitt i intervallet 6–10 ng/g våtvekt. Det er nær samme nivå som i første halvdel av 1990-tallet (4 ng/g våtvekt), før de store utslippene ved Lillehammer startet. Fra 1997 av, etter at utslippene hadde startet, skjedde det en betydelig økning fra 15 ng/g våtvekt og opp til et maksimalt nivå på 82 ng/g våtvekt i 2002.



Figur 8. Konsentrasjoner av \sum PBDE7 (syv viktige kongenere) i muskelprøver av lågåsild fra Mjøsa, fanget i perioden 1993 til 2012. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007 til 2012 er aritmetiske

middelverdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

I perioden 2004–2006 lå konsentrasjonene på et stabilt nivå omkring 45–49 ng/g, for så å synke til et nivå på 6–11 ng/g våtvekt i perioden 2008–2012.

Justert til lipidvektbasis var midlere konsentrasjon i 2012 112 ng/g fett, noe som er en reduksjon i forhold til konsentrasjon i de tre foregående årene (138–193 ng/g lipid). Den maksimale konsentrasjonen på 3502 ng/g lipid ble funnet i 1998, men fisken dette året var i dårlig kondisjon og hadde et uvanlig lavt fettinnhold (0,7 % vs. normalnivået på omlag 2,5–3,5 %). Trolig har konsentrasjonene av fettløselige miljøgifter blitt konsentrert på grunn av sult denne sesongen.

Også hos lågåsilda har den prosentvise andelen av BDE-99 sunket de siste årene. I år 2000 var andelen BDE-99 på sitt høyeste med nær 48 %, men sank til 20 % i 2012. I samme periode har andelen BDE-47 økt fra omlag 24 % til 56 %. Som tidligere nevnt for ørret, kan den synkende andelen av BDE-99 forklares med at den i større grad enn andre kongenere biotransformeres (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).

For de seks siste fangstårene ble det tatt individuelle prøver av lågåsild, og en mer inngående statistisk analyse av forskjellene mellom disse årene var derved mulig. En kovariansanalyse med fangstår og fiskelengde som forklaringsvariabler kunne ikke påvise noen effekt av fiskelengde på konsentrasjonene, til det var av trolig lengdeintervallet for snevert. En lengdejustering av konsentrasjonene syntes derfor unødvendig, og i Tabell 7 har vi vist resultatene fra en variansanalyse av forskjellene mellom de fem årene. Disse bekrefter at det er en betydelig og statistisk signifikant reduksjon i PBDE-konsentrasjonene fra 2007 og til 2012, både på våtvektbasis og fettvekstsbasis. Da de statistiske analysene er gjort på log-transformerte data, blir middelverdiene tilbaketransformert til geometrisk middel.

Internasjonalt er det gjort få undersøkelser av PBDE i lågåsild, men en finsk undersøkelse av fisk innsamlet i 2001–2002 rapporterer om konsentrasjoner i lågåsild fra Bottenviken i området 0,7 – 1,3 ng/g våtvekt og 0,3 – 2,9 /g våtvekt i lågåsild fra fire innsjøer (Isosaari *et al.* 2007). Noen av disse innsjøene har ett tett befolket nedbørsfelt, men konsentrasjonen her var likevel vesentlig lavere enn de fra Mjøsa i samme periode. En undersøkelse fra 2009 indikerte at konsentrasjonene i lågåsild i Bottenviken hadde blitt nær halvert siden begynnelsen av 2000-tallet (Hallikainen *et al.* 2011).

Tabell 7. Konsentrasjoner av Σ PBDE7 (summen av de syv vanligste kongenerene) i muskelprøver av lågåsild, fanget i 2007–2011 (geometrisk middel med 95 % konfidensintervall).

matriks	År	N	justert gjennomsnitt	nedre 95% KI	øvre 95% KI
våtvekt ^a	2007	20	24	19	30
	2008	20	8	7	10
	2009	20	11	9	13
	2010	17	7	6	9
	2011	20	6	5	7
	2012	20	8	7	10
fettvekt ^b	2007	20	739	589	928
	2008	20	274	218	343
	2009	20	188	150	236
	2010	17	179	140	229
	2011	20	132	106	166
	2012	20	161	129	203

^aANOVA, forskjeller mellom år: $F = 20,6$, $d.f.: 5/111$, $p < 0.001$

^bANOVA, forskjeller mellom år: $F = 7,6$, $d.f.: 5/111$, $p < 0.001$

7.3 Polybromerte difenyletere (PBDE) i krøkle

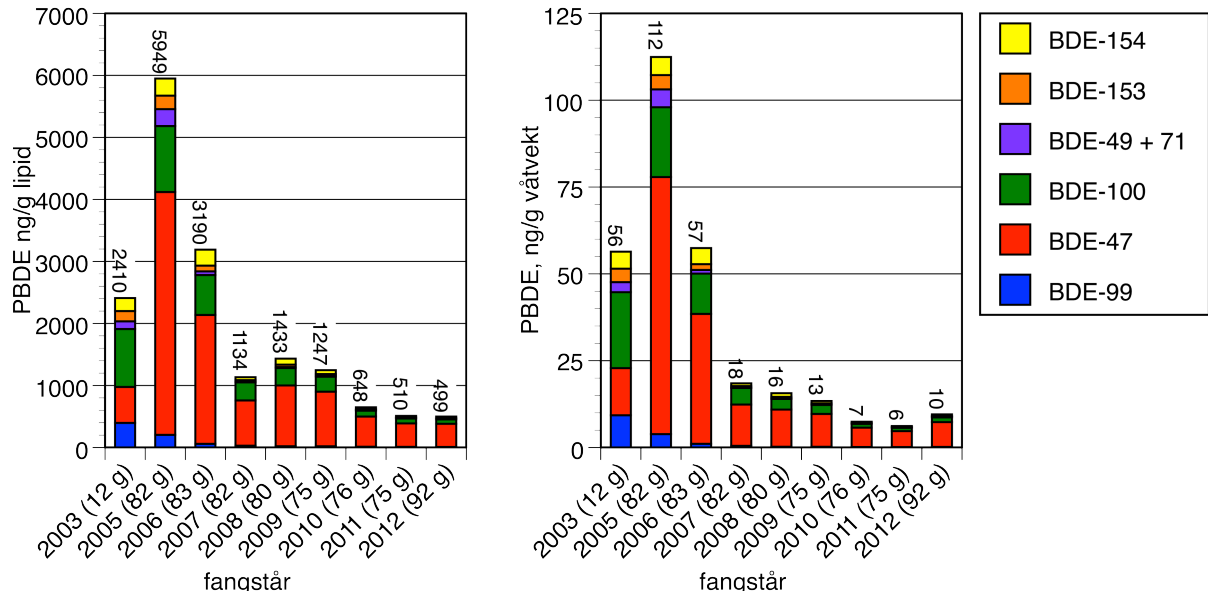
For krøkle har vi resultater fra prøver tatt i 2003 og 2005–2012 (Figur 9). Prøvematerialet fra 2003 besto imidlertid av mindre fisk (middelvekt 12 g) enn prøvematerialet fra de seinere år. Da krøklas størrelse er korrelert med konsentrasjonene av PBDE, er ikke konsentrasjonene fra 2003 direkte sammenliknbare med de andre prøvene. For å få en mest mulig homogen størrelse på fisken i det øvrige materialet presentert i Figur 9, har vi ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 og 2011 (antallet prøver som gjennomsnittet er basert på var henholdsvis 16 og 15 for disse årene).

For de sju vanligste PBDE-kongenerene sank konsentrasjonen fra 112 ng/g våtvekt (v.v.) i 2005 til 11 ng/g v.v. i 2012. Det var en statistisk signifikant trend (Mann-Kendalls test, $p = 0,004$). For de seks siste årene, 2007–2012, hvor det har blitt gjort individuelle analyser hvert år, var middelkonsentrasjonene mer like (6–18 ng/g våtvekt), men variansanalyser påviste signifikante forskjeller mellom disse ($p < 0,0001$).

Justert for mengden fett endret dette mønsteret seg ikke nevneverdig, og konsentrasjonene i perioden 2005–2012 sank fra 5949 ng/g lipid og til 499 ng/g lipid.

Sammenliknet med lågåsild var de fettvekstsbaserte konsentrasjonene betydelig høyere hos krøkle. Hos krøkle var også BDE-47 den dominerende kongeneren, men i enda større grad enn hos lågåsild. Andelen av BDE-99 var lavere enn hos lågåsilda, den viser en avtagende trend, og fra 2008 av var den i praksis ubetydelig. En slik synkende trend i andelen av BDE-99 har vi også funnet hos ørret og lågåsild, og kan forklares med at den i større grad enn andre kongenerene biotransformeres (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).

Det er få internasjonalt publiserte data på krøkle, men fra Great Lakes i Nord-Amerika har det i en art krøkle (*Osmerus mordax*) (middelvekt 24 og 21 g) blitt rapportert om middelkonsentrasjoner fra 9 og 90 ng/g våtvekt (Batterman *et al.* 2007) i prøver fra første halvdel av 2000-tallet. De høyest konsentrasjonene ble funnet i Lake Michigan (80 ng/g) og Lake Ontario (30–40 ng/g). Disse høye nivåene er sammenliknbare med dem vi fant i krøkle fra Mjøsa på begynnelsen av 2000-tallet.

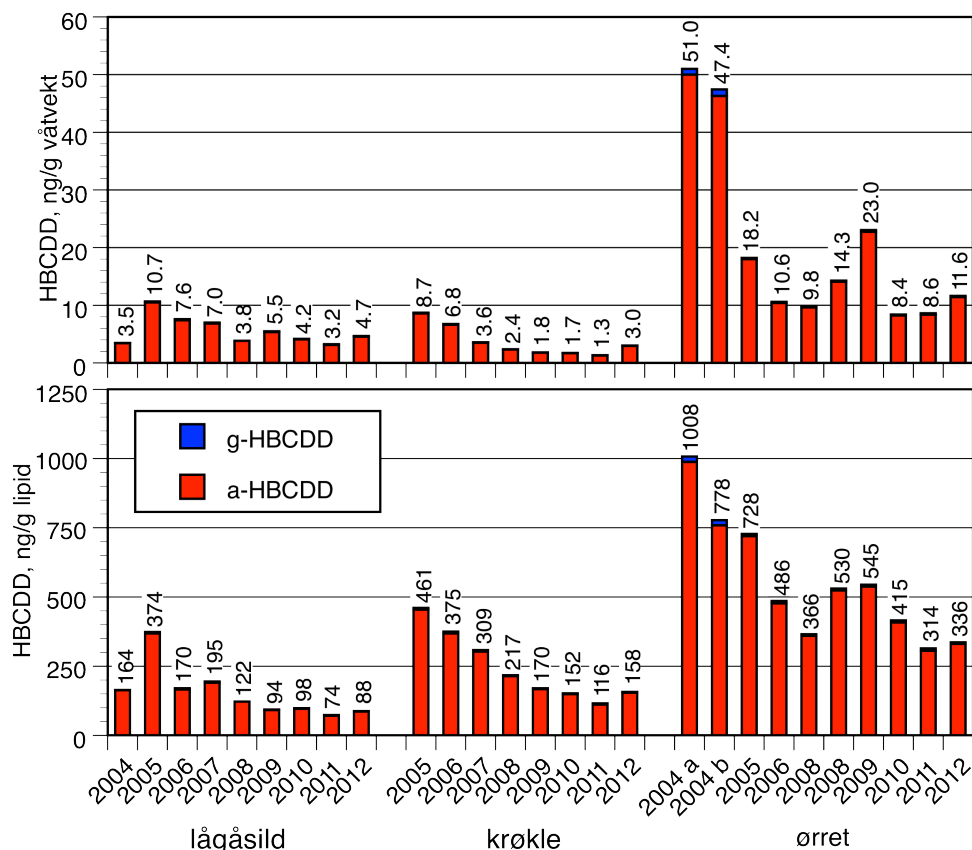


Figur 9. Konsentrasjoner av \sum PBDE7 (syv viktigste kongenere) i muskelprøver av krøkle fra Mjøsa i perioden 2003 til 2012. Venstre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007–2012 er aritmetiske middeler verdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

7.4 Heksabromosyklododekan (HBCDD) i fisk

For flammehemmeren HBCDD har vi årlige data fra 2004 av for ørret og lågåsild, og fra 2005 av for krøkle. Konsentrasjonene utgjøres i all hovedsak isomeren α -HBCDD, med en liten andel av γ -HBCDD (Figur 10). Midlere konsentrasjon av HBCDD i prøvene fra 2012 varierte fra 3,0 til 11,6 ng/g våtvekt, lavest hos krøkle og høyest hos ørret.

En dominans av α -isomeren er vanlig å finne i biota, på tross av at det er γ -isomeren som dominerer i det tekniske utgangsproduktet (Law *et al.* 2005, Covaci *et al.* 2006). Trolig kan dette skyldes en biologisk omdanning, såkalt bioisomerisering, av γ -isomeren (Law *et al.* 2006).



Figur 10. Konsentrasjoner av HBCDD i muskelprøver av fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektsbasis, nedre panel viser dem på lipidvektsbasis. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver (2004–2006) eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2007–2011, ørret 2006). Ørret fra 2004 merket a og b var av ulik størrelse, med middelvekt 3,2 og 2,2, kg.

Konsentrasjonene av β -isomeren er vanligvis under metodens deteksjonsgrense, og vi har derfor ekskludert β -HBCDD fra dataframstillingen. For 2008 var det avvikende analysedata for γ - og β -isomerene i lågåsild, muligens kontaminering, og disse dataene er heller ikke brukt. Dette har liten praktisk betydning da disse isomerene vanligvis ikke utgjør mer enn 1–2% av total konsentrasjon HBCDD i fisk fra Mjøsa. For beregning av aritmetiske

gjennomsnitt har vi ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 og 2011, samt to store ørret fra 2011 for å få en mer homogen størrelse på fisken (som for PBDE).

Vi satt sammen tidsserier bestående av konsentrasjonene i de tidligere blandprøvene eller gjennomsnittlige konsentrasjonene for de tilfellene hvor vi har analyser av individuelle prøver (2007–2012), og har testet tidsseriene for signifikante trender (Mann-Kendall tester).

For ørret har det over tid vært en markant reduksjon i konsentrasjonen av HBCDD. Fra et maksimum på 47,4 ng/g våtvekt i 2004 (prøven med midlere fiskevekt på 2,2 kg) ble den redusert til nær 25 % av dette nivået i 2012 (11,6 ng/g våtvekt). I denne perioden var det imidlertid ikke en monoton årlig reduksjon, men flere tilfeller hvor konsentrasjonen har økt litt i forhold til foregående år. Disse bruddene gjorde at en tidsserieanalyse ikke kunne påvise en statistisk signifikant synkende trend (Mann Kendall trend analyse, $p = 0,12$).

For lågåsild og krøkle har nivåene i 2012 blitt redusert til omlag 35–45 % av maksimalnivåene i 2005. For lågåsild sank konsentrasjonen fra 10,7 ng/g våtvekt i 2005 til 4,7 ng/g våtvekt i 2012, men en Mann-Kendall test kunne ikke påvise noen signifikant trend ($p = 0,13$). For krøkle sank konsentrasjonen fra 8,7 til 3,0 ng/g våtvekt, og her ble det påvist en signifikant trend ($p = 0,01$).

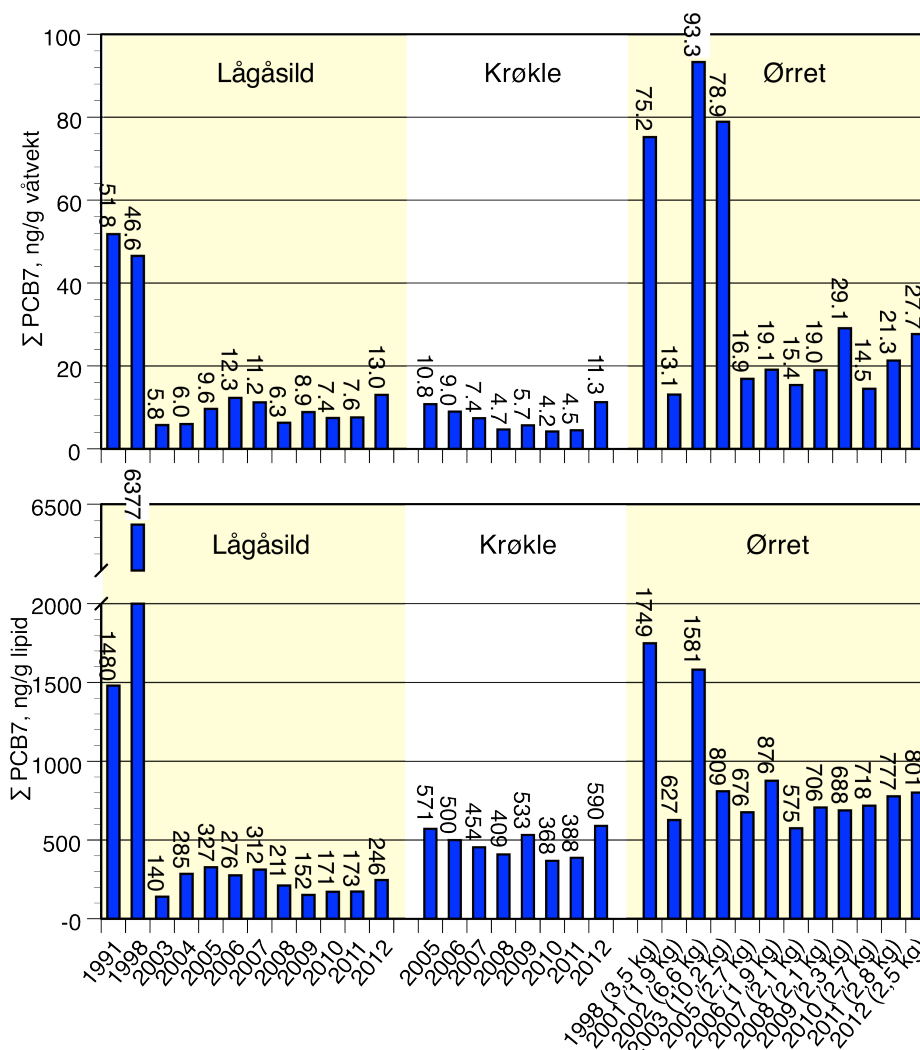
I en screeningundersøkelse fra 2004 ble rapportert om konsentrasjoner i ferskvannsfisk i fra Vormå (ørret) og Øyeren (abbor, gjedde) i området 1–7 ng/g våtvekt (Fjeld et al. 2008b). I en regional undersøkelse av innsjøørret (invertebrat-spisende) i fra innsjøer uten punktkilder i Sør-Norge ble det rapportert om konsentrasjoner i området 0,06–1,96 ng/g våtvekt (median: 0,17 ng/g våtvekt) (Fjeld og Rognerud 2009). I Lake Ontario har det blitt rapportert om konsentrasjoner av PBDE i fiskespisende canadarøye i området 2–3 ng/g våtvekt (16–33 ng/g lipid) i perioden 1979–2004, og nivåene var forholdsvis stabile fra slutten av 1990-tallet og utover (Ismail et al. 2004). I en gjennomgang av litteraturdata på konsentrasjoner av HBCDD i europeisk ferskvannsfisk, konkluderer Arnot et al. (2009) med at vanlig forekommende konsentrasjoner i lokaliteter uten større punktutslipp kan være i området 5–35 ng/g lipid. Dette er vesentlig lavere konsentrasjoner enn det vi har funnet fra Mjøsa og viser tydelig at innsjøen har vært påvirket av punktutslipp.

7.5 Polyklorerte bifenyler (PCB) i fisk

7.5.1 Tidsutvikling

Tidsutviklingen av PCB har vi dokumentert med konsentrasjonen av de sju vanlig rapporterte kongenerene kalt Σ PCB7.

For ørretmaterialet var det en stor spredning i midlere størrelse på prøvafisken, og de høyeste konsentrasjonene (ca. 75–93 ng/g våtvekt) ble funnet hos gruppene av storvokst fisk (middelvekt: 3,5–10,2 kg) fanget i perioden 1998–2002. Som for PBDE, ble to store ørreter fra 2011 ekskludert for å få en mer homogen størrelse på fisken. Ser vi på perioden 2005–2012 er det størrelsesmessig et materiale med middelvekter på 1,9–2,8 kg. For disse varierte gjennomsnittlig konsentrasjon av Σ PCB7 usystematisk mellom 14,5–29,1 ng/g våtvekt eller 576–876 ng/g lipid, og ingen statistisk signifikant trend kunne påvises (Mann Kendall test). De to storvokste individene fra 2011 hadde imidlertid ingen vesentlig innflytelse på middelkonsentrasjonen dette året, inkluderes disse øker Σ PCB7 fra 21,3 til 24,5 ng/g våtvekt.



Figur 11. Konsentrasjoner av Σ PCB7 (sju kongener) i muskelprøver av fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektsbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver (før 2006) eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2007–2012).

For lågåsild var konsentrasjonene av \sum PCB7 i perioden 2003–2012 i området 5,8–12,3 ng/g våtvekt eller 140–327 ng/g lipid, men det var ingen systematisk trend i nivåene (Mann Kendall test). Konsentrasjonene i 2011 (7,6 ng/g våtvekt, 173, ng/g lipid) var nær identiske med de funnet foregående år.

For krøkle var det i perioden 2005–2012 heller ingen systematisk reduksjon i konsentrasjonene. På våtvektbasis var middelkonsentrasjonene 4,3 –11,3 ng/g våtvekt, og på fettvektbasis 384–590 ng/g lipid. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i 2012. Vi har inkludert de småvokste individene i utvalget fra 2011, da en ekskludering av disse hadde liten innflytelse på de gjennomsnittlige konsentrasjonene (4,6 ng/g våtvekt; 377 ng/g lipid). Trendanalyser (Mann Kendall tester) kunne ikke påvise noen signifikante trender, verken på våtvekt- ($p = 0,2$) eller lipidvektbasis ($p = 0,4$).

Den betydelige nedgangen i PCB-konsentrasjonene fra 1990-tallet og til 2000-tallet, som kan sees i lågåsild, reflekterer sannsynligvis en minsket forurensningsbelastning til Mjøsa. Trolig er det flere forhold som spiller inn: En utfasing av bruk av PCB, naturlig tildekking av forurensede sedimenter, samt oppryddingstiltak ved forurenset grunn og fjerning av sterkt forurensede sedimenter ved Hamar (Kjellberg og Løvik, 2000). At det de siste 10 årene ikke har vært noen systematiske endringer i konsentrasjonen er interessant, i og med at det nå har gått så lang tid etter at PCB ble faset ut og oppryddingstiltakene ved Hamar ble utført.

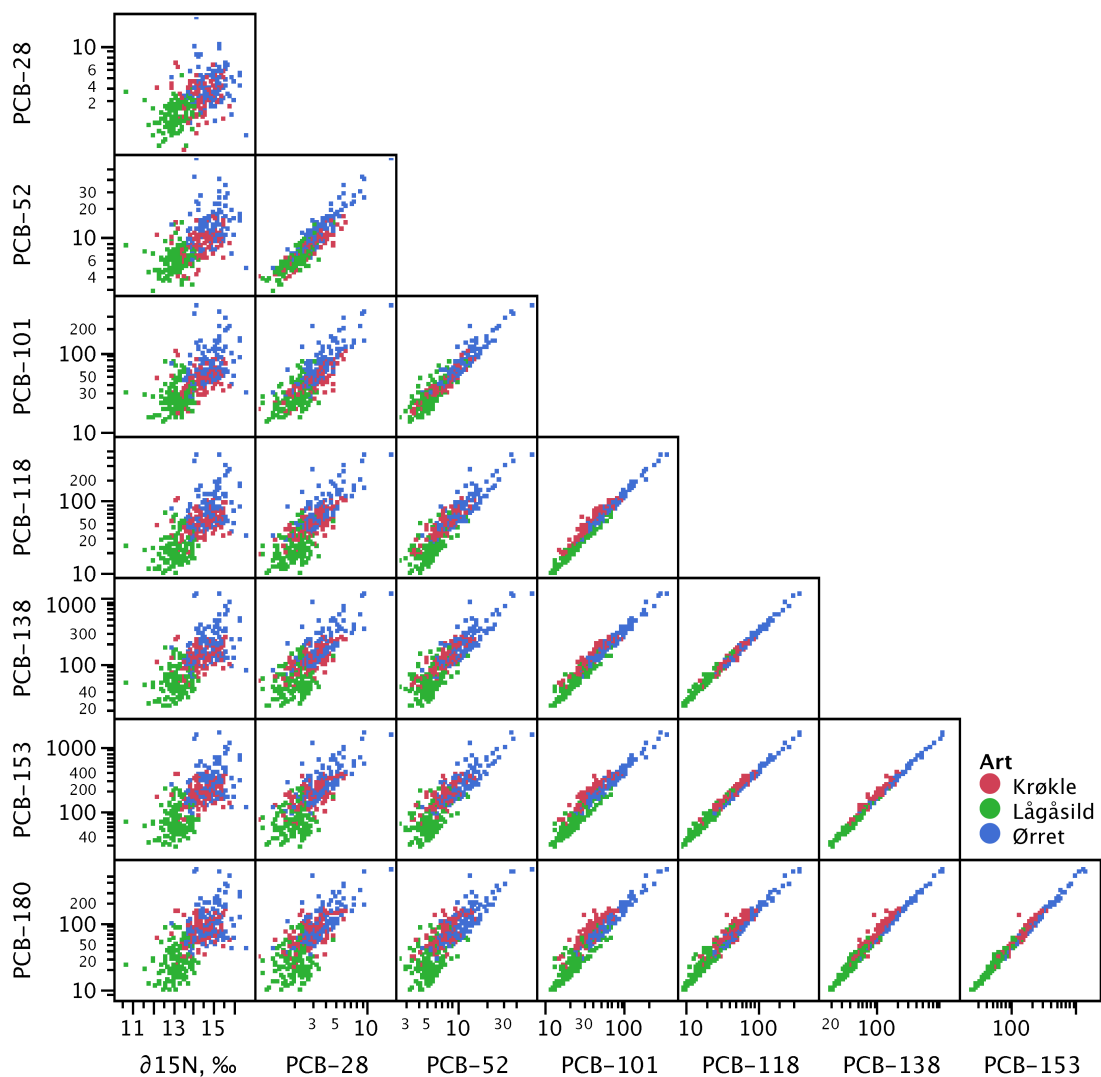
Det er gjort få undersøkelser av PCB i norske bestander av storørret, men fra Randsfjorden, hvor vi ikke kjenner til betydelige lokale forurensningskilder, ble det i fisk fanget i 1998 (middelvekt 2,5 kg) rapportert om en konsentrasjon av \sum PCB7 på 24 ng/g våtvekt (Fjeld 1999). Til sammenlikning var konsentrasjonen i en prøve av Mjøsørret fra samme året tre ganger høyere.

For sjørret fra Drammensfjorden, hvor det finnes kostholdsråd for torskelever pga. høyt PCB-innhold, ble det for 2008 rapportert om nær tilsvarende konsentrasjoner som i Mjøsørret (Fjeld *et al.* 2008). I tre blandprøver fra Ytre Drammensfjord var konsentrasjoner av \sum PCB7 i området 9–58 ng/g våtvekt (middelvekt av fisk fra hver blandprøve: 0,4–1,9 kg), mens de i Indre Drammensfjord var i området 12–27 ng/g (middelvekt av fisk fra hver prøve: 0,4–1,6 kg). Fra storørret-bestandene i Väneren og Vättern, Sverige, synes konsentrasjonene å være noe høyere enn i Mjøsa, og for fisk fanget i 2001–2002 ble det for fire blandprøver rapportert om konsentrasjoner av \sum PCB7 i området 28–165 ng/g våtvekt (middelvekt av fisk: 1,2–4,8 kg) (Öberg *et al.* 2003).

7.5.2 Forholdet mellom ulike PCB-kongenerer

For årene 2007–2012 har vi analyser av individuelle prøver fisk, og i Figur 11 har vi vist forholdet mellom de syv ulike kongenerene (PCB7, justert for mengden lipid) og stabile N-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$). Figuren viser at de for de tyngre PCB-kongenerene, som PCB-180, -153 og -118 (hepta- og hexaklor PCB), var det generelt svært sterk sammenheng. For de lettere PCB-kongenerene, særlig for PCB-28, -52 og -101 (tri-, tetra- og pentaklor PCB), var det en tendens til at samvariasjonen sank med kloreringsgraden. Dette skyldes særlig at lågåsild var relativt mer anrikt på lettere PCB-forbindelser enn ørret og krøkle.

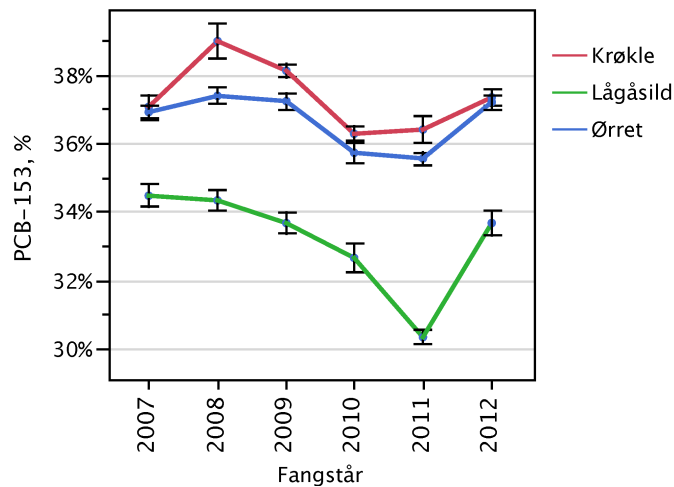
Dette fenomenet kan forklares med at nedbryting av PCB i miljøet og biomagnifisering er kongener-spesifikk. Sammenstningen av PCB i miljøet skiller seg vesentlig fra den i de opprinnelige industriproduktene, da mindre klorerte PCB-kongenerer er mer vannløselige, mer flyktige (volatile) og mindre persistente enn de høyklorerte og tyngre forbindelsene. Tyngre kongenerer biomagnifiserer derfor mer i næringskjeder enn de lettere. Se Beyer og Bizuik (2008) for en oppdatert gjennomgang og diskusjon av dette.



Figur 12. Forholdet mellom $\sum\text{PCB7}$ (lipidvekt) og stabile N-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$) i individuelle muskelprøver av fisk fra Mjøsa, fanget i 2007–2012.

Den relative andelen som PCB-153 utgjorde av $\sum\text{PCB7}$ varierte gjennom perioden 2007–2012, og da mest for lågåsild (Figur 13). Hos lågåsild var det et avtak i andelen PCB-153 fra 2007 til 2011 på omlag 4 %. Fra 2001 til 2012 økte imidlertid andelen PCB-153 i lågåsilda brått med omlag 3,5 %.

Dette er både miljømessig og statistisk sett signifikante forandringer, og de kan indikere endrede sammensetninger av PCB i miljøet. Den brå endringen fra 2011 til 2012 kan stå i sammenheng med den kraftige flommen sommer og høst 2011, hvor mer «eldet» og nedbrutt PCB kan ha blitt tilført gjennom de kraftige oversvømmelsene Gudbrandalslågen forårsaket dette året.



Figur 13. Den midlere prosentvise andelen (med standardfeil) PCB-153 utgjorde av $\sum\text{PCB7}$ (sju kongenere) i muskelprøver av fisk fra Mjøsa, fanget i 2007–2012. Middelerverdier hvor $2 \times$ standardfeil ikke overlapper kan betraktes som statistisk signifikant forskjellige.

7.6 Diklordifenyltrikloretan (DDT) i fisk

For ørret og lågåsild finnes det historiske data på DDT i fisk fra Mjøsa fra 1998 (Fjeld *et al.* 2001). For krøkle har vi ingen data fra før 2008. En sammenlikning med data fra 2012 viser at det har skjedd en reduksjon i konsentrasjonene i disse artene, og mest for lågåsild (Figur 14). I 1998 ble kun *p,p'*-isomerene analysert, men da det er disse som dominerer i det kommersielle produktet DDT, og ingen omdanning til *o,p'*-isomerene i miljøet er kjent, har det ingen stor praktisk betydning for sammenlikningen. Teknisk DDT domineres av isomerer *p,p'*-DDT med ca. 85%, men inneholder også ca. 15% *o,p'*-DDT (ATSDR 2002). Et høyt forhold mellom DDT og DDE (DDE: vanlig nedbrytningsprodukt av DDT) eller et høyt DDT/ \sum DDT-forhold (\sum DDT: summen av samtlige DDT-forbindelser) indikere en nylig tilførsel av DDT, mens lave forhold er typiske for eldre utslipp av eller for langtransporterte DDT-forbindelser (EEA 2013).

For ørret ble den høyeste konsentrasjonen av \sum DDT påvist i en blandprøve fra 1998, med 61 ng/g våtvekt eller 1419 ng/g lipid. I perioden 2008–2012 varierte midlere konsentrasjoner på våtvektbasis usystematisk mellom omlag 21 og 44 ng/g våtvekt. På lipidvektbasis var den derimot mer stabil med en konsentrasjon i 2008 på 772 ng/g lipid og for perioden 2009–2012 var den i området 1030–1060 ng/g lipid. For å oppnå mer homogene gjennomsnittstørrelser av ørretutvalget har vi ekskludert de to største individene fra 2011. Dette har imidlertid ingen vesentlig innflytelse på middelkonsentrasjonen dette året, inkluderes disse øker denne fra 29,0 til 33,4 ng/g våtvekt.

For lågåsild ble høyeste konsentrasjon også funnet i en blandprøve fra 1998, med omlag 53 ng/g våtvekt eller 7356 ng/g lipid. I perioden 2008–2012 varierte konsentrasjonen usystematisk i området 8,7–23 ng/g våtvekt eller 277–513 ng/g lipid.

For krøkle varierte midlere konsentrasjoner i perioden 2008–2012 forholdsvis lite og var i området 6,1–16,4 ng/g våtvekt eller 560–858 ng/g lipid. Som for PCB fant vi den høyeste middelkonsentrasjonen i 2012-materialet. Vi har inkludert de småvokste individene i utvalget fra 2011, da en ekskludering av disse hadde liten innflytelse på de gjennomsnittlige konsentrasjonene. En utelatelse av disse ville resulterte i en økning i \sum DDT fra 6,5 til 7,3 ng/g våtvekt.

Totalkonsentrasjonene alle fangstårene i hovedsak ble dominert av DDE, etterfulgt av DDT. Prosentandelen som DDT utgjorde av \sum DDT varierte mellom de tre artene fisk, og for lågåsild var det også en signifikant variasjon mellom fangstårene. For perioden 2008–2012, hvor vi har prøver av individuell fisk og analysert for samtlige DDT-forbindelser, utgjorde midlere andel DDT (*o,p'*- og *p,p'*-isomerene) for lågåsild, krøkle og ørret henholdsvis 47 %, 35 % og 21 %. Til sammenlikning viste analyser av sedimentprøver tatt i 2005 en variasjon i andelen DDT på 10–65 % (Fjeld *et al.* 2006). En høy andel av DDT i prøven fra utløpet av Hunnselva ved Gjøvik (65 %) indikerte at det her fantes en lokal kilde med forholdsvis fersk, lite nedbrutt DDT.

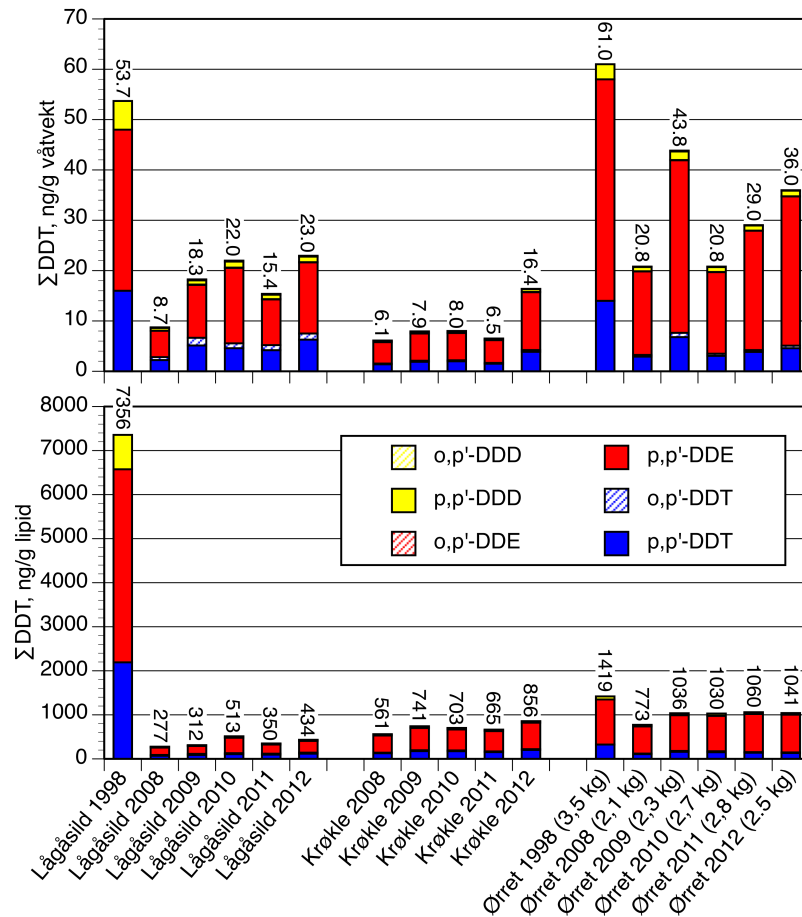
Forskjellene i DDT-sammensetningen mellom artene kan skyldes deres ulike plass i næringskjedene og metabolismeringen av DDT til DDE (ATSDR 2002). Den årlige variasjonen i DDT-sammensetningen til lågåsild avspeiler muligens temporære endringer i DDT-tilførslenes sammensetning, da dette er fisk som er forholdsvis kortlivet og ernærer seg på et

lavere trofisk nivå enn de to andre artene. Den dynamiske responsen på endrede tilførsler og deres sammensetning kan forventes være forholdsvis rask i slike organismer.

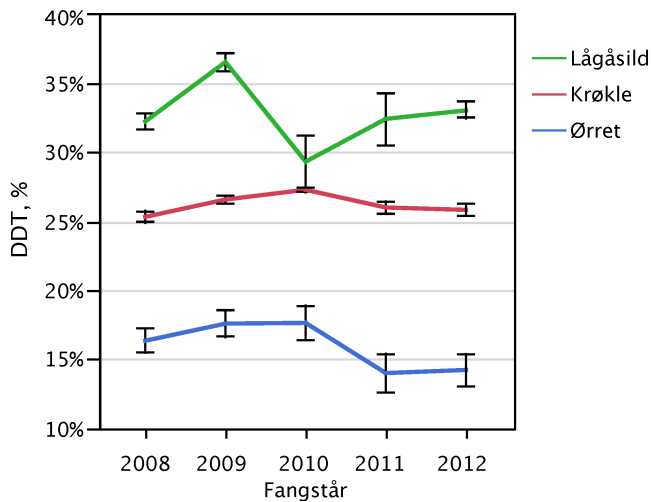
I 2009 ble gjort en opprydding av DDT-forurensninger ved et gammelt avfallsdeponi ved Grefsheim i Ringsaker kommune (Klif 2009). De forurensende massene ble fjernet under tørre forhold med frost i bakken, og deponiet ble deretter tildekket med rene masser og fiberduk. Resultatene som her er fremkommet gir ingen indikasjon på at DDT har lekket ut fra oppryddingen og forårsaket konsentrasjonsøkning i fisk. Vi har en årlig variasjon i middelkonsentrasjonene i perioden 2008–2012, og endringen fra 2008 til 2009 er i så måte ikke spesiell.

En litteraturgjennomgang av nivåer av persistente organiske miljøgifter i ferskvannsmiljøet i Nord-Amerika, Europa og Arktis er gjort av Fjeld *et al.* (2005b). Her rapporteres det at vanlig forekommende nivåer (medianverdier) i ulike arter fisk fra lokaliteter tilhørende de store elvebassengene i USA var 40–265 ng/g våtvekt (data fra BEST-programmet). For det nordøstre Canada, med unntak fra Great Lakes og Arktis, ble det rapportert om medianverdier i området 2–35 ng/g våtvekt (data fra TSRI-programmet, Muir *et al.* 2002), og dagens nivåer av DDT i mjøsfisken er innenfor dette intervallet.

I den regionale undersøkelsen av innsjøørret i Sør-Norge (ikke fiskespisende ørret, ingen punktkilder) ble det rapportert om konsentrasjoner av DDT i området 0,7–8,4 ng/g våtvekt (median: 1,8 ng/g våtvekt) (Fjeld og Rognerud 2009). Dette er i hovedsak lavere nivåer enn de vi her rapporterer fra Mjøsa, prøvene fra planktonspisende lågåsild inkludert, og tyder på at Mjøsa fortsatt er moderat påvirket av tidligere lokal bruk av DDT.



Figur 14. Konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter i muskelprøver av fisk fra Mjøsa, fanget i 1998 og 2008–2012. Øvre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Nedre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver (1998) eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2008–2012).



Figur 15. Den midlere prosentvise andelen (med standardfeil) DDT (*o,p'*- og *p,p'*-isomerer) utgjorde av Σ DDT (samtlige DDT-forbindelser) i muskelprøver av fisk fra Mjøsa, fanget i 2008–2012. Middelerdier hvor 2 x standardfeil ikke overlapper kan betraktes som statistisk signifikant forskjellige.

7.7 Klorerte parafiner (S/MCCP) i fisk

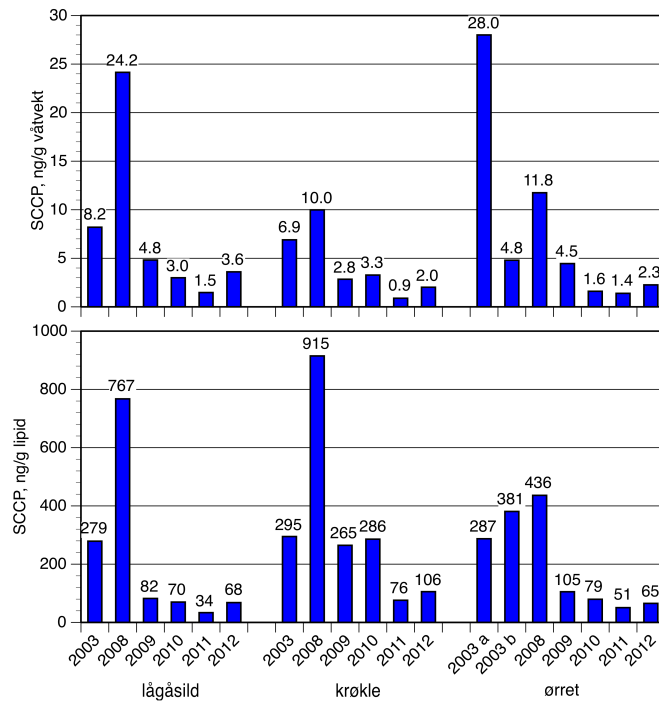
I en undersøkelse fra 2003 (Fjeld *et al.* 2004) ble det analysert klorerte parafiner i fisk fra Mjøsa, og i Figur 16 sammenlikner vi disse med konsentrasjonene fra perioden 2008 – 2012. Vi presenterer her kun data på kortkjedede klorerte parafiner, SCCP, da konsentrasjonen av mellomkjedede (MCCP) i all hovedsak var under deteksjonsgrensen ($< 0,1$ ng/g våtvekt). Det må her anføres at måleusikkerheten på SCCP når den nærmer seg deteksjonsgrensen (< 1 ng/g våtvekt) er betydelig, og for slike nivåer kan forskjeller mindre enn 5 ng/g våtvekt ikke ansees å være signifikante i en statistisk vurdering.

Vi ser i Figur 16 at middelkonsentrasjonene i 2012, både på våtvekts- og fettvektbasis, var innenfor variasjonsområdet til de tre foregående årene.

Ser vi bort fra én ørretprøve fra 2003, som var basert på svært stor fisk (10 kg), finner vi de høyeste nivåene i 2008. De gjennomsnittlige konsentrasjonene hos de tre artene lå da området 11,8–24,2 ng/g våtvekt eller 915–381 ng/g lipid. I 2012 var middelverdiene redusert til 2,0–3,6 ng/g eller 68–106 ng/g lipid, det vil si en reduksjon til omlag 10–20 % av 2008-nivået. Variasjonsanalyser bekrefter at konsentrasjonene i 2008 hos alle artene var statistisk signifikant større enn i de etterfølgende årene ($p < 0,001$). Vi har her, som for PBDE, ekskludert de to største individene av ørret fra 2011 for å skape mer homogene størrelsesgrupper. Inkluderer vi disse øker konsentrasjonene marginalt til 1,7 ng/g våtvekt eller 54 ng/g lipidvekt. For krøkle har vi beholdt de små individene; dette har heller ingen betydning for konsentrasjonene som ville være 0,7 ng/g våtvekt (uforandret) og 71 ng/g lipid (svak økning) om vi ekskluderte disse.

I den regional undersøkelsen av innsjøørret i Sør-Norge ble det rapportert om konsentrasjoner av SCCP i området $< 0,5$ – $9,9$ ng/g våtvekt (median: 1,4 ng/g våtvekt) (Fjeld og Rognerud 2009). Dagens nivåer fra Mjøsa er innen dette intervallet, og nivåene her kan derfor karakteriseres representative for dagens bakgrunnsnivå (ingen betydelige punktkilder).

Fra Lake Ontario og Lake Michigan i Nord-Amerika er nivåene i fisk vesentlig høyere, og for amerikansk krøkle og stor fiskespisende canadarøye var middelkonsentrasjonene i prøver fra 2001 henholdsvis 17–19 og 34–135 ng/g våtvekt (Houde *et al.* 2008). De høyeste nivåene ble funnet i Lake Michigan, som er betydelig påvirket av urban og industriell aktivitet.



Figur 16. Konsentrasjoner av SCCP i muskel av fisk fra Mjøsa, fanget i 2003 og 2008–2012. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver (2003) eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2008–2012). Ørret fra 2003 merket a og b var av svært ulik størrelse, med middelvekt 10,1 og 0,3, kg

7.8 Perfluorerte stoffer (PFC) i fisk

Perfluorerte forbindelser har rutinemessig blitt analysert i fisk fra Mjøsa siden 2008. Fram til 2010 var det kun PFOS og PFOSA som forekom i kvantifiserbare konsentrasjoner, med PFOS som dominerende forbindelse hos alle tre artene. I 2011 ble det også påvist PFOA, PFDcA og PFUnA (alle perfluorerte karboksylsyrer, C₈-, C₁₀- og C₁₁-kjeder) i kvantifiserbare mengder (Figur 17). Vi kan ikke utelukke at deteksjonen av flere perfluorerte forbindelser fra 2011 av kan skyldes at det da ble tatt i bruk et nyere analyseinstrument med bedre deteksjonsgrenser.

I 2012 og 2011 var PFUnA og PFOS de to dominerende perfluorerte forbindelsene, men i 2012-materialet kunne vi knapt påvise kvantifiserbare konsentrasjoner av PFOA og PFDcA.

De høyeste konsentrasjonene av PFC ble funnet i krøkle og de laveste i lågåsild. Dette skiller denne stoffgruppen fra de andre i undersøkelsen, og indikerer at det er andre mekanismer knyttet til opptak og utskillelse for disse (se. s. 22). Da perfluorerte stoffer er knyttet til proteiner og ikke til fettfraksjonen i fisk, så har vi ikke justert for mengden lipid i prøvene. Vi har ikke lengdejustert konsentrasjonene, ettersom det for hver av artene var en generelt svak sammenheng mellom fiskestørrelse og konsentrasjoner.

PFOS ble påvist i kvantifiserbare konsentrasjoner i alle tre arter i hele perioden 2008–2012, med midlere konsentrasjoner i området 0,6–4,6 ng/g våtvekt. For krøkle og ørret var det en tendens til at konsentrasjonene sank fra 2008 og til 2012. For alle tre artene var det signifikante forskjeller mellom årene (variansanalyser, $p < 0,001$), og *post hoc* tester viste at konsentrasjonene i 2008 var signifikant større enn påfølgende år ($p < 0,001$).

PFUnA ble påvist i både 2011 og 2012, og midlere konsentrasjoner var i området 0,5–3,0 ng/g våtvekt, høyest i krøkle og lavest i lågåsild.

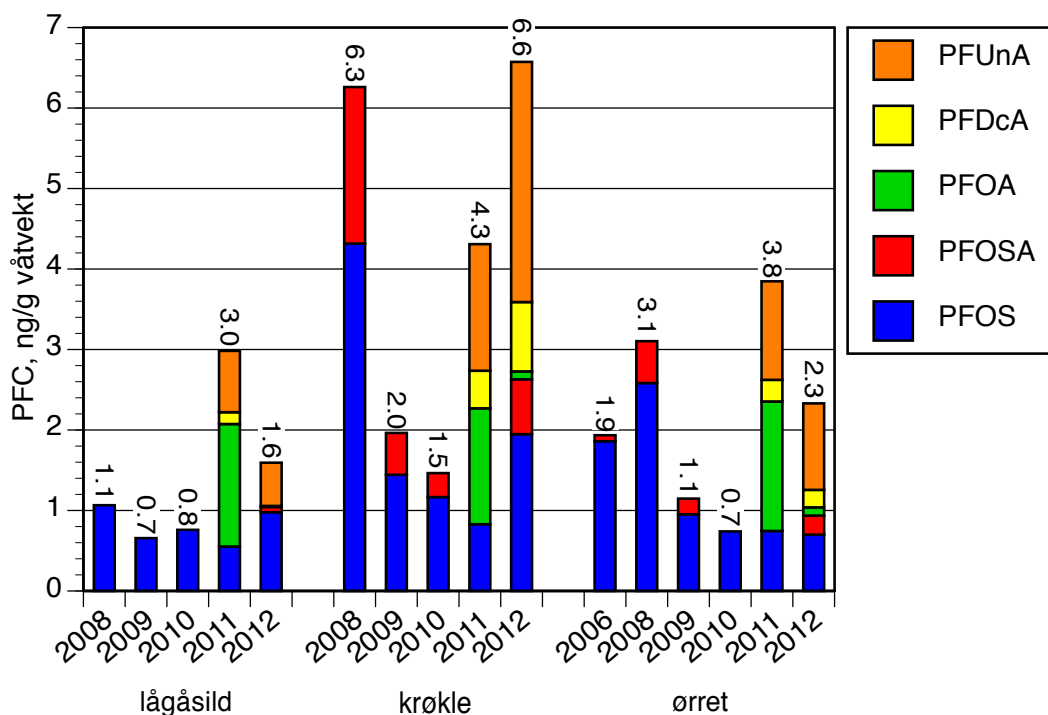
Kvantifiserbare konsentrasjoner av PFOSA ble kun påvist hos ørret og lågåsild i perioden 2008–2010. Konsentrasjonene var hovedsakelig svært lave (0,1–0,5 ng/g våtvekt) med unntak av noe forhøyet på 1,9 ng/g våtvekt hos krøkle i 2008. Årsakene til at krøkle har en markert høyere konsentrasjonen av sum PFOS og PFOSA i 2008 enn de andre to artene er ukjent.

Generelt er det gjort få undersøkelser over forekomsten av perfluorerte stoffer i ferskvannsfisk i Norge. Klifs screeningundersøkelse fra 2004 (Fjeld et al. 2008b) var den første undersøkelsen som studerte dette i noe omfang, og det ble her bl.a. analysert for ulike PFC i seks prøver av muskelprøver av ferskvannsfisk. Resultatene viste at PFOS var den dominerende forbindelsen. I en undersøkelse fra 2006 (Bakke *et al.* 2007) ble det analysert for PFC i én prøve av muskelprøver fra ørret i Mjøsa. Resultatene fra denne undersøkelsen, hvor summen av PFOS og PFOSA var 1,9 ng/g våtvekt og hvor på PFOS var dominerende forbindelse, er svært like resultatene for 2008–2010 i denne undersøkelsen (Figur 17).

Ørret fra Mjøsa ble også undersøkt i en større kartlegging av PFC i nordisk miljø (Kallenborn *et al.* 2004), men det ble her valgt å analysere på leverprøver som inneholder betydelig høyere konsentrasjoner enn muskelprøver. Det ble her rapportert en konsentrasjon av PFOS på 51 ng/g våtvekt og for PFOSA på 60 ng/g våtvekt. Sett i lys av denne undersøkelsen er det interessant å se at PFOSA har en så lav forekomst i muskelprøver av Mjøsørret.

I en svensk undersøkelse av PFC-innhold i fisk, innsamlet i 2001, viser at stor ørret og laks (ferskvannsstasjonær) fra Vänern hadde en midlere PFOS-konsentrasjon i muskelprøver på 5,7 og 8,5 ng/g våtvekt, mens konsentrasjonen i de samme artene i Østersjøen hadde midlere konsentrasjoner på omlag 1 ng/g våtvekt – det samme som de siste årenes nivå i Mjøsørret. PFOS var den dominerende PFC-forbindelsen i denne undersøkelsen, mens det ble funnet mindre forekomster av PFTriA (0,69 og <0,1 ng/g våtvekt), PFOSA (0,53 og 0,71 ng/g våtvekt) og PFUnA (0,32 og 0,08 ng/g våtvekt). Sammensetningen av PFC-forbindelsene varierer således mellom disse tre lokalitetene, noe som trolig reflekterer ulike forurensningskilder.

I en regional undersøkelse av 20 bestander av ørret (ikke fiskespisende) fra Sør-Norge var median konsentrasjon av sum PFOS og PFUnA omlag 1 ng/g våtvekt (Fjeld og Rognerud 2009). Dette er innsjøer uten kjente lokale tilførsler av PFC, og disse nivåene kan trolig representere et vanlig forekommende bakgrunnsnivå for disse forbindelsene i lokaliteter i Sør-Norge. De rapporterte konsentrasjonene av disse PFC-forbindelsene i ørret fra Mjøsa var omlag to til fire ganger høyere i 2011 og 2012.



Figur 17. Konsentrasjoner av perfluorerte forbindelser (PFC) i muskelprøver av fisk fra Mjøsa, fanget i 2006 og 2008–2012. Konsentrasjonen fra 2006 er basert på en enkelt blandprøve, for 2008–2012 er de aritmetiske gjennomsnitt av individuelle prøver.

7.9 Dioksiner og dioksinliknende PCB i fisk

Tidligere data på forekomst av dioksiner og dioksinliknende PCB i lågåsild og ørret fra Mjøsa har blitt publisert av Fjeld *et al.* (2004, 2009–2012), og i Figur 18 er disse framstilt sammen med data fra 2012. Med dioksiner menes her polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner, mens dioksinliknende PCB omfatter non-orto og mono-orto PCB. For å beregne giftigheten av disse forbindelsene (TE, toksiske ekvivalenter) multipliseres konsentrasjonen av de enkelte kongenerene med sine respektive toksiske ekvivalentfaktorer (TEF).

Fram til 2008 ble det benyttet TEF-verdiene til Van den Berg *et al.* (1998), men fra og med 2009 benyttes WHO's reviderte faktorer (Van den Berg *et al.* 2006). De evaluerte faktorene atskiller seg fra de tidligere ved at mono-orto PCB har blitt klassifisert som mindre toksiske, noen non-orto PCB kongener har blitt klassifisert som mer toksiske, samt at det har blitt gjort noen mindre endringer (hovedsakelig økninger) i toksisiteten til dioksiner og dibenzofuraner.

For Mjøsa har ikke disse endringene hatt stor betydning for den samlede summen av toksiske ekvivalenter i fisken. Det har i hovedsak vært forskyvninger av det relative bidraget mellom de enkelte hovedgruppene. Forskjellen mellom den gamle beregningsmetoden og den nye vil for 2009–2012 bety en gjennomsnittlig økning i sum TE på omlag 15 %. Vi har benyttet den nye beregningsmetoden for prøvene fra 2009 av, men har ikke endret de tidligere beregningene. I beregningene av midlere TE-verdier for 2011 har vi ekskludert de minste krøklene for å få mer homogene størrelsesgrupper (n= 13, samme utvalg som for PBDE).

For alle tre artene bidro non-orto PCB mest til sum TE, fra omlag 60 % hos lågåsild og krøkle til omlag 75 % hos ørret.

For lågåsild har det ikke vært noen vesentlige endringer i summen av toksiske dioksin-ekvivalenter fra 2003 (én blandprøve) og til 2012. Gjennomsnittlig sum av toksiske dioksin-ekvivalenter har for prøvene fra denne perioden variert mellom 1,1 til 1,5 pg TE/g våtvekt.

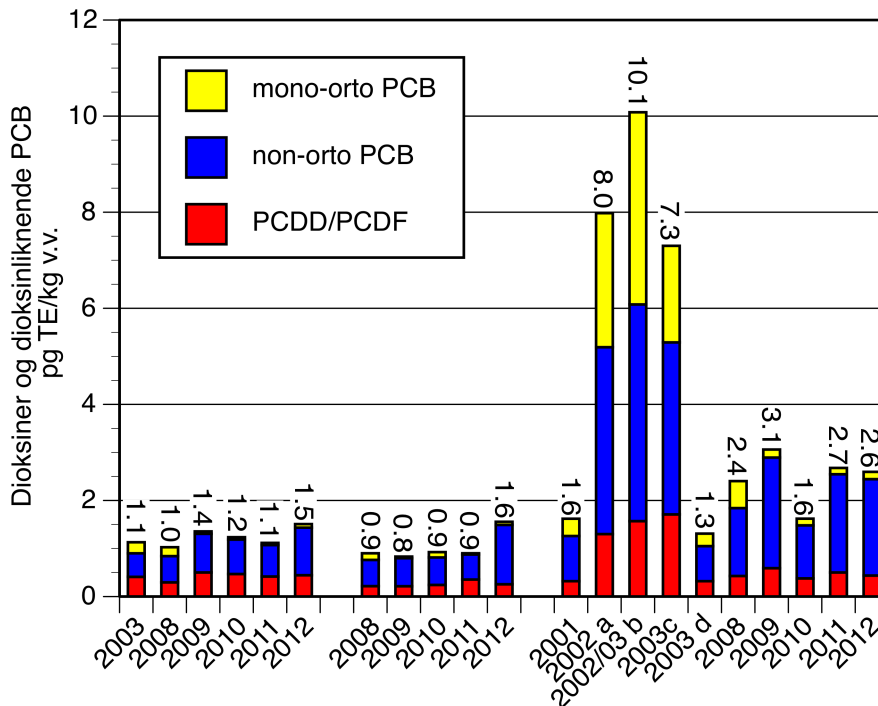
For krøkle har vi kun analyser av materiale for perioden 2008–2012, og midlere konsentrasjon for de enkelte årene var 0,8–1,6 pg TE/g våtvekt.

I det tidligste materialet av ørret (2002 og 2003) varierer gjennomsnittsstørrelsen på prøvafisken mye, fra 0,3 kg og til 10,2 kg. Da konsentrasjonen kan øke med fiskens størrelse bør en sammenlikning av materialet innebære at man justerte for eventuelle størrelsesforskjeller. Dette er ikke mulig da materialet baserer seg på blandprøver, og vi kan derfor ikke beregne relasjonene mellom konsentrasjon og fiskelengde. Størrelsesfordelingen i prøvematerialet fra 2008 og seinere er også så snever at det ikke kan beregnes en pålitelig sammenheng mellom konsentrasjon og fiskestørrelse. Vi kan derfor kun sammenlikne konsentrasjonene i prøver som representerer omlag samme størrelsesgruppe, dvs. materialet fra 2001 og for perioden 2008–2012 (middelvekt 1,9–3,4 kg). Summen av toksiske ekvivalenter i prøven fra 2001 var 1,6 pg TE/g våtvekt, mens middelkonsentrasjonen i årene 2008–2012 var i området 1,6–3,1 pg TE/g, med laveste nivå i 2010. For alle disse årene var de individuelle konsentrasjoner under EUs omsetningsgrense på 6,5 pg TE/g våtvekt (EU 2004).

For ørretprøvene fra 2002 og 2003 som var basert på større individer (middelstørrelse: 6–10,2 kg) var summen av toksiske ekvivalenter i området 7,3–10,1 pg TE/g våtvekt. For 2011

påvirkes imidlertid ikke middelkonsentrasjonen vesentlig dersom vi ekskluderer de to største individene (hver på omlag 9 kg); den faller da fra 2,7 til 2,5 pg TE/g våtvekt.

Konsentrasjoner av dioksiner og dioksinliknende PCB ørret fra Mjøsa er noe lavere enn de nivåene som er rapportert fra tilsvarende stor fisk i Vänern og Vättern i Sverige. Prøver herfra innsamlet i 2000–2011 viser middelværdier på 5–7 pg TE/g våtvekt (Cantillana og Aune 2012), nok til at de overskrider EUs grenseverdi for omsetning.



Figur 18. Konsentrasjonen av dioksiner (PCDD/PCDF) og dioksinliknende PCB i muskelprøver av fisk fra Mjøsa. Konsentrasjonene er gitt i toksiske dioksinekvivalenter (TE). Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver (før 2008) eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2008–2012). Ørret fra 2002 og 2003 merket a, b, c og d var av svært ulik størrelse, med middelvekter på henholdsvis, 6,6 kg, 6,0 kg, 10,1 kg og 0,3 kg.

8. Kvikksølv (Hg) i fisk, tidsutvikling

8.1 Ørret

I tillegg til materialet fra 2012 presenterer vi tidligere data på kvikksølv fra undersøkelser utført i perioden 1979–2011. I flere av undersøkelsene var det en stor spredning i individuell størrelse på fisken, og samlet sett varierte de mellom 20–100 cm eller 0,2–12,7 kg. De individuelle kvikksølvkonsentrasjonene viste også stor variasjon og lå i området 0,07–2,28 mg/kg (våtvekt) (Tabell 8). For noen av de eldre undersøkelsen var ikke eksakt fangstår for fisken oppgitt, kun årene undersøkelsen hadde pågått.

Kvikksølvkonsentrasjonen øker generelt med fiskens lengde, men for materialet fra noen av fangstårene eller undersøkelsesperiodene var sammenhengen forholdsvis svak. For å kunne avdekke eventuelle endringer i det generelle kvikksølvnivået i fisken måtte det med statistiske metoder justeres for ulikheter i størrelsesfordelingene mellom fangstårene. I den statistiske behandlingen av datane har vi ekskludert de to største individene fra 2011 (ca. 9 kg), da disse oppførte de seg som statistiske «outliers» med avvikende lave kvikksølvkonsentrasjoner i forhold til det øvrige materialet. Trolig ser vi her effektene av en vekstfortynning på kvikksølvkonsentrasjonene.

En analyse av sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde (kovariansanalyse på log-transformerte data) påviste ingen statistisk signifikante forskjeller mellom stigningskoeffesientene for de ulike fangstårene (test for interaksjoner mellom år og lengde, $p = 0,38$).

Figur 19 viser de lengdejusterte kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangsårene sammen med et spredningsplot som viser sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde. De lengdejusterte middelkonsentrasjonene har blitt beregnet for fisk på 57,5 cm (geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget), det vil si en vekt på omlag 2,1 kg. I undersøkelsen fra 1979–80 var midlere lengdejusterte konsentrasjon hele 1,39 mg/kg. I den påfølgende undersøkelsen med materiale fra 1982–84 sank denne konsentrasjonen betydelig, ned til 0,47 mg/kg. Deretter var det en avtagende trend fram til 2005 hvor konsentrasjonen var 0,36 mg/kg, men denne trenden ble brutt i 2006 da den lengdejusterte konsentrasjonen økte til 0,54 mg/kg, det vil si en økning på 60 %.

For perioden 2006–2012 var nivået forholdsvis konstant og de lengdejusterte middelkonsentrasjonene varierte mellom 0,44–0,61 mg/kg (Tabell 8). Det kunne ikke påvises noen statistisk signifikant forskjell mellom de lengdejusterte konsentrasjonene fra fangstårene 2006–2012 (*post hoc* test, $p = 0,10$), men for denne gruppen var konsentrasjonene signifikant fra gruppen innsamlet i perioden 2000–2005 (0,35–0,41 mg/kg, *post hoc* test: $p < 0,001$)

Mens den høye konsentrasjonen i materialet fra 1979–80 anses som et resultat av tidligere kvikksølvutslipp fra Mesna Kartongfabrikk (Sandlund *et al.* 1981), er årsaken til konsentrasjonsøkningen etter 2006 uvisst. Som det framgår av resultatene på krøkle og lågåsild finner vi ingen tilsvarende økning hos disse, og det er derfor lite trolig at de høyere konsentrasjonene skyldes økte kvikksølvtilførsler til Mjøsa eller økt metylering. En hypotese kan være at det har skjedd en endring i ørretens næringsvalg, det være seg at den spiser mer krøkle (og mindre lågåsild) enn tidligere, eller at den nå inkluderer større krøkler i dietten enn tidligere. Vi har imidlertid ingen data eller opplysninger som kan bekrefte dette.

Figur 20 viser sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og ørretens størrelse for materialet fra 2006–2012. Disse viser at omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg med stor sannsynlighet overskrides når ørreten når en størrelse på omlag 55 cm eller 1,9 kg. Da ørreten fra disse årene er fra en begrenset størrelsesgruppe, og trolig effekter relatert til alder og veksthastighet også influerer konsentrasjonen, blir imidlertid sammenhengen mellom kvikksølv og størrelse svak. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølv-konsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{aligned} \ln \text{Hg} &= -6,8833 + 1,5482 \ln \text{lengde} & n &= 140 & r^2 &= 0,17 & p < 0,0001 \\ \ln \text{Hg} &= -3,8653 + 0,4265 \ln \text{vekt} & n &= 140 & r^2 &= 0,11 & p < 0,0001 \end{aligned}$$

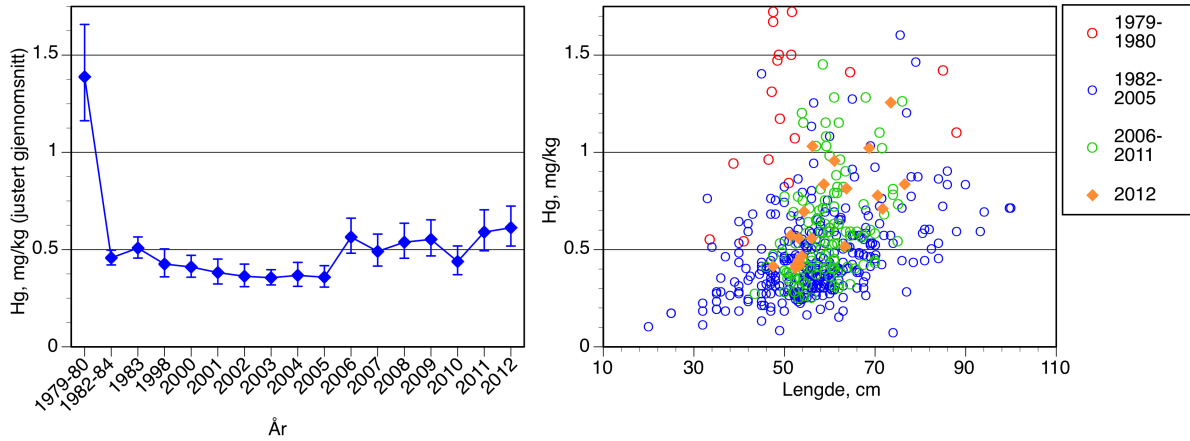
Det ble i 2000-2001 gjort en nasjonal undersøkelse av kvikksølvnivået i 40 storvokste ørretbestander, hvor hovedmengden av fisk var over 1 kg (Fjeld og Rognerud 2002). Denne viste at ved en lengde på ca. 60 cm ($\approx 2,5$ kg) var det 50% sannsynlighet for at fisken hadde en kvikksølvkonsentrasjon større enn kostholdsrådgrensen på 0,5 mg Hg/kg. Mjøsørretens kvikksølvkonsentrasjon overskrider nå kostholdsrådgrensen ved noe mindre størrelse enn dette, noe som særlig skyldes den brå økningen i konsentrasjonene som inntrådte mellom 2005 og 2006.

Tabell 8. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i muskelprøver (våtvekt), samt standardavvik (alternativt konfidensintervall, KI), antall og fangstår for det undersøkte ørretmaterialet.

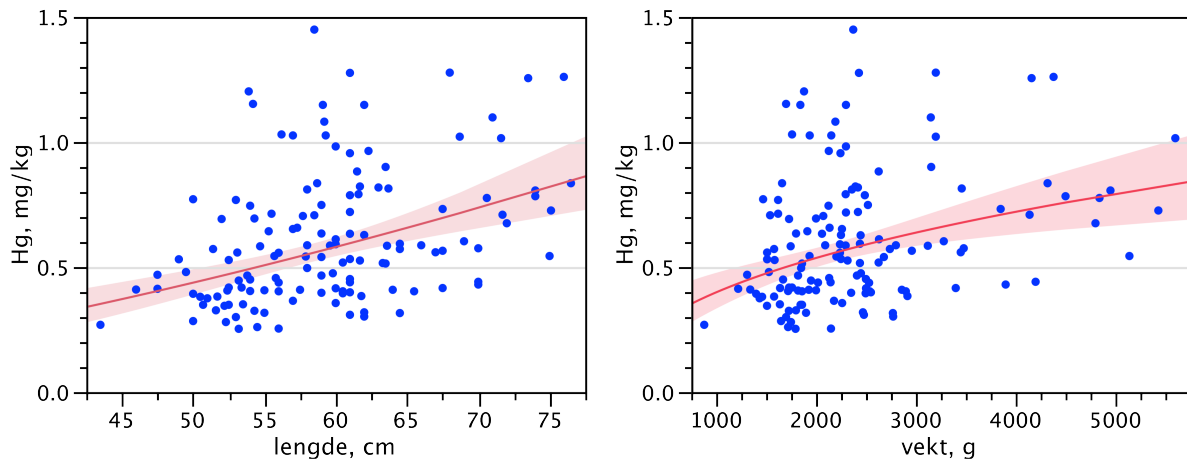
år	N	lengde, cm		vekt, g		Hg, mg/kg ^a		Hg, lengdejustert ^b		
		middel	SD	middel	SD	middel	SD	middel	nedre 95% KI	øvre 95% KI
1979-80	18	51,7	14,3	1820	1980	1,29	0,44	1,39	1,17	1,66
1982-84	148	51,3	12,2	2048	1801	0,47	0,25	0,48	0,45	0,51
1998	20	62,8	10,7	3416	2111	0,51	0,23	0,42	0,36	0,50
2000	31	65,5	12,0	3877	2635	0,53	0,27	0,41	0,36	0,47
2001	20	55,7	5,0	1908	450	0,39	0,10	0,38	0,32	0,45
2002	22	59,7	7,0	2245	754	0,41	0,15	0,36	0,31	0,42
2003	48	63,8	11,7	3124	2417	0,44	0,21	0,35	0,32	0,40
2004	20	58,0	5,7	2224	617	0,40	0,15	0,37	0,31	0,43
2005	25	62,0	6,7	2606	978	0,41	0,10	0,36	0,31	0,42
2006	22	58,1	8,3	2459	1308	0,62	0,25	0,56	0,48	0,66
2007	20	56,8	4,0	2074	490	0,55	0,29	0,49	0,42	0,58
2008	20	56,1	5,1	2054	516	0,59	0,27	0,54	0,46	0,64
2009	20	59,7	1,8	2321	184	0,63	0,24	0,55	0,47	0,65
2010	20	62,1	7,9	2675	1125	0,52	0,23	0,44	0,37	0,52
2011	18	64,2	5,7	2814	744	0,77	0,44	0,59	0,49	0,70
2012	20	59,6	8,5	2493	1103	0,68	0,25	0,61	0,52	0,72

^a Aritmetrisk middelvei, ikke lengdejustert.

^b Lengdejustert middelvei, justert til samme lengde (57,5 cm). Estimaten er basert på log-transformerte data, og tilsvarer derfor geometriske gjennomsnitt.



Figur 19. Kvikksølvkonsentrasjon i muskelprøver av ørret. Venstre panel: Lengdejustert middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk middel: 57,5 cm, dvs. 2,1 kg). Høyre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde, gruppert etter fangstår. Konsentrasjonene er gitt som våtvekt.



Figur 20. Kvikksølvkonsentrasjon i muskelprøver av ørret, fanget i 2006 – 2012, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene. Omsetningsgrensen er vist med en horisontal strek ved 0,5 mg Hg/kg. Konsentrasjonene er gitt som våtvekt.

8.2 Krøkle

Materialet av krøkle ble samlet inn i perioden 1967–2012 (Tabell 9). For flere av fangstårene var det en god spredning i individuell størrelse av fisken, mens det for andre år kun hadde blitt fanget fisk innenfor et snevert størrelsesintervall. Samlet sett varierte størrelsen mellom 10–27 cm eller 4–114 g. De individuelle kvikksølvkonsentrasjonene viste også en stor variasjon og lå i området 0,03–1,54 mg/kg våtvekt.

De midlere konsentrasjonene i de undersøkte materialet varierte mellom 0,18–0,75 mg/kg våtvekt, med den høyeste konsentrasjonen i 1967 – på tross av at dette var forholdsvis liten fisk (middelvekt 31 g). Det høye nivået i denne prøven skyldes kvikksølvutslippene fra treforedlingsindustrien på 1960-tallet.

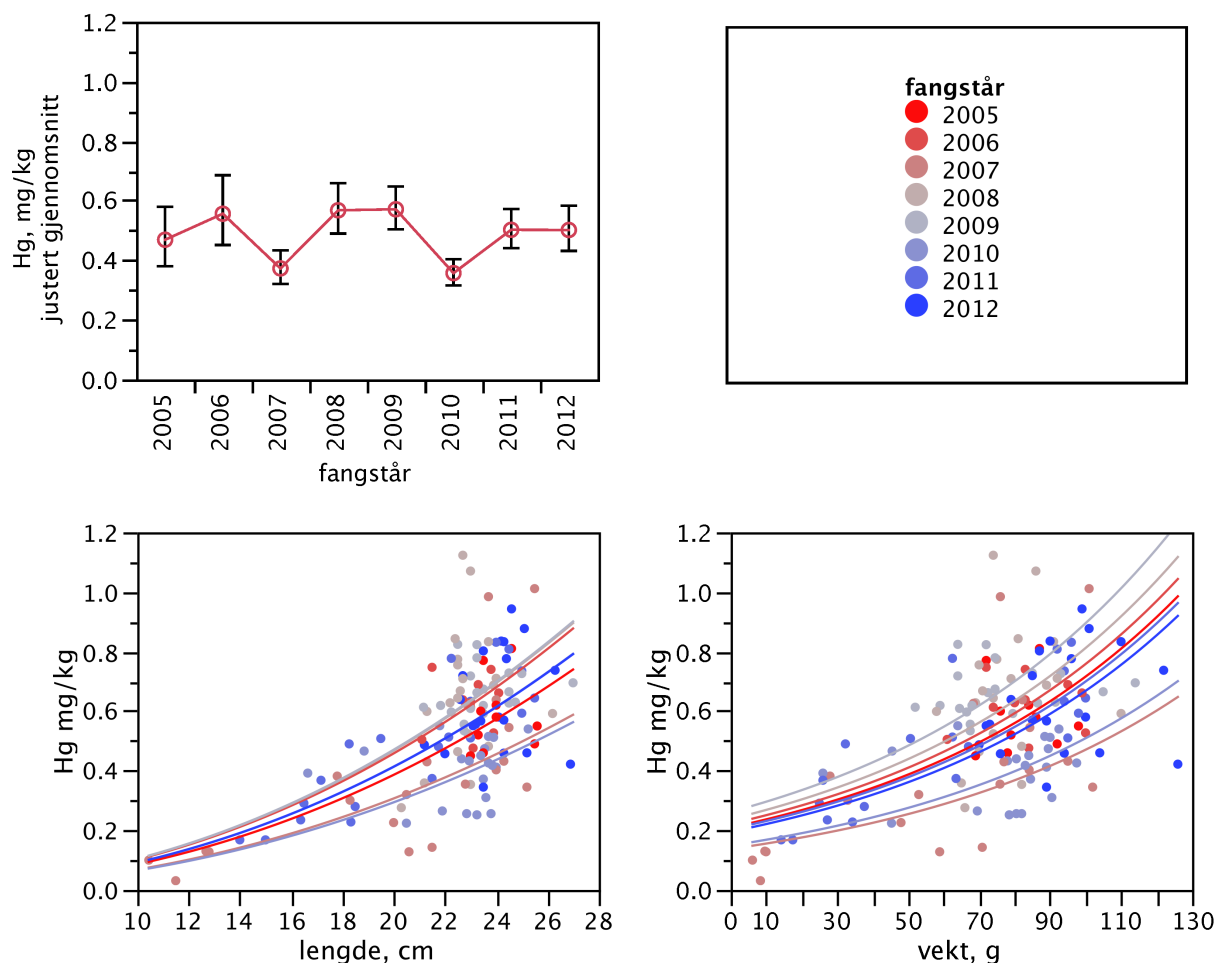
I materialet er en tydelig tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen øker med fiskelengden. Det er imidlertid vanskelig å beregne lengdejusterte middelverdier av konsentrasjonen for enkelte av undersøkelsesårene med en akseptabel usikkerhet, da det disse årene er fanget innenfor et svært begrenset lengdeintervall. For fangstårene 2005–2012, hvor vi hadde en forholdsvis homogene størrelsesfordelinger kunne vi gi en en samlet framstilling av kvikksølvkonsentrasjonene som funksjon av lengde og vekt, sammen med de lengdejusterte middelverdiene av kvikksølvkonsentrasjonene (Figur 21).

For disse årene (2005–2012) viste kovariansanalyser av kvikksølvkonsentrasjon på henholdsvis lengde og vekt at det var signifikante forskjeller mellom årene ($p < 0,001$) og at de lengdejusterte konsentrasjonene i 2007 og 2010 lå signifikant noe lavere enn for de øvrige årene (*post hoc* tester, $p < 0,001$). Det var ingen systematisk trend i nivåene, de lengdejusterte konsentrasjonene varierte i området 0,35–0,56 mg/kg våtvekt (justert til geometrisk gjennomsnitt av lengde: 22,1 cm). Vi kunne heller ikke påvise noen parallell til den brå økningen i kvikksølvnivået som finnes hos ørret fra 2006 av.

Tabell 9. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (våtvekt), samt standardavvik og antall prøver, i muskelprøver av krøkle fra de ulike fangstårene. Hg justert er middelveidi justert til en felles lengde på 21,1 cm

fangstår	N	vekt, g		lengde, cm		Hg, mg/kg		Hg justert, mg/kg	
		middel	SD	middel	SD	middel	SD	middel	SD
1967	10	31,00	23,3	17,1	3,0	0,75	0,45		
1979	21			14,0	2,4	0,27	0,17		
1980	18			13,1	1,9	0,26	0,12		
1983	104	12,25	7,8	13,1	2,1	0,18	0,12		
1984	51	8,92	2,0	12,9	1,2	0,20	0,13		
1998	17	42,58	21,6	18,8	2,9	0,24	0,11		
2003	13	22,30	18,9	14,6	3,6	0,17	0,10		
2005	10	82,10	9,0	24,0	0,9	0,59	0,12	0,47	0,34
2006	10	83,10	12,4	23,0	1,0	0,62	0,09	0,56	0,33
2007	20 (21,7*)	54,8	35,2	19,6	5,3	0,36	0,28	0,37	0,36
2008	20	77,9	11,8	22,8	1,2	0,66	0,22	0,57	0,33
2009	20 (28,5*)	75,0	18,6	23,4	1,5	0,66	0,10	0,57	0,34
2010	20 (28,6*)	76,6	22,3	22,7	2,4	0,40	0,13	0,36	0,33
2011	20 (29,0*)	51,8	36,0	19,7	4,3	0,44	0,25	0,50	0,35
2012	20	92,3	15,5	23,9	1,4	0,63	0,17	0,50	0,34

* Sum av statistiske vektingsfaktorer hvor blandprøver har vært benyttet.



Figur 21. Kvikksølv i muskelprøver av krøkle (våtvekt), fanget i 2005–2012. Øvre venstre panel: Lengdejustert gjennomsnitt med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk gjennomsnitt av lengde: 22,1 cm). Nedre venstre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. Nedre høyre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot vekt.

8.3 Lågåsild

I tillegg til materialet fra 2012, presenterer vi også data fra lågåsild innsamlet i perioden 1967–2011. Fisken størrelse var i intervallet 17–23,5 cm eller 30–97 g, og med et årlig midlere kvikksølvinnhold i området 0,08–0,37 mg/kg (Tabell 11). Dette var i hovedsak typisk kjønnsmoden fisk tatt under eller like før gytevandring, noe som forklarer hvorfor størrelsesfordelingen var så snever. Dette er slik fisk som fanges under det tradisjonsrike fisket etter lågåsild.

Det var en svak sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de ulike fangstårene, men vi gjør oppmerksom på at lengdeintervallet er begrenset. I Tabell 10 vises de gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjonene, lengde og vekt fra de ulike fangstårene. I undersøkelsen fra 1967–1968 var gjennomsnittlig konsentrasjon 0,24 mg/kg. I undersøkelsen fra 1979 sank denne konsentrasjonen ubetydelig til 0,21 mg/kg. Deretter flatet konsentrasjonsnivået ut og for fangstårene mellom 1998–2009 varierte konsentrasjonene mellom 0,12 og 0,16 mg/kg for så å ytterligere falle til 0,07 i 2009. Årsaken til den markerte

nedgangen fra 2008 og til 2009 vet vi ikke, men dersom utvalget i 2009 besto av yngre fisk eller fisk med en høy vekstrate kan dette ha påvirket konsentrasjonene.

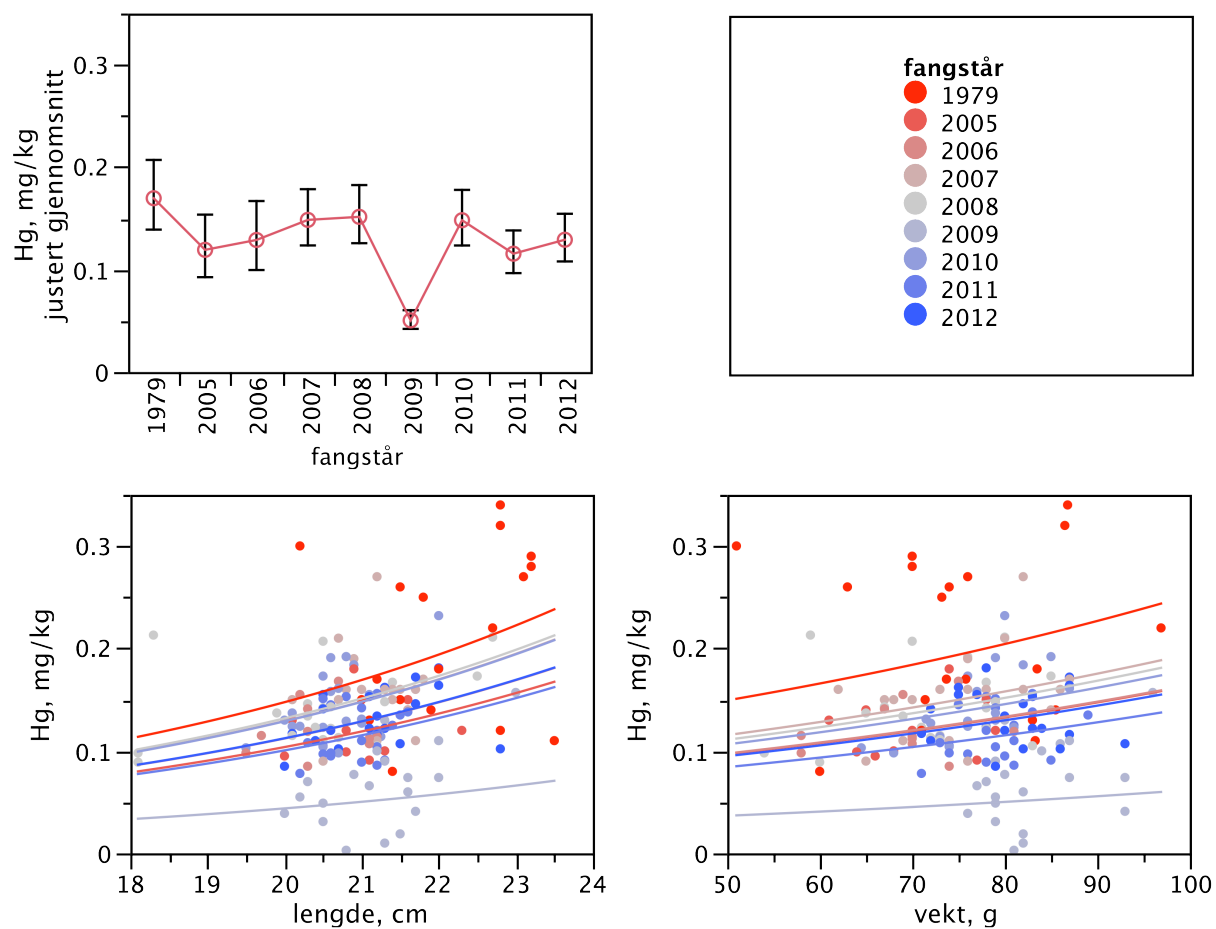
Vi har vist kvikksølvkonsentrasjonen som funksjon av fiskestørrelse for 1979 og 2005–2012 i Figur 22. For årene 1967–68 har vi ikke individuelle data på fiskestørrelse, og for 1998 hadde vi kun data på en blandprøve. Resultatene fra disse årene måtte derfor utelates her. En kovariansanalyse påviste signifikante forskjeller mellom fangstårene etter at vi hadde justert for lengdeforskjeller. *Post hoc* analyser viste at konsentrasjonen i 1979 var signifikant høyere enn de øvrige, samt at konsentrasjonen i 2009 var signifikant lavere enn de øvrige fra 2000-tallet ($p < 0,001$). Hvorfor det inntrådte et slikt fall i konsentrasjonen i 2009 har vi ingen forklaring på. Heller ikke hos lågåsild kunne vi påvise noen parallell til den brå økningen i kvikksølvnivået som finnes hos ørret siden 2006.

Tabell 11. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i muskelprøver av lågåsild. Hg justert er middelværdi justert til en felles lengde på 21,0 cm.

fangstår	N	lengde, cm		vekt, g		Hg, mg/kg		Hg justert, mg/kg	
		middel	SD	middel	SD	middel	SD	middel	SD
1967-1968 ^a	11	21,5		75,0		0,24	0,06		
1979	20	22,0	0,9	75,3	10,5	0,21	0,08	0,17	0,76
1998 ^b	20	18,7	0,7	34,5	3,5	0,14	0,00		
2005	10	21,1	0,7	70,2	6,4	0,12	0,03	0,12	0,53
2006	10	20,4	0,6	69,2	7,1	0,12	0,03	0,13	0,58
2007	19	21,1	0,5	75,2	7,3	0,16	0,04	0,15	0,66
2008	20	20,4	1,2	72,3	8,3	0,14	0,04	0,15	0,68
2009	20	21,2	0,7	83,0	5,7	0,07	0,04	0,05	0,23
2010	20	20,6	0,5	76,8	5,3	0,14	0,03	0,15	0,66
2011	20	20,9	0,41	78,9	4,3	0,12	0,02	0,12	0,52
2012	20	21,1	0,7	80,7	5,9	0,13	0,03	0,13	0,58

^a Mangler individuelle data på lengde og vekt

^b Blandprøve



Figur 22. Kvikksølv i muskelprøver av lågåsild (våtvekt) fanget i 2005–2012. Øvre venstre panel: Lengdejustert gjennomsnitt med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk gjennomsnitt av lengde: 21,0 cm). Nedre venstre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. Nedre høyre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot vekt.

9. Miljøgifter i *Mysis relicta*

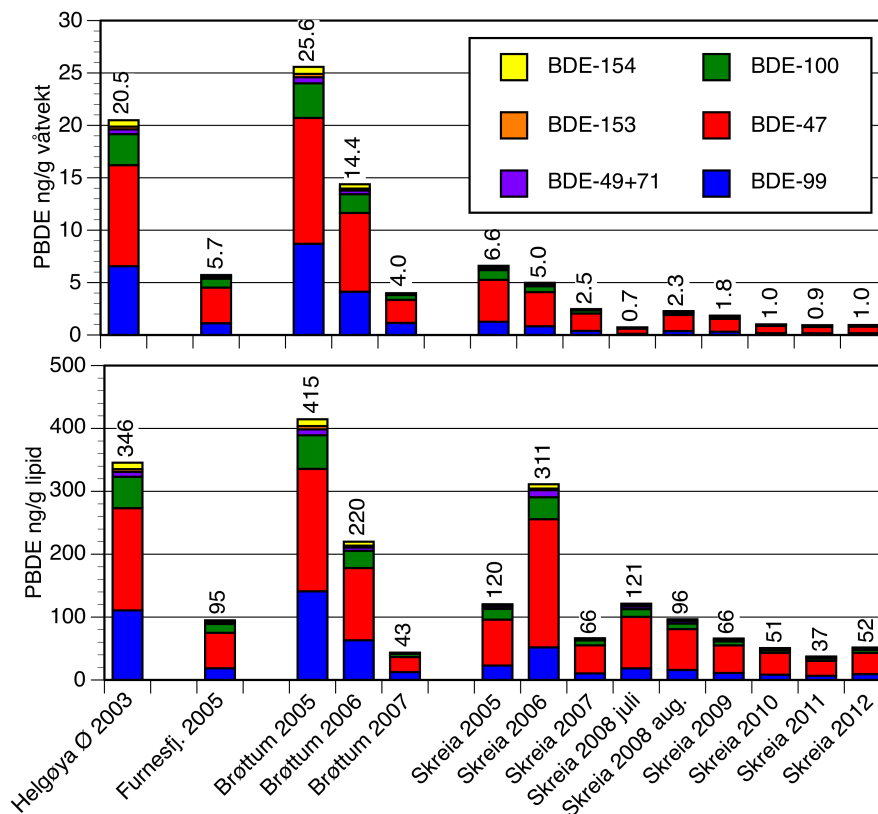
Prøver av *Mysis relicta* ble innsamlet i september 2012 ved overvåkningsstasjonen ved Skreia. Denne stasjonen er representativ for de dype sentrale deler av Mjøsa.

Mysis er et viktig byttedyr for det zooplanktonspisende pelagiske fiskesamfunnet, og krøkle anses som en spesialist på denne. *Mysis* er en rovform av et zooplankton og voksne individer kan ernære seg av annet zooplankton, gjerne vannlopper (*Cladocera*). *Mysis* driver en utstrakt vertikalvandring. De står i de dypere vannlag, eventuelt i nær kontakt med bunn om dagen, men om kvelden migrerer de opp i de øvre vannlag hvor de ernærer seg på zooplankton. Disse vertikalvandringene regnes som en antipredator-strategi for å unngå zooplanktonspisende fisk som jakter ved hjelp av synet.

Under prøvetakningen ble det tatt ut tre separate prøver som ble sendt til analyse. Dette har vært gjort årlig siden 2008, og i det følgende benytter vi oss av midlere konsentrasjon av fra hvert av disse årene.

9.1 Polybromerte difenyletere (PBDE)

For *Mysis* fanget ved Skreia har konsentrasjonen av PBDE sunket i tidsrommet 2005–2012, målt både på våtvekt- og lipidbasis (Figur 23). I 2012 var midlere konsentrasjon av \sum PBDE7 på våtvektbasis 1,0 ng/g, noe som var nær identisk med konsentrasjonene i 2010 og 2011. Dette er en betydelig nedgang fra høyeste nivå i 2005 som ble målt til 6,6 ng/g. En trendanalyse basert på våtvektdata fra 2005 av, indikerer en statistisk signifikant nedgang (Mann-Kendall test, $p = 0,001$; juni-prøven fra 2008 er ekskludert).



Figur 23. Konsentrasjoner av \sum PBDE7 (syv vanlig forekommende kongenere) i *Mysis* (blandprøve) fra Mjøsa. Øvre panel: våtvekt, nedre panel: lipidvekt.

Justert for mengden lipid i prøvene var middelkonsentrasjonen i 2012 52 ng/g lipid, det vil si en betydelig reduksjon fra det høyeste nivået i 2006 på 311 ng/g lipid.

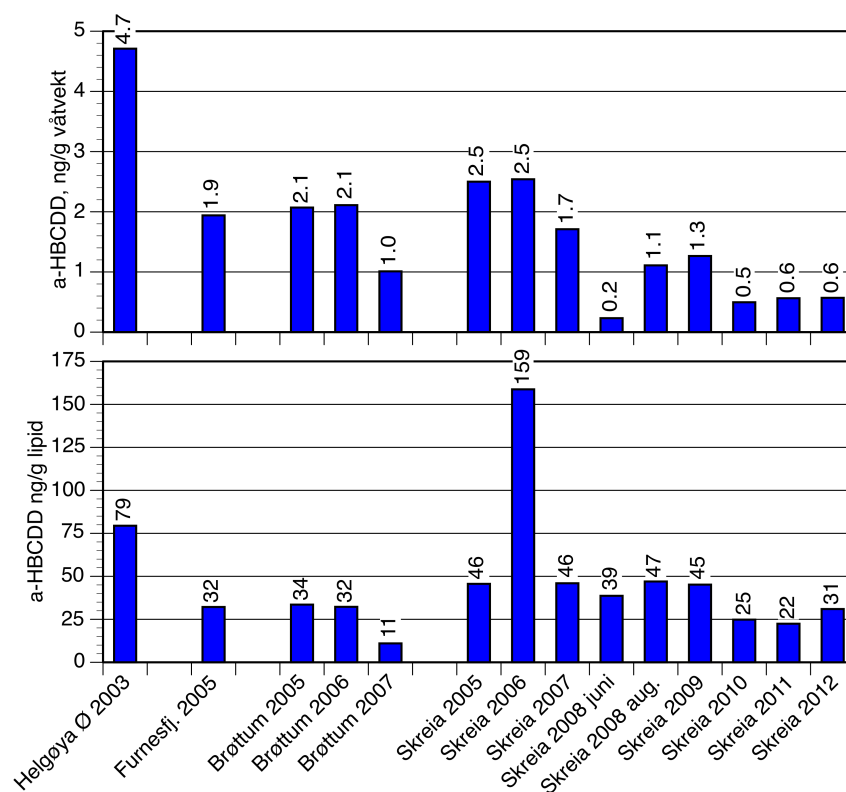
For *Mysis*, i likhet med fisk, finner vi også at andelen BDE-99 synker betydelig i tidsrommet 2005–2012. Dette kan tyde på at det biotilgjengelige forrådet av PBDE som er i omløp i Mjøsa begynner å utarmes for BDE-99.

9.2 Heksabromosyklododekan (HBCDD)

For HBCDD ble det i hovedsak påvist detekterbare konsentrasjoner av α -isomeren (Figur 24). Ved Skreia, hvor vi har en måleserie fra perioden 2005–2012 har konsentrasjonene sunket betydelig, fra et maksimalt nivå i 2005–2006 på 2,5 ng/g våtvekt og til et nivå mellom 0,5–0,6 ng/g våtvekt i 2010–2012, det vil si en reduksjon til 20 %.

På lipidvektbasis har konsentrasjonene i samme periode vært mer stabile. I perioden 2005–2009 var det i området 39–47 ng/g lipid, med unntak av 2006 som var vesentlig høyere enn de øvrige med en konsentrasjon (159 ng/g lipid). Midlere konsentrasjon i 2010–2012 var imidlertid 22–31 ng/g lipid, det vil si omlag 50–80 % av nivået i 2009-nivået.

Sett over tid synes det å ha vært en svak, men generell reduksjon i HBCDD-konsentrasjonene i *Mysis*-bestanden, og en trend-analyse basert på våtvektsdata fra 2005–2012 (juni-prøven fra 2008 er ekskludert) indikerer en statistisk signifikant avtakende trend (Mann-Kendall test, $p = 0,026$).



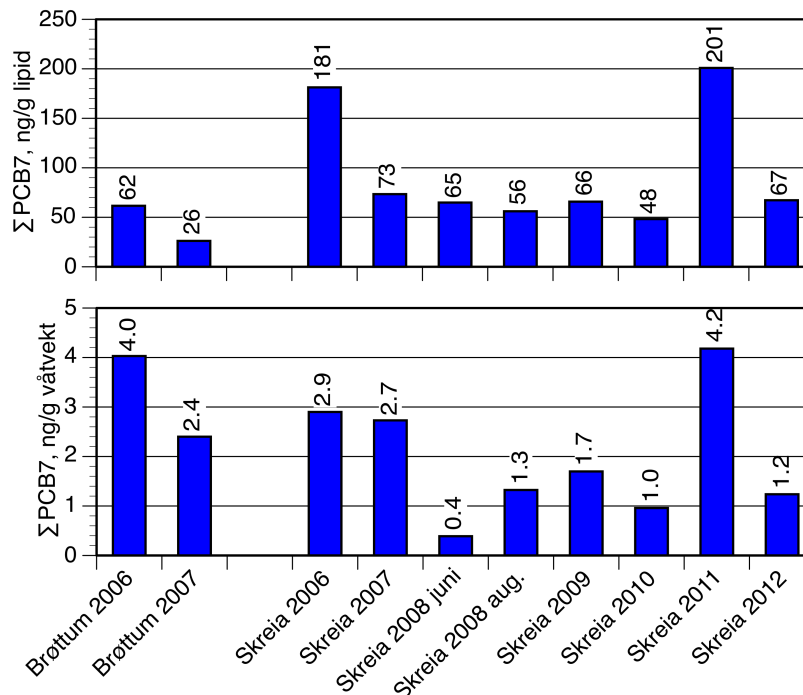
Figur 24. Konsentrasjoner av α -HBCDD i *Mysis* blandprøve ved fire lokaliteter i Mjøsa. Øvre panel: våtvekt, nedre panel: lipidvekt.

9.3 Polyklorerte bifenyler (PCB)

For PCB eksisterer det data fra Skreia for perioden 2006–2012 og fra Brøttum for 2006–2007. Fram til 2010 var konsentrasjonen av Σ PCB7 våtvektsbasis i prøvene fra Skreia i området 0,4–2,9 ng/g våtvekt eller 548–181 ng/g lipid, mens prøvene fra Brøttum (2006–2007) var på 2,4–4 ng/g våtvekt eller 26–62 ng/g lipid.

I 2011 steg de midlere konsentrasjonene ved Skreia markant til 4,2 ng/g våtvekt eller 201 ng/g lipid. Dette er de høyeste konsentrasjonene målt i *Mysis* ved denne stasjonen. I hovedsak skyldes det høye nivået innflytelsen fra én prøve, som var en blandprøve av materiale innsamlet 31. august og 29. september. De to andre prøvene var begge innsamlet 31. august. Denne prøven hadde en konsentrasjon av Σ PCB7 på 9,6 ng/g våtvekt, mens to andre hadde konsentrasjoner på 1,3–1,6 ng/g våtvekt. Vi har ingen holdepunkter for at denne prøven er kontaminert eller feilanalysert, og har derfor ikke ekskludert resultatet. Hvorvidt flommen eller andre hendelser denne sesongen kan ha bidratt til økte PCB-konsentrasjoner i *Mysis* utover høsten har vi intet grunnlag for å spekulere om. Konsentrasjonene i 2012 var imidlertid tilbake til et mer vanlig forekommende nivå (1,2 ng/g våtvekt, 67 ng/g lipid).

En trend-analyse basert på data fra 2006 av (juni-prøven fra 2008 er ekskludert) kunne ikke påvise noen statistisk signifikant trend, hverken på våtvekt- eller lipidvektbasis (Mann-Kendall test, $p > 0,5$).



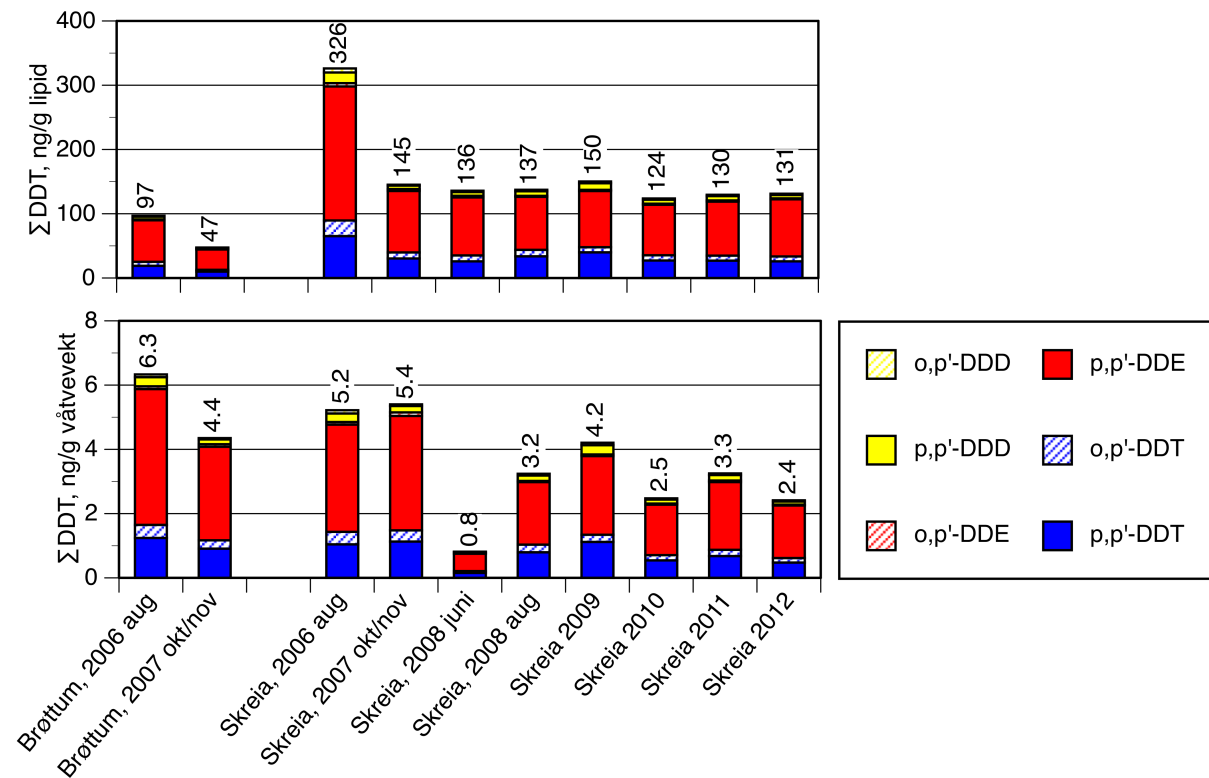
Figur 25. Konsentrasjoner av Σ PCB7 i *Mysis* blandprøve ved to lokaliteter i Mjøsa. Øvre panel: lipidvekt, nedre panel: våtvekt.

9.4 Diklordifenyltrikloretan (DDT)

Som for PCB har vi data for DDT fra Skreia for perioden 2006–2012 (Figur 26) og fra Brøttum for 2006–2007. Konsentrasjonen av Σ DDT i prøvene fra Skreia fra denne perioden var i området 0,8–5,2 ng/g våtvekt eller 137–326 ng/g lipid. Dette er omtrent de samme nivåene som ved Brøttum på våtvektsbasis (4,4–6,3 ng/g våtvekt), men noe lavere justert for mengden lipid (47–97 ng/g lipid).

Midlere konsentrasjonen av Σ DDT i Skreia-prøvene fra 2012 var 2,4 ng/g våtvekt eller 131 ng/g lipid, omlag det samme som i 2011. Sammensetningen av DDT-forbindelsene var som hos fisk, hvor den dominerende forbindelsen var DDE, deretter fulgt av DDT og DDD.

Variasjonen over tid liknet den vi fant for PCB: på våtvektsbasis finner vi de høyeste konsentrasjonene i 2006 og 2007, på lipidvektsbasis har vi imidlertid kun en markert topp i 2006 og deretter er konsentrasjonen forholdsvis stabil (124–250 ng/g lipid).



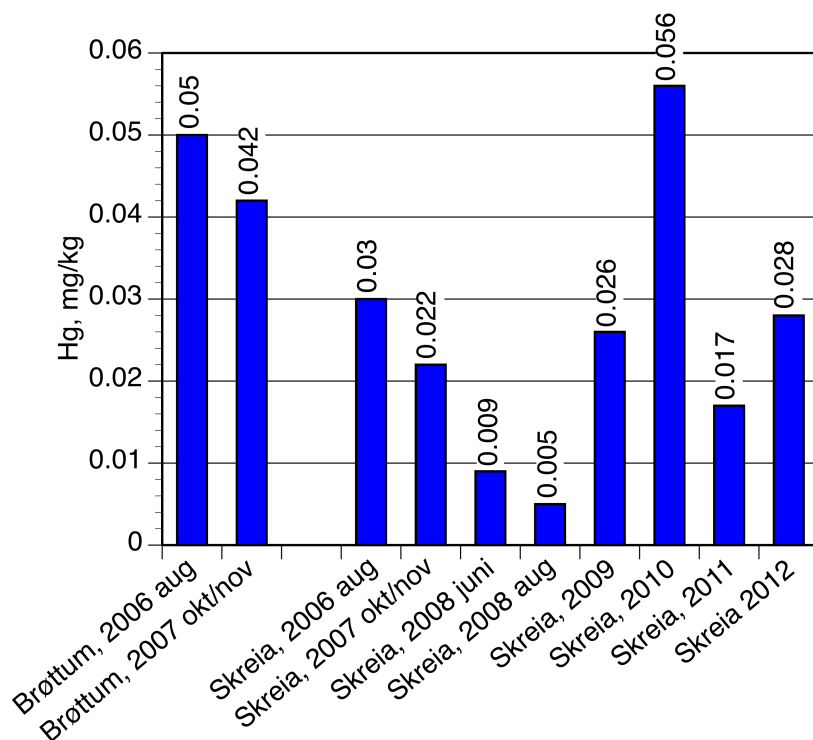
Figur 26. Konsentrasjoner av DDT i *Mysis* blandprøve fra to lokaliteter i Mjøsa. Nedre panel: våtvekt, øvre panel: lipidvekt.

9.5 Kvikksølv (Hg)

Det eksisterer data for kvikksølv i Mysis fra Skreia for perioden 2006–2012 og fra Brøttum for 2006–2007 (Figur 27). Konsentrasjonene har variert en del, typisk mellom 0,02–0,06 mg/kg, med unntak for 2008 da vi hadde to prøver med lave konsentrasjoner (0,005 og 0,006 mg/kg). Det er ingen tegn til noen systematisk trend i materialet.

I 2012 var midlere kvikksølvkonsentrasjon i de tre prøvene 0,028 mg/kg våtvekt. Dette er innenfor det vanlig forekommende konsentrasjonsområdet, men halvparten av nivået i 2010 da middelkonsentrasjonen i prøvene var 0,056 mg/kg våtvekt.

Blant prøvene fra 2010 var det imidlertid én prøve med betydelig høyere konsentrasjon enn de to øvrige (0,109 versus 0,02 og 0,04 mg/kg), noe som førte til den forhøyede middelkonsentrasjonen. Prøven ble re-analysert, og den uvanlig høye konsentrasjonen ble bekreftet. Dersom vi velger å se bort fra denne prøven betyr det at nivået i 2010 (0,025 mg/kg) var nær identisk med det i 2009 (0,026 mg/kg), og den mellomårige variabiliteten i materialet fra Skreia reduseres vesentlig.



Figur 27. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg, mg/kg våtvekt) i Mysis blandprøve fra to lokaliteter i Mjøsa.

9.6 Dioksiner, perfluorerte stoffer (PFC) og klorerte parafiner (S/MCCP)

Det finnes kun data fra perioden 2008–2012 for disse forbindelsene i *Mysis* fra Mjøsa, og det er et svakt grunnlag for å si noe generelt om utviklingen over tid. Vi har presentert resultatene i Tabell 12 og gir her noen korte kommentarer til resultatene. Vi har ikke fettvektjustert konsentrasjonene av perfluorerte stoffer, da disse ikke er knyttet til lipidfraksjonen i organismer.

Som tidligere nevnt under kapitlet om dioksiner i fisk har det fra 2009 av blitt benyttet en revidert beregningsmetode for toksiske ekvivalenter (TE) av dioksiner og dioksinliknende PCB. Resultatene for disse to årene er derfor ikke helt sammenliknbare med de fra 2008.

I 2012 var konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB i *Mysis* var 0,48 pg TE/g våtvekt, dvs. omlag halvparten av nivået i zooplanktonspisende fisk. Dette er omlag samme nivå som i høstprøvene fra 2008–2011 (0,32–0,51 pg TE/g våtvekt).

De klorerte parafinene ble dominert av SCCP (kortkjedede forbindelser) og middelkonsentrasjonen i 2012 var 3,4 ng/g våtvekt. Dette var omlag som i 2009–2011, men betydelig lavere enn i 2008 (12–20 ng/g våtvekt). Middelkonsentrasjonen av SCCP hos *Mysis* er omlag i samme størrelse som konsentrasjonen i fisk (1,5 – 3,3 ng/g våtvekt). Samme fenomen ble funnet alle foregående år. Dette synes vi er overraskende, da SCCP er kjent for å biomagnifisere og således kunne forventes å forekomme i lavere konsentrasjoner i zooplankton enn i fisk på et høyere trofisk nivå. Det må her presiseres at konsentrasjonene ligger på et såpass lavt nivå at den relative usikkerheten er forholdsvis stor.

Av de perfluorerte stoffene var det kun PFOS og PFUnA som i 2012 hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Middelkonsentrasjon for både PFOS og PFUnA var 0,1 ng/g våtvekt (én analyseverdi under deteksjonsgrense på 0,1 ng/g ble erstattet med halve deteksjonsgrensen). Dette er omlag som i 2009–2011, og er svært lave konsentrasjoner hvor analyseusikkerheten er forholdsvis stor. PFOA, som for første gang ble funnet i kvantifiserbare mengder i 2011, med en middelvei på 1,53 ng/g våtvekt, var i 2012 under metodens deteksjonsgrense (<0,14 pg/g våtvekt).

Tabell 12. Konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB (oppgitt i toksiske ekvivalenter, TE), perfluoreerte stoffer og klorerte parafiner i blandprøver av *Mysis relicta* (istidskreps) fra Skreia i Mjøsa. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis og lipidvektsbasis (per g lipid). For 2009–2011 ble det analysert tre parallelle prøver og middelkonsentrasjonen av disse er oppgitt.

Våtvekt	enhet	forbindelse	juni 2008	aug 2008	sept 2009	sept 2010	sept 2011	sept 2012
dioksiner og dioksin-liknende PCB	pg TE/g	mono-orto PCB	0,02	0,05	0,01	0,01	0,02	0,01
		non-orto PCB	0,04	0,17	0,25	0,16	0,16	0,19
		PCDD	0,05	0,13	0,13	0,09	0,12	0,21
		PCDF	0,04	0,14	0,12	0,06	0,08	0,07
		PCDD/PCDF/ PCB	0,15	0,48	0,51	0,32	0,38	0,48
perfluoreerte stoffer (PFC)	ng/g	PFOSA	0,29	<0,25	<0,22	<0,15	<0,25	<0,14
		PFOS	1,56	1,91	0,16	0,06*	<0,11	0,10
		PFUnA					<0,3	0,13
		PFOA					1,53	<0,14
klorerte parafiner	ng/g	SCCP	12,8	20,0	4,2	2,0	3,2	3,4
		MCCP	0,5	1,7	<0,3	<0,3	<0,3	0,7
Lipidvekt	enhet	forbindelse	juni 2008	aug 2008	sept 2009	sept 2010	sept 2011	sept 2012
dioksiner og dioksin-liknende PCB	pg TE/g	mono-orto PCB	4,1	2,0	0,44	0,36	0,8	0,03
		non-orto PCB	6,1	7,2	9,7	8,1	6,4	0,3
		PCDD	8,6	5,3	4,7	4,6	0,3	0,4
		PCDF	6,4	5,7	4,5	3,2	3,2	0,1
		PCDD/PCDF/ PCB	25,2	20,2	19,4	16,2	15,2	0,9
klorerte parafiner	ng/g	SCCP	2133	848	151	80	129	185
		MCCP	83	72				38

* To observasjoner under deteksjonsgrensen er substituert med halve denne.

10. Referanser

- Arnot, J., McCarty, L., Armitage, J., Toose-Reid, L., Wania, F., and Cousins, I. 2009. An evaluation of hexabromocyclododecane (HBCD) for Persistent Organic Pollutant (POP) properties and the potential for adverse effects in the environment. Report submitted to: European Brominated Flame Retardant Industry Panel (EBFRIP). 199 pp.
- ATSDR. 2002. Toxicological profile for DDT, DDE and DDD. U.S. Department for Health and Human Services, Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 403 pp. + appendix.
- Bakke, T., Fjeld, E., Skaare, B., Berge, J., Green, N., Ruus, A., Schlabach, M. NILU, Helge Botnen, UNIFOB, 2007. Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikloretan, klorbenzener, petraklorfenol, HCBD og DEHP. Statens forurensningstilsyn. Rapport l. nr 5464-2007. 105 s.
- Beyer, A. and Biziuk, M. 2008. Environmental fate and global distribution of polychlorinated biphenyls. In: D.M. Whitacre. (Ed.) Reviews of environmental contamination and toxicology. 201: 137–158.
- Benedict RT, Stapleton HM, Letcher RJ, Mitchelmore CL. 2007. Debromination of polybrominated diphenyl ether-99 (BDE-99) in carp (*Cyprinus carpio*) microflora and microsomes. Chemosphere 69: 987-93.
- Cantillana, T. og Aune M. 2012. Dioxin- og PCB-halter i fisk och andra livsmedel 2000-2011. Livesmedelverket. Rapport 21 - 2012. 32 s.
- Covaci, A., Gerecke, A.C., Law, R.J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N.V., Leslie, H., Allchin, C.R. & De Boer, J. 2006, Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review, Environmental science & technology, vol. 40, no. 12, pp. 3679-88.
- EEA. 2013. Late lessons for early warnings II. European Environment Agency. EEA Report 1/2013. 746 pp.
- EU. 2011. The Commission of the European Communities. Commission regulation (EC) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs foodstuffs. Official Journal of the European Union. L 320/18.
- Ehresman D.J., Froehlich J.W., Olsen G.W., Chang S.C., and Butenhoff J.L. 2007. Comparison of human whole blood, plasma, and serum matrices for the determination of perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and other fluorochemicals. Environ Res 103:176–184.
- Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4073. 29 s.
- Fjeld, E. 2006. Bromerte flammehemmere mm. i fisk fra Mjøsa, 2005. NIVA notat, 29.mars 2006. 7 s.
- Fjeld, E. 2007. Bromerte flammehemmere og andre miljøgifter i fisk og zooplankton fra Mjøsa, 2006. Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT. Rapport TA-2307/2007. 13 s.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2002. Kvikksølv i storørret og -røye i norske innsjøer, 2000–2001.

- Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr. OR-4502. 42 s.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2009. Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret. SFT. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport TA-2544/2009. 66 s. + vedlegg
- Fjeld, E., Le Gall, A.C., and Skjelkvåle, B.L. 2005a. Concentrations and levels of POPs from long-range transboundary air pollution in freshwater fish and sediments. ICP Waters report 79/2005. NIVA Report 5105. 69 pp.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., og Gundersen, H. 2005b. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. Rapport TA-2096/2005. 97 s.
- Fjeld, E., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R., og Dye, C. 2006. Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005-2006. SFT. Rapport TA-2210/2006. 53 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Enge, E.K., Maage, A., Kjellberg, G., Øxnevad, S., Ptacnikova, R., 2008. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa - 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv. NIVA. Rapport l. nr OR-5541. 33 s. + vedlegg
- Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A., Løvik, J.E. 2009. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2008. Statlig program for forurensningsovervåkning, Klif. Rapport TA-2483/2009. 49 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A., Løvik, J.E. 2010. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2009. Statlig program for forurensningsovervåkning, Klif. Rapport TA-2620/2010. 58 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A. og Løvik, J.E. 2011. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2010. Statlig program for forurensningsovervåkning, Klif. Rapport TA-2774/2011. 62 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A., Wiborg, M.L., 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4402. 48+vedlegg s.
- Fjeld, E., Lund, E. og Haugen, T. 2008. Miljøgifter i fisk fra indre og ytre Drammensfjord, 2008. NIVA. Rapport L.nr. 5713-2008. 23 s. + vedlegg
- Fjeld, E., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R., Dye, C. 2007. Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale rensanlegg og elver 2006. NIVA. Rapport l. nr OR-5444. 93 + vedlegg s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Gundersen, H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. NIVA. Rapport l. nr OR-5011. 97 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Kjellberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A., Gundersen, H., 2004a. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4809. 117 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Rognerud, S., Kjellberg, G., 2004b. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004 Rapport l. nr OR-4896. 27 s.

- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N., Brevik, E., 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998 Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4072. 28 s.
- France, R. and Peters, R.H. 1997. Ecosystem differences in the trophic enrichment og ^{13}C in aquatic food web. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1255–1258.
- Hallikainen, A., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Koponen, J., Mannio, J., Vuorinen, P.J., Jääskeläinen, T., and Kiviranta, H. 2011. Environmental pollutants in Baltic fish and other domestic fish: PCDD/F, PCB, PBDE, PFC and OT compounds. Finnish Food Safety Authority Evira. Evira Research Reports 2/2011. 101 pp.
- Han X, Snow TA, Kemper RA, Jepson GW. 2003. Binding of perfluorooctanoic acid to rat and human plasma proteins. *Chem Res Toxicol.* 16:775-781.
- Helland, A., Ruus, A., Schøyen, M., Bakketun, Å., Øxnevad, S., 2005. Tiltaksplan Drammensfjorden - Fase 2 - Analyser av torsk og sjøørret. NIVA. Rapport l. nr OR-5125. 14 s.
- Houde, M., Muir, D.C.G., Tomy, G.T., Whittle, D.M., Teixeira, C., and Moore, S. 2008. Bioaccumulation and Trophic Magnification of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Food Webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ Sci Technol* 42: 3893–3899.
- Ismail, N., Gewurtz, S.B., Pleskach, K., Whittle, D.M., Helm, P.A., Marvin, C.H., and Tomy, G.T. 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 910–920.
- Isosaari, P., Hallikainen, A., Kiviranta, H., Vuorinen, P. J., Parmanne, R., Koistinen, J., and Vartiainen, T. 2006. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland, *Environmental Pollution* 141: 213–225.
- Jones P.D, Hu W., De Coen W., Newsted J.L., and Giesy J.P. 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environ Toxicol Chem.* 22:2639–2649.
- Kallenborn, R., Berger, U., Järnberg, U. (Eds.) 2004. Perfluorinated Alkylated Substances (PFAS) in the Nordic Environment. NMR (Nordic Council of Ministers, 2004) TemaNord 2004:552, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 107 pp.
- Kennedy GL Jr, Butenhoff JL, Olsen GW, O'Connor JC, Seacat AM, Perkins RG, Biegel LB, Murphy SR, Farrar DG. 2004. The toxicology of perfluorooctanoate. *Crit Rev Toxicol.* 34(4):351-384.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.E. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA. Rapport l. nr. OR 4167-2000.
- Kjellberg, G. og Sandlund, O. T. 1983. Næringsreaksjoner i mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen-rapport 6/1983.
- Klif 2009. URL=<http://www.klif.no/no/Tema/Vann-og-hav/Ferskvann/Mjosa/Vellykket-fjerning-av-DDT-masser-/?cid=29848> (sist nedlastet: 15.03.2010)

Law, K., Palace, V.P., Halldorson, T., Danell, R., Wautier, K., Evans, B., Alae, M., Marvin, C. & Tomy, G.T. 2006, Dietary accumulation of hexabromocyclododecane diastereoisomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) I: bioaccumulation parameters and evidence of bioisomerization, *Environmental toxicology and chemistry*. 25,:1757-1761.

Law, R.J., Kohler, M., Heeb, N.V., Gerecke, A.C., Schmid, P., Voorspoels, S., Covaci, A., Becher, G., Janák, K. & Thomsen, C. 2005, Hexabromocyclododecane challenges scientists and regulators. *Environmental science & technology*, vol. 39, no. 13, pp. 281A-7A.

Lübker DJ, Hansen KJ, Bass NM, Butenhoff JL, Seacat AM. 2002. Interactions of fluorochemicals with rat liver fatty acid-binding protein. *Toxicology*. 176:175-185.

Mariussen, E., Fjeld, E., Breivik, K., Steinnes, E., Borgen, A., Kjellberg, G. & Schlabach, M. 2008, Elevated levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from Lake Mjøsa, Norway, *Sci. Tot. Environ*. 390: 132-141.

Martin, J.W., MAbury, S.A., Solomon, K.R., and Muir, D.C.G. 2003. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22: 196-204.

Minagawa, M and E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age.

Muir, D., R. Anderson, K. Drouillard, M. Evans, W. Fairchild, S. Guildford, D. Haffner, K. Kidd, J. Payne, M. Whittle 2002. Biomagnification Of Persistent Organic Pollutants And Mercury In Canadian Freshwater Subsistence Fisheries And Food Webs. Toxic Substances Research Initiative Project #236 Final Report, National Water Research Institute, Environment Canada. 61 pp.

Nashoug, O. 1999. Vannkvalitet I Mjøsa – før og nå. Mjøsovervåkingen mellom 25 år.

NILU/NIVA 2003. Høye forekomster av nye miljøgifter i fisk fra Mjøsa. Pressemelding 20 mars 2003.

http://www.nilu.no/index.cfm?ac=press&folder_id=4461&text_id=9724&view=text

Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703–718

Post, D.M., D.A. Arrington, C.A. Layman, G. Takimoto, J. Quattrochi, and C. G. Montaña. 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia* 152:179-189.

Rognerud, S. Fjeld, E., Rustadbakken, A., Qvenild, T., Hekne, A.M., Meland, A. 2008. HydroFish prosjektet. Resultater fra undersøkelsene i 2007. NIVA-rapport 5622-2007. 32 s.

Sandlund, O.D., O. Nashoug, G. Norheim, R. Høye og G. Kjellberg. 1981. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa og noen sjøer i Mjøsområdet, 1979-80. DVF- Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 4. 54 s. + bilag.

Sandlund, O.T., Klyve, L., Hagen, H. og Næsje, T.F. 1980. Krøkla i Mjøsa. Alderssammensetning, vekst og ernæring. Næringsreaksjoner i mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen-rapport 2/1980.

SAS 2010. JMP version 9.0.1. for Macintosh. [Computer software]. SAS Institute, Cary NC,

USA.

Stapleton HM, Letcher RJ, Li J, Baker JE. 2004a. Dietary accumulation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Toxicol Chem* 23: 1939-46.

Stapleton HM, Letcher RJ, Baker JE. 2004b. Debromination of polybrominated diphenyl ether congeners BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Sci Technol*. 38: 1054-61.

Streets SS, Henderson SA, Stoner AD, Carlson DL, Simcik MF, Swackhamer DL. 2006. Partitioning and bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. *Environ Sci Technol*. 40: 7263-9.

Taugbøl, T., Hegge, O., Qvenild, T. og Skurdal, J. 1989. Mjøsørretens ernæring. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 15. 17s.

Underdal, B. 1970. Undersøkelse av kvikksølvinnholdet I fisk fra Mjøsaområdet. Institutt for næringsmiddelhygiene. Norges veterinærhøgskole. Rapport. 15 s.

Van den Berg, Birnbaum, L, Bosveld, A. T. C. and co-workers, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect*. 106: 775-792.

Van den Berg, M. Birnbaum, L., Denison, M. and co-workers, 2006. The 2005 WHO re-evaluation of toxic equivalency factors for dioxin like compounds - Implications for risk assessment and limitations of the concept. *Toxic Sci*, 93: 223-241

Öberg, T, Darnerud, P, Hajslova, J. 2003. Miljøgifter i fisk 2001/2002 Vänern-Vättern. Vätternvårdsförbundet (Jönköping, Sverige). Rapport nr. 73. 50 s.

Völkel, W., Genzel-Broviczeny, O., Demmelmair, H., Gebauer, C., Koletzko, B., Twardella, D., Raab, U., and Fromme, H.: Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in human breast milk: results of a pilot study. 2007. *Int J Hyg Environ Health*. 211: 440-446.

Wada, E., Ishii, R., Aita, M. N., Ogawa, N. O., Kohzu, A., Hyodo, F., and Yamada, Y. 2013. Possible ideas on carbon and nitrogen trophic fractionation of food chains: a new aspect of food-chain stable isotope analysis in Lake Biwa, Lake Baikal, and the Mongolian grasslands, *Ecol Res* 28, 173–181.

Vedlegg

Rådata for prøvene fra 2012. Konsentrasjoner for organiske miljøgifter er oppgitt i ng/g våtvekt, med unntak av dioksiner, dibenzofuraner og non-orto PCB som er oppgitt i pg/g våtvekt. Kvikksølv (Hg) er oppgitt i mg/kg våtvekt. For organiske forbindelser er analyseresultater under metodens deteksjonsgrense flagget med negativt fortegn (-).

Mjøsa 2012 data

Art	Fangstår	NIVA ID	NILU ID	IFE lab ID	δ13C, ‰	δ15N, ‰	C:N	Lipid, %	Lengde, cm	Vekt, g	Hg, mg/kg	PeCB	HCB	2,2',5'-TriCB	2,4,4'-TriCB
1	Ørret	7850	12/2079	2012-271-041	-27.56	14.77	3.1	1.6	53.2	1950	0.446	0.02	0.34	0.02	0.06
2	Ørret	7851	12/2080	2012-271-042	-27.11	14.71	2.96	2.16	63.3	2440	0.516	0.02	0.52	0.02	0.1
3	Ørret	7852	12/2081	2012-271-043	-27.32	15.23	2.99	2.84	52.5	1730	0.418	0.03	0.56	0.03	0.12
4	Ørret	7853	12/2082	2012-271-044	-28.21	15.19	3.32	1.54	53.4	1760	0.418	0.02	0.36	0.02	0.08
5	Ørret	7854	12/2083	2012-271-045	-27.48	16.53	3.14	1.92	61	2245	0.955	0.03	0.48	0.02	0.1
6	Ørret	7855	12/2084	2012-271-046	-26.69	15.5	2.85	0.58	58.7	1660	0.835	0.01	0.29	0.01	0.06
7	Ørret	7856	12/2085	2012-271-047	-28.1	16.45	3.31	4.73	73.5	4160	1.255	0.06	1.10	0.07	0.26
8	Ørret	7857	12/2086	2012-271-048	-27.53	15.21	3.17	3.6	76.5	4320	0.835	0.04	1.03	0.04	0.21
9	Ørret	7858	12/2087	2012-271-049	-28.36	15.48	3.39	4.29	71.7	4140	0.709	0.06	1.17	0.08	0.27
10	Ørret	7859	12/2088	2012-271-050	-26.8	15.35	3.14	1.79	56.2	1760	1.03	0.02	0.33	0.02	0.07
11	Ørret	7860	12/2089	2012-271-051	-27.83	14.68	3.37	9.87	70.6	4840	0.776	0.11	1.75	0.1	0.31
12	Ørret	7861	12/2090	2012-271-052	-26.95	14.52	2.93	1.54	51.4	1580	0.572	0.02	0.39	0.02	0.08
13	Ørret	7862	12/2091	2012-271-053	-29.26	15.5	3.89	6.61	54.3	2000	0.694	0.09	1.15	0.09	0.25
14	Ørret	7863	12/2092	2012-271-054	-26.94	15.83	3.03	1.26	53.1	1510	0.558	0.02	0.24	0.01	0.06
15	Ørret	7864	12/2093	2012-271-055	-27.69	14.5	3.25	4.56	52.4	1820	0.406	0.06	0.88	0.06	0.16
16	Ørret	7865	12/2094	2012-271-056	-27.3	15.37	3.19	3.34	68.7	3200	1.021	0.04	0.73	0.05	0.19
17	Ørret	7866	12/2095	2012-271-057	-26.92	15.24	2.88	1.04	47.5	1220	0.413	0.01	0.17	-0.01	0.02
18	Ørret	7867	12/2096	2012-271-058	-27.45	15.79	3.09	3.6	53.8	1820	0.466	0.04	0.70	0.05	0.15
19	Ørret	7868	12/2097	2012-271-059	-27.56	15.14	3.04	3.82	56	2240	0.557	0.05	0.91	0.05	0.2
20	Ørret	7869	12/2098	2012-271-060	-29.01	15.03	3.78	8.45	63.7	3460	0.814	0.11	1.68	0.1	0.31
21	Lågsålid	7976	12/2302	2012-271-001	-31.52	13.75	4.68	3.4	21.7	87	0.172	0.03	0.53	0.04	0.09
22	Lågsålid	7977	12/2303	2012-271-002	-30.96	13.83	4.12	3.96	21.2	87	0.116	0.04	0.78	0.06	0.13
23	Lågsålid	7978	12/2304	2012-271-003	-30.58	13.4	3.91	5.3	21.3	75	0.162	0.05	0.88	0.05	0.15
24	Lågsålid	7979	12/2305	2012-271-004	-30.68	13.59	4	6.91	20.5	75	0.155	0.06	1.02	0.06	0.18
25	Lågsålid	7980	12/2306	2012-271-005	-30.34	14.12	3.93	7.49	20.5	77	0.155	0.06	1.09	0.07	0.16
26	Lågsålid	7981	12/2307	2012-271-006	-30.21	13.47	3.66	5.17	20	79	0.085	0.05	0.94	0.07	0.14
27	Lågsålid	7982	12/2308	2012-271-007	-30.18	13.58	3.76	4.28	22	78	0.181	0.04	0.68	0.05	0.09
28	Lågsålid	7983	12/2309	2012-271-008	-30.51	13.75	3.81	6.5	22.8	86	0.102	0.06	1.02	0.08	0.18
29	Lågsålid	7984	12/2310	2012-271-009	-31.61	13.44	4.58	6.55	21.5	93	0.107	0.06	1.19	0.08	0.19
30	Lågsålid	7985	12/2311	2012-271-010	-30.48	13.95	3.69	3.51	21.1	83	0.153	0.03	0.65	0.04	0.09
31	Lågsålid	7986	12/2312	2012-271-011	-29.98	14.16	3.44	4.38	21.3	84	0.122	0.03	0.52	0.03	0.07
32	Lågsålid	7987	12/2313	2012-271-012	-30.72	13.76	3.96	7.09	21.1	83	0.122	0.06	1.19	0.08	0.22
33	Lågsålid	7988	12/2314	2012-271-013	-30.67	14.13	3.82	5.04	21.2	80	0.134	0.05	0.84	0.05	0.12
34	Lågsålid	7989	12/2315	2012-271-014	-30.06	13.94	3.56	5.06	22	87	0.164	0.05	0.84	0.05	0.13
35	Lågsålid	7990	12/2316	2012-271-015	-29.59	13.67	3.44	2.88	20.5	72	0.141	0.06	0.97	0.06	0.15
36	Lågsålid	7991	12/2317	2012-271-016	-30.08	13.81	3.55	6.53	20.7	82	0.102	0.06	0.93	0.06	0.14
37	Lågsålid	7992	12/2318	2012-271-017	-29.94	13.69	3.56	4.65	20.6	80	0.12	0.04	0.65	0.04	0.08
38	Lågsålid	7993	12/2319	2012-271-018	-30.06	13.68	3.71	7	20.1	71	0.117	0.06	0.90	0.06	0.14
39	Lågsålid	7994	12/2320	2012-271-019	-30.68	14.47	3.89	5.51	20.4	72	0.11	0.05	0.84	0.05	0.12

Mjøsa 2012 data

	2,4',5'-TriCB	2',3,4-TriCB	3,4,4'-TriCB	Sum-TriCB	2,2',4,4'-TetCB	2,2',5,5'-TetCB	2,3',4,4'-TetCB	2,4,4',5-TetCB	Sum-TetCB	2,2',4,4',5-PenCB	2,2',4,5,5'-PenCB	2,3,3',4,4'-PenCB
1	0.05	0.01	-0.01	0.19	0.06	0.16	0.22	0.11	1.11	0.45	0.83	0.37
2	0.08	0.02	-0.01	0.29	0.09	0.24	0.31	0.16	1.64	0.63	1.32	0.5
3	0.08	0.02	-0.01	0.34	0.09	0.27	0.36	0.19	1.92	0.67	1.33	0.6
4	0.06	0.02	-0.01	0.23	0.06	0.18	0.22	0.12	1.19	0.44	0.89	0.37
5	0.07	0.02	-0.01	0.28	0.12	0.31	0.45	0.25	2.28	1.4	2.77	1.14
6	0.04	-0.01	-0.01	0.16	0.09	0.23	0.38	0.2	1.8	1.04	1.97	0.92
7	0.2	0.05	-0.01	0.82	0.32	0.83	1.13	0.66	5.99	3.47	7.27	2.6
8	0.15	0.03	-0.01	0.61	0.24	0.65	0.9	0.47	4.52	1.96	4.03	1.63
9	0.21	0.05	-0.01	0.85	0.26	0.84	0.92	0.51	5.22	2.11	4.74	1.64
10	0.05	0.02	-0.01	0.23	0.12	0.24	0.43	0.23	1.96	1.24	2.39	0.99
11	0.23	0.07	-0.01	0.99	0.28	0.75	0.86	0.47	4.77	1.79	3.62	1.36
12	0.05	0.01	-0.01	0.23	0.07	0.18	0.23	0.12	1.21	0.52	1.02	0.41
13	0.2	0.07	-0.01	0.84	0.23	0.61	0.69	0.37	3.99	1.56	3.05	1.41
14	0.04	-0.01	-0.01	0.15	0.08	0.21	0.29	0.15	1.49	0.71	1.52	0.59
15	0.12	0.04	-0.01	0.51	0.13	0.35	0.41	0.22	2.33	0.83	1.78	0.66
16	0.14	0.03	-0.01	0.58	0.23	0.59	0.83	0.45	4.15	2.13	4.39	1.76
17	0.02	-0.01	-0.01	0.07	0.03	0.08	0.14	0.07	0.63	0.34	0.62	0.32
18	0.11	0.03	-0.01	0.46	0.14	0.38	0.47	0.24	2.47	0.99	2.13	0.86
19	0.15	0.04	-0.01	0.63	0.18	0.5	0.64	0.33	3.35	1.36	2.84	1.09
20	0.23	0.07	-0.01	1	0.25	0.69	0.8	0.43	4.45	1.67	3.49	1.38
21	0.07	0.02	-0.01	0.28	0.09	0.24	0.31	0.19	1.04	0.75	1.9	0.62
22	0.11	0.02	-0.01	0.46	0.09	0.3	0.24	0.15	1.07	0.46	1.26	0.36
23	0.13	0.03	-0.01	0.5	0.13	0.45	0.43	0.26	1.68	0.92	2.44	0.73
24	0.15	0.03	0.02	0.61	0.16	0.57	0.56	0.34	2.13	1.29	3.49	1.11
25	0.14	0.03	-0.01	0.58	0.17	0.5	0.53	0.31	1.99	1.23	3.23	1.03
26	0.13	0.03	-0.01	0.48	0.1	0.29	0.26	0.14	1.07	0.38	1.02	0.3
27	0.08	0.02	-0.01	0.33	0.07	0.2	0.28	0.16	0.91	0.85	2	0.75
28	0.16	0.04	0.01	0.63	0.13	0.39	0.35	0.2	1.45	0.63	1.68	0.49
29	0.17	0.03	0.01	0.66	0.14	0.45	0.37	0.24	1.62	0.67	1.84	0.52
30	0.08	0.01	-0.01	0.31	0.08	0.23	0.3	0.17	1	0.5	1.27	0.4
31	0.06	0.01	0.01	0.26	0.05	0.15	0.15	0.09	0.58	0.32	0.78	0.25
32	0.17	0.04	0.02	0.73	0.13	0.44	0.34	0.2	1.56	0.57	1.53	0.44
33	0.1	0.02	0.01	0.43	0.09	0.28	0.27	0.16	1.08	0.57	1.43	0.44
34	0.1	0.03	0.02	0.45	0.1	0.3	0.31	0.17	1.17	0.58	1.54	0.47
35	0.12	0.03	0.01	0.54	0.14	0.41	0.39	0.23	1.57	0.75	1.94	0.59
36	0.12	0.03	0.02	0.5	0.11	0.34	0.31	0.18	1.26	0.52	1.33	0.4
37	0.07	0.02	-0.01	0.29	0.05	0.16	0.16	0.09	0.62	0.32	0.81	0.27
38	0.11	0.03	0.02	0.5	0.11	0.35	0.31	0.18	1.29	0.59	1.53	0.47
39	0.1	0.02	0.01	0.42	0.11	0.33	0.32	0.18	1.27	0.62	1.64	0.5

Mjøsa 2012 data

	2,3,4,4',5'- PenCB	2,3',4,4',5'- PenCB	2'3,3',4,5'- PenCB	2'3,4,4',5'- PenCB	Sum-PenCB	2,2',3,3', 4,4'-HexCB	2,2',3,4,4', 5'-HexCB	2,2',3,4,5,5'- HexCB	2,2',3,4',5', 6-HexCB	2,2',4,4', 5,5'-HexCB	2,3,3',4,4', 5-HexCB	2,3,3',4,4', 5'-HexCB	2,3',4,4', 5,5'-HexCB	2,3',4,4', 5,5'-HexCB
1	0.04	1.01	-0.01	0.02	4.44	0.44	2.6	0.38	1.03	3.68	0.2	0.03	0.03	0.117
2	0.06	1.37	-0.01	0.03	6.36	0.62	3.51	0.56	1.46	4.78	0.26	0.04	0.04	0.156
3	0.06	1.55	-0.01	0.03	7.15	0.7	3.88	0.63	1.69	5.34	0.31	0.05	0.05	0.184
4	0.04	0.99	-0.01	0.02	4.59	0.45	2.54	0.41	1.11	3.49	0.2	0.03	0.03	0.116
5	0.14	3.2	-0.01	0.06	13.6	1.75	9.76	1.49	3.08	14.07	0.75	0.12	0.12	0.448
6	0.1	2.48	0.23	0.05	10.65	1.14	6.84	0.98	2.31	9.31	0.49	0.08	0.08	0.297
7	0.32	7.61	-0.01	0.15	33.37	3.64	22.22	3.25	7.18	30.95	1.71	0.26	0.26	1.025
8	0.17	4.37	0.36	0.09	20.17	1.95	11.29	1.76	4.33	15.02	0.84	0.14	0.14	0.5
9	0.17	4.49	-0.01	0.09	21.84	1.97	11.07	1.74	4.58	14.98	0.86	0.14	0.14	0.494
10	0.11	2.78	-0.01	0.05	11.74	1.36	8.06	1.27	2.67	11.46	0.63	0.1	0.1	0.363
11	0.15	3.69	-0.01	0.07	18.14	1.56	9.45	1.46	4.05	12.9	0.72	0.12	0.12	0.436
12	0.05	1.14	-0.01	0.02	5.18	0.58	3.11	0.51	1.3	4.45	0.24	0.04	0.04	0.147
13	0.14	3.53	-0.01	0.07	17.01	1.64	9.05	1.43	3.87	12.68	0.71	0.12	0.12	0.446
14	0.06	1.58	0.15	0.03	7.68	0.76	4.26	0.68	1.83	5.99	0.31	0.05	0.05	0.195
15	0.06	1.78	-0.01	0.04	8.69	0.75	4.56	0.73	2.04	6.25	0.34	0.06	0.06	0.193
16	0.19	4.77	-0.01	0.09	21.26	2.14	12.99	1.99	4.81	18.02	1	0.16	0.16	0.586
17	0.03	0.85	0.07	0.02	3.58	0.4	2.19	0.34	0.83	3	0.17	0.03	0.03	0.098
18	0.08	2.2	-0.01	0.04	10.78	0.97	5.49	0.89	2.53	7.45	0.41	0.07	0.07	0.249
19	0.11	2.92	-0.01	0.06	13.97	1.31	7.64	1.16	3.02	10.11	0.58	0.1	0.1	0.334
20	0.13	3.58	-0.01	0.07	17.43	1.45	9.3	1.46	3.95	12.41	0.7	0.12	0.12	0.393
21	0.06	1.71	-0.01	0.03	5.07	0.75	4.59	0.66	1.62	6.08	0.38	0.06	0.06	0.196
22	0.03	0.97	-0.01	0.02	3.12	0.37	2.21	0.33	1.02	2.92	0.17	0.03	0.03	0.084
23	0.07	1.88	-0.01	0.04	6.08	0.79	4.45	0.62	1.82	5.77	0.34	0.06	0.06	0.176
24	0.11	2.82	0.01	0.05	8.88	1.13	6.43	0.94	2.67	8.42	0.52	0.09	0.09	0.265
25	0.1	2.73	-0.01	0.05	8.37	1.17	6.62	0.97	2.75	8.86	0.54	0.09	0.09	0.282
26	0.03	0.74	0.08	0.01	2.57	0.31	1.66	0.25	0.76	2.18	0.13	0.03	0.03	0.067
27	0.09	2.07	-0.01	0.04	5.79	1.02	6.32	0.83	1.44	8.67	0.5	0.09	0.09	0.262
28	0.04	1.34	-0.01	0.02	4.21	0.52	2.85	0.42	1.27	3.74	0.24	0.04	0.04	0.121
29	0.05	1.41	-0.01	0.03	4.53	0.57	3.22	0.46	1.27	4.19	0.24	0.05	0.05	0.131
30	0.03	1.1	-0.01	0.02	3.33	0.49	2.77	0.41	0.99	3.86	0.22	0.04	0.04	0.124
31	0.03	0.69	-0.01	0.01	2.07	0.3	1.74	0.27	0.65	2.22	0.13	0.02	0.02	0.073
32	0.04	1.12	-0.01	0.02	3.73	0.43	2.51	0.37	1.21	3.03	0.18	0.03	0.03	0.099
33	0.04	1.18	-0.01	0.02	3.68	0.48	2.8	0.42	1.24	3.53	0.21	0.04	0.04	0.115
34	0.05	1.27	-0.01	0.02	3.93	0.53	3.15	0.5	1.28	4.08	0.25	0.04	0.04	0.135
35	0.06	1.55	-0.01	0.03	4.91	0.66	3.73	0.57	1.71	4.65	0.27	0.05	0.05	0.152
36	0.04	1.03	-0.01	0.02	3.33	0.43	2.37	0.37	1.19	2.93	0.18	0.03	0.03	0.097
37	0.03	0.73	-0.01	0.01	2.17	0.32	1.91	0.29	0.78	2.52	0.15	0.03	0.03	0.08
38	0.04	1.2	-0.01	0.02	3.87	0.5	2.81	0.43	1.5	3.44	0.2	0.04	0.04	0.112
39	0.05	1.32	-0.01	0.02	4.17	0.56	3.16	0.49	1.45	3.93	0.23	0.04	0.04	0.126

Mjøsa 2012 data

	Sum-HexCB	2,2',3,3', 4,4',5- HepCB	2,2',3,4,4', 5,5'-HepCB	2,2',3,4,4', 5,6-HepCB	2,2',3,4', 5,5',6- HepCB	2,3,3',4,4', 5,5'-HepCB	Sum-HepCB	2,2',3,3', 4,4',5,5'- OctCB	2,2',3,3', 4,4',5,5',6- NonCB	DecaCB	Sum 7 PCB	Sum PCB	2378-TCDD
1	11.388	0.445	1.405	0.307	0.856	0.015	4.064	0.124	0.043	0.016	9.751	21.367	0.03
2	15.483	0.598	1.955	0.42	1.174	0.024	5.668	0.206	0.071	0.026	13.274	29.75	0.05
3	17.566	0.674	2.059	0.442	1.285	0.026	6.146	0.201	0.066	0.022	14.537	33.402	0.05
4	11.288	0.414	1.339	0.293	0.847	0.016	3.993	0.132	0.044	0.015	9.506	21.479	0.03
5	41.808	1.752	5.75	1.288	3.603	0.069	16.549	0.596	0.186	0.057	35.942	75.359	0.08
6	28.639	1.11	3.444	0.754	2.132	0.04	9.957	0.294	0.076	0.022	24.343	51.597	0.07
7	94.306	4.141	12.023	2.676	7.472	0.168	35.381	1.202	0.371	0.104	81.165	171.547	0.2
8	48.443	1.921	5.687	1.252	3.501	0.076	16.857	0.552	0.183	0.057	41.263	91.381	0.14
9	48.786	1.886	5.491	1.214	3.385	0.077	16.385	0.564	0.187	0.056	41.877	93.884	0.17
10	34.428	1.414	4.63	1.068	2.962	0.06	13.903	0.566	0.181	0.059	29.63	63.065	0.07
11	42.461	1.487	4.654	1.14	3.171	0.06	14.331	0.417	0.123	0.042	35.373	81.267	0.17
12	14.205	0.519	1.811	0.414	1.21	0.02	5.489	0.196	0.053	0.019	11.784	26.579	0.04
13	41.362	1.542	4.751	1.021	2.955	0.059	14.018	0.454	0.135	0.038	33.932	77.849	0.14
14	19.138	0.771	2.3	0.48	1.39	0.027	6.67	0.22	0.083	0.028	15.923	35.157	0.05
15	20.475	0.766	2.346	0.512	1.44	0.029	6.915	0.202	0.064	0.022	17.23	39.205	0.06
16	55.933	2.306	6.833	1.544	4.287	0.092	20.446	0.683	0.219	0.069	47.788	103.34	0.14
17	9.524	0.371	1.116	0.256	0.736	0.015	3.467	0.122	0.044	0.015	7.884	17.451	0.02
18	24.623	0.913	2.725	0.612	1.785	0.035	8.315	0.26	0.087	0.028	20.523	47.025	0.07
19	32.986	1.255	3.677	0.849	2.4	0.051	11.362	0.365	0.126	0.038	27.9	62.823	0.1
20	40.567	1.472	4.419	1.016	2.885	0.058	13.528	0.406	0.123	0.038	34.2	77.536	0.15
21	14.337	0.856	2.348	0.412	1.062	0.035	4.712	0.189	0.083	0.027	16.958	25.74	0.08
22	7.155	0.392	1.031	0.187	0.485	0.014	2.11	0.076	0.04	0.013	8.84	14.037	0.05
23	14.026	0.761	2.114	0.404	1.124	0.031	4.434	0.157	0.081	0.024	17.267	26.991	0.11
24	20.475	1.09	2.858	0.557	1.575	0.038	6.118	0.203	0.109	0.031	24.757	38.556	0.1
25	21.284	1.123	3.297	0.616	1.854	0.046	6.936	0.233	0.128	0.036	25.392	39.554	0.12
26	5.373	0.283	0.796	0.152	0.412	-0.01	1.644	-0.01	0.031	0.01	6.824	11.191	0.04
27	19.143	1.212	3.554	0.668	1.802	0.045	7.28	0.258	0.134	0.036	22.901	33.881	0.06
28	9.209	0.472	1.296	0.261	0.753	0.019	2.801	0.092	0.053	0.015	11.473	18.466	0.07
29	10.122	0.508	1.474	0.29	0.827	0.022	3.121	0.102	0.057	0.017	12.788	20.231	0.07
30	8.903	0.544	1.558	0.301	0.815	0.022	3.241	0.116	0.057	0.016	10.875	16.974	0.05
31	5.404	0.307	0.881	0.171	0.419	0.013	1.791	0.087	0.031	0.013	6.531	10.233	0.03
32	7.857	0.389	1.053	0.22	0.577	0.015	2.254	0.097	0.039	0.015	9.899	16.282	0.05
33	8.845	0.404	1.299	0.264	0.685	0.019	2.671	0.131	0.041	0.015	10.631	16.883	0.05
34	9.965	0.571	1.683	0.327	0.816	0.025	3.421	0.155	0.053	0.018	12.143	19.169	0.06
35	11.796	0.605	1.649	0.347	0.887	0.022	3.51	0.155	0.053	0.019	14.078	22.55	0.08
36	7.587	0.352	1.018	0.213	0.555	0.014	2.151	0.103	0.032	0.012	9.156	14.982	0.05
37	6.08	0.349	1	0.199	0.488	0.015	2.052	0.105	0.037	0.013	7.209	11.367	0.03
38	9.022	0.433	1.174	0.252	0.656	0.016	2.53	0.113	0.038	0.015	10.642	17.37	0.06
39	9.994	0.515	1.37	0.286	0.719	0.019	2.909	0.132	0.047	0.017	11.89	18.956	0.06

Mjøsa 2012 data

	12378-PeCDD	123478-HxCDD	123678-HxCDD	123789-HxCDD	1234678-HpCDD	OCDD	2378-TCDF	12378/123 48-PeCDF	23478-PeCDF	123478/123 479-HxCDF	123678-HxCDF
1	0.04	-0.01	0.03	0.01	0.1	0.1	0.47	0.03	0.07	-0.01	-0.01
2	0.05	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.02	0.78	0.05	0.13	-0.01	-0.01
3	0.08	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	0.02	0.88	0.07	0.17	-0.01	0.01
4	0.05	-0.01	0.01	-0.01	0.02	0.04	0.5	0.04	0.11	-0.01	-0.01
5	0.1	-0.01	0.03	-0.01	0.01	0.05	0.81	0.06	0.24	-0.01	0.01
6	0.07	-0.01	0.02	-0.01	0.06	0.07	0.59	0.06	0.16	-0.01	-0.01
7	0.24	-0.01	0.07	-0.01	-0.01	-0.01	2.83	0.17	0.63	0.02	0.04
8	0.19	-0.01	0.04	-0.01	0.01	0.02	1.86	0.15	0.46	0.02	0.02
9	0.2	-0.01	0.05	-0.01	0.01	-0.01	2.83	0.14	0.62	0.02	0.03
10	0.08	-0.01	0.02	-0.01	0.02	0.02	0.41	0.04	0.17	-0.01	-0.01
11	0.26	-0.01	0.07	-0.01	0.03	0.03	3	0.24	0.57	0.02	0.03
12	0.05	0.01	0.01	-0.01	-0.01	-0.02	0.52	0.04	0.1	-0.01	-0.01
13	0.19	-0.01	0.03	-0.01	0.01	-0.02	2.09	0.13	0.35	0.01	0.01
14	0.05	-0.01	0.01	-0.01	0.01	0.02	0.26	0.03	0.11	-0.01	-0.01
15	0.1	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	0.01	1.38	0.09	0.26	0.01	0.02
16	0.17	-0.01	0.05	-0.01	-0.01	-0.01	1.51	0.19	0.52	0.03	0.03
17	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.24	0.01	0.04	-0.01	-0.01
18	0.1	-0.01	0.02	-0.01	0.02	-0.01	1.04	0.11	0.25	0.01	0.01
19	0.1	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	1.54	0.07	0.27	0.01	-0.01
20	0.18	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	2.48	0.19	0.51	0.04	0.01
21	0.16	0.01	0.07	0.08	0.09	0.11	1.49	0.15	0.51	0.05	0.04
22	0.09	0.01	0.05	0.03	0.04	0.07	1.29	0.12	0.35	0.04	0.04
23	0.15	0.01	0.06	0.02	0.04	0.08	2.01	0.15	0.62	0.04	0.04
24	0.13	-0.01	0.05	0.02	0.03	-0.03	1.73	0.1	0.51	0.03	0.04
25	0.14	0.06	0.04	-0.01	0.04	0.1	2.35	0.13	0.51	0.03	0.03
26	0.05	-0.01	0.03	-0.01	0.03	-0.03	1.06	0.07	0.22	0.02	0.02
27	0.07	-0.01	0.02	-0.01	0.02	0.08	0.72	0.05	0.24	0.01	0.01
28	0.11	-0.01	0.05	0.02	0.06	0.11	1.64	0.15	0.45	0.04	0.04
29	0.14	-0.01	0.06	0.02	0.04	0.08	1.89	0.15	0.5	0.04	0.05
30	0.11	-0.02	0.09	0.03	0.06	0.14	0.86	0.11	0.41	0.03	0.04
31	0.04	-0.01	0.02	-0.01	0.03	0.02	0.55	0.04	0.15	0.02	0.02
32	0.11	-0.01	0.05	0.07	0.04	-0.03	1.75	0.16	0.44	0.03	0.05
33	0.11	-0.01	0.05	-0.01	0.03	-0.01	1.08	0.1	0.37	0.03	0.03
34	0.14	-0.02	0.1	0.03	0.07	-0.06	1.47	0.16	0.49	0.05	0.07
35	0.11	-0.01	0.04	-0.01	0.02	-0.01	1.81	0.11	0.48	0.03	0.02
36	0.11	-0.01	0.03	-0.01	0.02	-0.01	1.32	0.09	0.34	0.03	0.03
37	0.06	-0.01	0.02	-0.01	0.02	-0.02	0.76	0.05	0.18	0.01	0.02
38	0.11	-0.01	0.04	0.05	0.03	-0.01	1.44	0.12	0.4	0.03	0.02
39	0.07	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	1.13	0.07	0.31	-0.01	-0.01

Mjøsa 2012 data

	123789-HxCDF	234678-HxCDF	1234678-HpCDF	1234789-HpCDF	OCDF	33'44'-TeCB (PCB-77)	344'5'-TeCB (PCB-81)	33'44'5'-PeCB (PCB-126)	33'44'55'-HxCB (PCB-169)	a-HCH	b-HCH	g-HCH	o,p'-DDE
1	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.94	0.65	5.36	4.04	0.01	-0.01	0.01	0.02
2	-0.01	-0.01	0.01	-0.01	0.01	11.79	1.03	7.29	6.02	0.01	-0.01	0.01	-0.01
3	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	-0.01	15.35	1.25	10.18	7.55	0.02	-0.01	0.01	0.02
4	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.68	0.73	5.95	4.45	0.01	-0.01	-0.01	-0.01
5	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.03	13.06	1.32	15.73	13.21	0.01	-0.01	-0.01	0.01
6	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	8.44	1.03	14.05	9.56	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
7	-0.01	-0.01	0.02	-0.01	-0.02	32.64	3.7	36.3	34.22	0.03	-0.01	0.02	0.05
8	-0.01	0.02	0.02	-0.01	0.03	29.11	3.29	28.1	21.21	0.03	-0.01	0.02	0.03
9	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	0.01	41.05	3.57	26.91	20.55	0.03	-0.01	0.03	0.03
10	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	6.79	0.97	12.55	11.7	0.01	-0.01	0.01	0.03
11	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	44.99	3.52	27.15	20.73	0.11	0.02	0.11	0.05
12	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	8.23	0.79	7.03	5.84	0.01	-0.01	0.02	0.02
13	-0.01	0.02	0.01	-0.01	0.02	33.8	2.75	24.38	17.37	0.01	-0.01	0.01	0.01
14	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	5.72	0.82	8.44	6.18	0.07	0.02	0.06	0.06
15	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	-0.02	20.64	1.62	11.91	9.56	0.05	0.01	0.05	0.04
16	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	20.21	2.69	26.65	22.58	-0.03	-0.06	-0.04	-0.12
17	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	4.18	0.36	3.98	2.83	-0.01	-0.01	0.01	-0.01
18	0.02	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	17.96	1.42	12.94	9.53	0.02	-0.01	0.02	0.02
19	0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	23.39	2.05	15.36	12.61	0.03	-0.01	0.02	0.02
20	0.03	-0.02	-0.01	-0.01	-0.01	40.56	3.16	23.19	18.15	0.06	0.01	0.04	0.04
21	0.06	-0.01	0.08	-0.01	0.07	22.17	1.25	11.19	8.73	0.03	0.04	0.02	0.04
22	0.05	0.01	0.04	-0.01	0.02	20.32	1.21	5.85	4.28	0.03	-0.01	0.04	0.05
23	0.06	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	28.77	1.71	11.14	7.58	0.04	0.01	0.05	0.05
24	-0.01	0.05	0.03	-0.03	0.04	29.82	1.77	13.09	7.83	0.06	-0.01	0.06	0.07
25	0.04	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	33.75	1.84	14.36	8.91	0.06	-0.01	0.06	0.07
26	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	20.79	1.25	4.61	3.26	0.05	-0.01	0.04	0.04
27	0.02	-0.01	0.03	-0.01	0.04	15.77	0.83	10.31	7.27	0.05	0.02	-0.01	0.03
28	0.04	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	27.54	1.67	7.78	5.68	0.04	0.01	0.04	0.06
29	0.06	-0.01	0.04	-0.01	0.04	28.6	1.75	8.57	6.9	0.07	-0.01	0.06	0.06
30	0.06	-0.01	0.03	-0.01	-0.02	19.26	1.05	7.25	7.18	0.03	0.01	0.03	0.03
31	0.02	-0.01	0.04	-0.01	-0.01	12.25	0.69	4.03	2.92	0.02	-0.01	0.02	0.02
32	0.06	-0.01	0.04	-0.01	-0.02	25.77	1.59	6.52	4.48	0.07	-0.01	0.07	0.07
33	0.03	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	19.26	0.98	6.81	5.27	0.05	0.01	0.05	0.05
34	-0.01	0.07	0.03	-0.02	-0.07	22.96	1.3	7.93	8.25	0.04	-0.01	0.03	0.03
35	-0.01	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	28.59	1.8	10.07	6.73	0.05	0.01	0.05	0.08
36	0.03	-0.01	0.02	-0.01	-0.02	25.15	1.51	6.87	4.72	0.05	-0.01	0.04	0.06
37	0.02	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	10.82	0.58	3.86	3.43	0.03	-0.01	0.03	0.02
38	0.04	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	25.02	1.47	7.87	5.08	0.06	0.02	0.05	0.05
39	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	23.12	1.46	7.88	4.73	0.04	-0.01	0.04	0.04

Mjøsa 2012 data

	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Sum DDT	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD	TBA	PBDE-28	PBDE-47	PBDE-66	PBDE-49	PBDE-77
1	8.92	0.03	0.4	0.17	2.16	11.70	2.530	-0.020	0.060	0.020	0.020	5.050	0.070	0.150	-0.010
2	13.7	0.05	0.7	0.24	2.77	17.40	4.100	-0.030	0.100	0.020	0.030	7.110	0.110	0.240	-0.010
3	14.3	0.05	0.65	0.39	3.64	19.00	4.270	-0.030	0.110	0.030	0.030	7.090	0.090	0.180	-0.010
4	10.1	0.03	0.43	0.16	2.1	12.80	2.650	0.020	0.060	0.020	0.020	5.180	0.070	0.140	-0.010
5	37.8	0.06	1.11	0.43	2.83	42.30	12.490	-0.030	0.130	0.020	0.050	27.790	0.380	0.360	-0.010
6	28.3	0.04	0.73	0.21	1.82	31.10	7.500	-0.020	0.090	-0.010	0.050	25.670	0.360	0.240	-0.010
7	52.8	0.17	2.5	1.29	8.14	65.00	48.820	0.160	0.590	-0.010	0.170	79.580	1.400	2.920	-0.010
8	46.5	0.11	2.02	0.68	6.73	56.00	18.250	0.110	0.340	-0.010	0.150	37.000	0.470	0.890	-0.010
9	45.3	0.24	2.74	1.38	9.9	59.60	20.620	0.130	0.420	-0.010	0.110	26.940	0.370	0.960	-0.010
10	30.9	0.05	0.63	0.23	1.77	33.60	7.970	-0.030	0.090	-0.010	0.060	26.400	0.350	0.360	-0.010
11	40.5	0.11	1.45	0.76	8.77	51.60	13.250	0.130	0.370	-0.010	0.140	28.740	0.370	0.880	-0.010
12	13	0.03	0.39	0.15	1.94	15.50	3.300	-0.020	0.090	-0.010	0.030	7.790	0.090	0.190	-0.010
13	21.8	0.04	0.5	0.26	2.03	24.60	15.370	0.100	0.270	0.020	0.080	20.130	0.160	0.640	-0.010
14	41.6	0.1	1.2	0.7	8.35	52.00	5.950	-0.030	0.100	-0.010	0.030	9.610	0.120	0.190	-0.010
15	20	0.13	0.93	0.63	4.55	26.30	5.790	0.050	0.170	0.020	0.050	10.550	0.150	0.350	-0.010
16	61.3	0.22	2.09	0.67	4.56	69.00	23.010	0.060	0.270	0.030	0.180	81.630	1.310	1.320	-0.010
17	8.47	-0.01	0.19	0.07	1.13	9.88	1.770	-0.010	0.040	-0.010	0.010	3.790	0.030	0.100	-0.010
18	26	0.08	0.85	0.35	3.51	30.80	7.950	-0.030	0.140	-0.010	0.040	12.170	0.120	0.330	-0.010
19	32.3	0.11	1.43	0.74	6.92	41.60	9.750	0.080	0.240	0.030	0.070	15.410	0.190	0.650	-0.010
20	39.3	0.11	1.51	0.67	8.05	49.60	13.120	0.110	0.320	0.070	0.100	22.520	0.310	0.850	-0.010
21	17.6	0.16	1.09	1.2	6.66	26.80	3.940	-0.030	0.090	0.020	0.040	8.400	0.150	0.620	-0.010
22	10.2	0.16	0.95	1.03	4.76	17.10	3.480	-0.030	0.100	0.020	0.020	3.140	0.080	0.220	-0.010
23	19.5	0.22	1.43	1.81	8.79	31.80	7.090	-0.060	0.170	0.020	0.050	7.560	0.180	0.470	-0.010
24	28	0.29	1.89	2.24	11.6	44.10	12.250	-0.090	0.260	0.040	0.070	10.780	0.230	0.700	-0.010
25	26.8	0.3	1.72	2.35	11.4	42.60	9.790	-0.120	0.140	0.040	0.080	12.670	0.280	1.200	0.010
26	7.32	0.11	0.78	0.76	4.06	13.10	1.910	-0.040	0.070	0.030	0.020	2.040	0.060	0.130	-0.010
27	20.7	0.13	0.91	1.04	6.41	29.20	5.170	-0.020	0.070	0.030	0.090	15.980	0.580	1.390	-0.010
28	11.7	0.16	1.07	1.22	6.11	20.30	4.090	-0.020	0.120	0.040	0.030	3.930	0.090	0.220	-0.010
29	14	0.2	1.47	1.27	6.94	23.90	5.520	0.070	0.160	0.030	0.030	4.520	0.100	0.220	-0.010
30	10.1	0.09	0.65	0.73	4.42	16.00	2.320	-0.030	0.050	0.020	0.030	4.110	0.090	0.330	-0.010
31	6.58	0.06	0.48	0.48	3.2	10.80	1.610	-0.050	-0.040	0.020	0.010	2.030	0.040	0.100	-0.010
32	11.9	0.18	1.19	1.4	6.46	21.20	4.670	0.040	0.130	0.040	0.030	3.630	0.060	0.190	-0.010
33	12.4	0.18	1.11	1.16	5.54	20.50	3.850	-0.020	0.100	0.020	0.030	3.930	0.060	0.300	-0.010
34	12.62	0.16	1.22	1	6.27	21.30	3.850	-0.030	0.110	0.030	0.030	4.550	0.090	0.330	-0.010
35	16.7	0.19	1.26	1.56	7.8	27.60	4.920	-0.050	0.150	0.030	0.040	5.730	0.100	0.390	-0.010
36	10.5	0.21	1.21	1.1	5.03	18.10	3.530	-0.040	0.110	0.030	0.020	3.250	0.050	0.230	-0.010
37	7.71	0.12	0.72	0.52	2.9	12.00	1.440	-0.010	0.040	0.020	0.020	2.380	0.040	0.160	-0.010
38	13	0.18	1.02	1.26	6.19	21.70	4.120	-0.030	0.120	0.030	0.030	4.330	0.070	0.330	-0.010
39	14.4	0.16	1.07	1.32	6.66	23.70	4.370	-0.050	0.130	0.020	0.030	4.640	0.080	0.260	-0.010

Mjøsa 2012 data

	PBDE-85	PBDE-99	PBDE-100	PBDE-119	PBDE-138	PBDE-153	PBDE-154	PBDE-183	PBDE-196	PBDE-206	PBDE-209	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS
1	-0.010	0.400	1.370	0.020	-0.010	0.160	0.420	-0.010	-0.010	-0.010	-0.020	0.390	-0.140	-0.070	1.590
2	0.010	0.890	1.740	0.030	-0.010	0.240	0.660	-0.010	-0.010	-0.010	0.060	0.330	-0.150	-0.070	0.900
3	0.010	0.510	1.960	0.040	-0.010	0.200	0.630	-0.010	-0.010	-0.010	-0.030	0.170	-0.170	-0.080	1.020
4	-0.010	0.440	1.340	0.030	-0.010	0.160	0.460	-0.010	-0.010	-0.010	-0.020	0.170	-0.180	-0.080	0.870
5	0.060	4.240	14.200	0.180	-0.010	1.800	4.200	-0.010	-0.010	-0.010	-0.020	0.150	-0.130	-0.070	0.540
6	0.040	2.170	9.620	0.110	-0.010	0.990	2.470	-0.010	-0.010	-0.010	-0.030	0.200	-0.190	-0.100	0.160
7	0.140	24.700	30.230	0.420	-0.010	5.300	9.820	0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.210	-0.180	-0.090	0.330
8	0.050	3.830	8.970	0.150	-0.010	1.090	2.580	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.130	-0.190	-0.080	0.560
9	0.040	4.410	6.170	0.120	-0.010	0.830	1.920	0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.310	-0.740	-0.420	0.400
10	0.060	3.050	8.300	0.100	-0.010	1.360	2.550	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.190	-0.200	-0.090	0.660
11	0.020	2.880	6.030	0.120	-0.010	0.760	1.650	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.580	-0.170	-0.100	0.570
12	0.020	0.590	1.920	0.020	-0.010	0.240	0.660	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.200	-0.160	-0.080	1.100
13	0.030	1.030	3.940	0.070	-0.010	0.470	1.770	-0.010	-0.010	-0.010	-0.100	0.390	-0.180	-0.080	0.940
14	0.020	0.830	2.470	0.040	-0.010	0.290	0.870	-0.010	-0.010	-0.010	-0.130	-0.090	-0.170	-0.070	0.380
15	0.010	1.410	2.640	0.050	-0.010	0.310	0.820	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.100	-0.140	-0.080	0.430
16	0.110	15.980	27.480	0.270	-0.010	5.010	9.850	0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.320	-0.180	-0.070	0.650
17	0.010	0.190	0.940	-0.010	-0.010	0.110	0.340	-0.010	-0.010	-0.010	-0.030	0.250	-0.110	-0.070	1.020
18	0.020	1.050	2.740	0.060	-0.010	0.320	0.880	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.250	-0.590	-0.310	0.670
19	0.030	1.960	3.410	0.060	-0.010	0.460	1.330	-0.010	-0.010	-0.010	-0.070	0.350	-0.200	-0.080	0.620
20	0.040	2.470	4.380	0.080	-0.010	0.650	1.530	-0.010	-0.010	-0.010	-0.050	0.330	-0.170	-0.080	0.580
21	-0.010	2.610	1.940	0.040	-0.010	0.290	0.590	-0.010	-0.010	-0.030	-0.100	-0.140	-0.160	-0.080	0.920
22	-0.010	1.220	0.600	0.020	-0.010	0.120	0.270	-0.010	-0.020	-0.040	-0.150	-0.140	-0.190	-0.090	0.410
23	-0.010	2.540	1.510	0.040	-0.010	0.260	0.560	0.010	-0.010	-0.040	-0.120	-0.130	-0.180	-0.080	0.960
24	-0.010	3.260	2.170	0.060	-0.010	0.350	0.700	-0.010	-0.010	-0.020	-0.080	-0.140	-0.190	-0.100	0.920
25	0.020	3.370	2.360	0.060	-0.010	0.420	0.890	-0.010	-0.010	-0.030	-0.080	-0.130	-0.160	-0.110	1.160
26	-0.010	1.050	0.340	-0.010	-0.010	0.080	0.140	-0.010	-0.010	-0.020	-0.080	-0.140	-0.150	-0.110	1.120
27	0.030	6.040	5.640	0.080	-0.010	1.200	2.200	-0.010	-0.010	-0.030	-0.110	-0.130	-0.160	-0.100	1.040
28	-0.010	1.510	0.630	0.020	-0.010	0.140	0.260	-0.010	-0.010	-0.040	-0.130	-0.130	-0.180	-0.100	1.500
29	-0.010	1.840	0.720	0.020	-0.010	0.170	0.310	0.010	-0.010	-0.030	-0.080	-0.120	-0.170	-0.080	1.480
30	-0.010	2.100	0.770	-0.010	-0.010	0.220	0.360	-0.010	-0.010	-0.020	-0.060	-0.140	-0.170	-0.080	1.330
31	-0.010	0.880	0.430	0.010	-0.010	0.100	0.180	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.140	-0.230	-0.130	0.820
32	-0.010	1.390	0.670	0.020	-0.010	0.130	0.250	0.020	-0.010	-0.010	-0.010	-0.100	-0.150	-0.080	0.660
33	-0.010	1.380	0.700	0.020	-0.010	0.140	0.300	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.140	-0.180	-0.100	1.730
34	-0.010	1.970	1.020	0.030	-0.010	0.210	0.430	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.120	-0.180	-0.100	1.020
35	-0.010	1.930	1.100	0.020	-0.010	0.190	0.370	-0.010	-0.010	-0.020	-0.060	-0.170	-0.180	-0.090	1.420
36	-0.010	1.200	0.620	0.020	-0.010	0.120	0.250	-0.010	-0.010	-0.010	0.030	-0.130	-0.190	-0.100	1.000
37	-0.010	0.920	0.560	0.020	-0.010	0.120	0.260	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.130	-0.130	-0.080	0.630
38	-0.010	1.520	0.820	0.020	-0.010	0.140	0.320	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.100	-0.110	-0.070	0.560
39	-0.010	1.590	0.850	0.020	-0.010	0.150	0.300	-0.010	-0.010	-0.010	-0.060	-0.100	-0.130	-0.080	0.450

Mjøsa 2012 data

	PFDCs	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	SCCP	MCCP
1	0.090	-0.860	-0.170	-0.520	-0.140	-0.160	0.580	2.510	1.19	0.79
2	-0.060	-0.950	-0.200	-0.420	-0.150	-0.200	0.330	1.450	1.19	0.64
3	-0.050	-0.970	-0.210	-0.520	-0.160	-0.200	0.470	1.730	1.29	0.84
4	-0.050	-1.050	-0.220	-0.490	-0.160	-0.210	0.340	1.450	0.73	0.01
5	-0.060	-0.910	-0.180	-0.510	-0.140	-0.170	0.120	0.590	1.61	0.06
6	-0.070	-1.360	-0.230	-0.530	-0.170	-0.240	-0.120	0.160	0.79	0.05
7	-0.070	-1.030	-0.260	-0.600	-0.190	-0.230	0.190	0.500	4.34	0.25
8	-0.060	-1.210	-0.260	-0.700	-0.170	-0.220	0.180	0.800	2.45	0.85
9	-0.230	-3.510	-1.140	-1.880	-0.660	-0.670	-0.290	0.670	3.82	0.25
10	-0.190	-1.270	-0.320	-0.740	-0.200	-0.260	0.270	0.980	1.12	0.71
11	-0.060	-1.070	-0.260	-0.490	-0.170	-0.230	0.200	0.780	5	0.12
12	0.060	-1.120	-0.290	-0.530	-0.170	-0.200	0.480	1.770	1.13	0.89
13	-0.060	-1.260	-0.290	-0.590	-0.160	-0.190	0.300	1.430	2.94	0.12
14	-0.060	-0.980	-0.260	-0.640	-0.140	-0.200	0.200	0.560	1.69	0.08
15	-0.060	-1.100	-0.260	-0.560	-0.150	-0.240	0.120	0.550	2.54	0.09
16	-0.050	-1.160	-0.240	-0.580	-0.150	-0.210	0.300	0.620	3.08	0.08
17	-0.050	-0.970	-0.220	-0.430	-0.130	-0.170	0.400	1.420	1.01	0.85
18	-0.240	-2.860	-1.030	-1.660	-0.600	-0.530	-0.280	1.270	1.91	0.08
19	-0.060	-1.160	-0.200	-0.450	-0.140	-0.200	0.240	1.250	3.44	0.05
20	-0.050	-1.140	-0.210	-0.470	-0.140	-0.160	0.320	1.000	3.93	0.11
21	-0.050	-1.190	-0.260	-0.720	-0.190	-0.180	0.100	0.550	1.88	0.49
22	-0.060	-1.190	-0.270	-0.800	-0.160	-0.180	-0.120	0.270	2.09	0.38
23	-0.050	-1.220	-0.230	-0.720	-0.170	-0.160	-0.120	0.430	3.32	0.46
24	-0.050	-1.590	-0.270	-0.670	-0.190	-0.230	-0.110	0.430	3.83	0.59
25	-0.060	-1.210	-0.300	-0.650	-0.180	-0.190	0.170	0.520	2.87	0.47
26	-0.050	-1.270	-0.300	-0.710	-0.190	0.290	0.170	0.510	1.8	0.41
27	-0.050	-1.270	-0.320	-0.600	-0.190	-0.280	-0.120	0.450	2.17	0.47
28	-0.050	-1.400	-0.300	-0.800	-0.200	0.210	0.270	1.000	2.42	1.21
29	-0.050	-1.460	-0.250	-0.670	-0.150	-0.220	0.240	0.870	5.5	0.54
30	-0.060	-1.110	-0.260	-0.600	-0.170	-0.190	0.150	0.710	3.9	0.43
31	-0.060	-1.440	-0.290	-0.790	-0.220	-0.240	-0.130	0.530	2.8	0.43
32	-0.040	-0.900	-0.220	-0.570	-0.150	-0.160	-0.090	0.420	5.5	0.65
33	-0.060	-1.280	-0.320	-0.780	-0.180	-0.210	0.170	1.220	4.4	0.33
34	-0.050	-1.630	-0.260	-0.720	-0.160	-0.260	0.270	0.570	4.6	-0.11
35	-0.050	-1.360	-0.330	-0.870	-0.210	-0.230	-0.110	0.710	6.1	0.79
36	-0.060	-1.340	-0.320	-0.650	-0.190	-0.210	-0.120	0.470	6	0.83
37	-0.050	-1.070	-0.230	-0.550	-0.170	-0.140	-0.090	0.330	2.8	-0.1
38	-0.040	-0.820	-0.180	-0.480	-0.140	-0.170	-0.070	0.320	3.5	-0.11
39	-0.040	-1.050	-0.270	-0.660	-0.160	-0.220	-0.100	0.290	3.8	-0.19

Mjøsa 2012 data

Art	Fangstår	NIVA ID	NILU ID	IFE lab ID	δ13C, ‰	δ15N, ‰	C:N	Lipid, %	Lengde, cm	Vekt, g	Hg, mg/kg	PeCB	HCB	2,2',5-TriCB	2,4,4'-TriCB
40	Lågåsilid	7995	12/2321	2012-271-020	-29.77	13.86	3.44	4.67	21.7	82	0.146	0.05	0.75	0.05	0.11
41	Krøkle	7996	12/2282	2012-271-021	-27.65	15.11	3.13	1.31	24.3	85	0.57	0.01	0.33	0.02	0.06
42	Krøkle	7997	12/2283	2012-271-022	-27.54	15.22	3.14	1.21	22.6	79	0.639	0.02	0.36	0.02	0.08
43	Krøkle	7998	12/2284	2012-271-023	-27.56	15.18	3.07	1.69	24.6	99	0.943	0.02	0.38	0.02	0.07
44	Krøkle	7999	12/2285	2012-271-024	-27.76	15.6	3.1	0.94	22	76	0.457	0.01	0.23	0.01	0.04
45	Krøkle	8000	12/2286	2012-271-025	-27.81	14.84	3.15	1.83	26.3	122	0.737	0.02	0.38	0.02	0.07
46	Krøkle	8001	12/2287	2012-271-026	-28.23	14.46	3.29	3.22	23.1	72	0.551	0.03	0.56	0.04	0.1
47	Krøkle	8002	12/2288	2012-271-027	-27.78	15.01	3.19	2.49	23.5	87	0.802	0.03	0.54	0.03	0.09
48	Krøkle	8003	12/2289	2012-271-028	-27.8	15.31	3.18	2.06	21.2	70	0.487	0.02	0.41	0.03	0.08
49	Krøkle	8004	12/2290	2012-271-029	-27.94	14.41	3.2	1.9	23.2	73	0.556	0.02	0.44	0.02	0.1
50	Krøkle	8005	12/2291	2012-271-030	-27.64	15.49	3.12	2.48	24.3	110	0.833	0.02	0.50	0.03	0.1
51	Krøkle	8006	12/2292	2012-271-031	-27.98	15.24	3.22	3.26	23.5	89	0.345	0.04	0.74	0.05	0.14
52	Krøkle	8007	12/2293	2012-271-032	-28.59	15.64	3.62	1.23	22.7	85	0.719	0.01	0.30	0.02	0.07
53	Krøkle	8008	12/2294	2012-271-033	-27.68	14.65	3.13	1.6	24.1	100	0.58	0.02	0.42	0.02	0.07
54	Krøkle	8009	12/2295	2012-271-034	-27.83	15.22	3.16	2.11	25.2	104	0.46	0.03	0.50	0.04	0.1
55	Krøkle	8010	12/2296	2012-271-035	-27.74	15.83	3.33	1.2	24.2	90	0.835	0.01	0.26	0.01	0.05
56	Krøkle	8011	12/2297	2012-271-036	-27.7	15.46	3.25	1.98	25.1	101	0.877	0.02	0.44	0.03	0.08
57	Krøkle	8012	12/2298	2012-271-037	-27.66	15.46	3.21	3.03	24.4	96	0.776	0.04	0.66	0.04	0.12
58	Krøkle	8013	12/2299	2012-271-038	-28.12	15.28	3.24	1.85	24.3	94	0.459	0.02	0.50	0.03	0.1
59	Krøkle	8014	12/2300	2012-271-039	-27.9	15.56	3.26	1.17	23.4	89	0.567	0.01	0.23	0.01	0.04
60	Krøkle	8015	12/2301	2012-271-040	-28.15	15.08	3.35	1.68	26.9	126	0.422	0.02	0.37	0.02	0.06
61	Mysis	7870	12/2099	2012-271-061	-31.58	10.34	4.74	1.25	.	.	0.064	0.02	0.11	0.01	0.03
62	Mysis	7871	12/2100	2012-271-062	-31.63	10.33	4.7	2.15	.	.	0.01	0.02	0.11	0.01	0.03
63	Mysis	7872	12/2101	2012-271-063	-31.66	10.24	4.83	2.12	.	.	0.009	0.02	0.10	0.01	0.03
64	Zooplankton	7873	12/2102	2012-271-064	-30.76	7.53	4.66	0.7	.	.	0.004	-0.01	0.07	-0.01	-0.01
65	Zooplankton	7874	12/2103	2012-271-065	-30.75	7.51	4.6	0.71	.	.	0.004	-0.01	0.07	-0.01	-0.01
66	Zooplankton	7875	12/2104	2012-271-066	-30.64	7.58	4.61	0.62	.	.	0.005	-0.01	0.08	-0.01	-0.01

Mjøsa 2012 data

	2,4',5'-TriCB	2',3,4'-TriCB	3,4,4'-TriCB	Sum-TriCB	2,2',4,4'-TetCB	2,2',5,5'-TetCB	2,3',4,4'-TetCB	2,4,4',5'-TetCB	Sum-TetCB	2,2',4,4',5'-PenCB	2,2',4,5,5'-PenCB	2,3,3',4,4'-PenCB
40	0.1	0.02	-0.01	0.4	0.09	0.27	0.27	0.15	1.05	0.5	1.29	0.39
41	0.03	0.02	-0.01	0.18	0.05	0.13	0.15	0.05	0.78	0.22	0.55	0.24
42	0.05	0.02	-0.01	0.23	0.09	0.2	0.28	0.13	1.42	0.53	0.97	0.46
43	0.04	0.02	-0.01	0.2	0.08	0.18	0.24	0.09	1.23	0.42	0.95	0.52
44	0.02	-0.01	-0.01	0.11	0.05	0.09	0.14	0.05	0.7	0.24	0.47	0.25
45	0.04	0.02	-0.01	0.21	0.08	0.17	0.2	0.07	1.12	0.35	0.85	0.4
46	0.07	0.03	-0.01	0.32	0.09	0.21	0.24	0.09	1.33	0.38	0.95	0.38
47	0.05	0.02	-0.01	0.27	0.12	0.25	0.33	0.12	1.71	0.65	1.42	0.7
48	0.05	0.02	-0.01	0.24	0.09	0.21	0.27	0.08	1.41	0.48	1.16	0.56
49	0.04	0.02	-0.01	0.24	0.11	0.16	0.33	0.2	1.3	0.7	0.63	0.38
50	0.05	0.02	-0.01	0.27	0.13	0.28	0.36	0.11	1.8	0.67	1.56	0.86
51	0.09	0.04	-0.01	0.44	0.14	0.31	0.38	0.13	2.09	0.54	1.31	0.55
52	0.04	0.01	-0.01	0.18	0.08	0.17	0.24	0.08	1.16	0.38	0.89	0.48
53	0.04	0.02	-0.01	0.2	0.07	0.17	0.19	0.07	1.01	0.31	0.77	0.34
54	0.06	0.03	-0.01	0.3	0.1	0.23	0.26	0.09	1.46	0.44	1.08	0.49
55	0.03	0.01	-0.01	0.13	0.07	0.13	0.2	0.07	0.98	0.38	0.85	0.48
56	0.05	0.02	-0.01	0.24	0.1	0.22	0.29	0.09	1.5	0.46	1.23	0.64
57	0.07	0.03	-0.01	0.37	0.13	0.3	0.36	0.1	1.91	0.55	1.59	0.8
58	0.06	0.03	-0.01	0.3	0.1	0.22	0.24	0.08	1.35	0.38	0.98	0.44
59	0.02	0.01	-0.01	0.11	0.04	0.1	0.12	0.04	0.64	0.2	0.58	0.27
60	0.04	0.01	-0.01	0.18	0.07	0.15	0.19	0.07	0.97	0.32	0.74	0.37
61	0.03	-0.01	-0.01	0.1	0.03	0.05	0.05	0.03	0.34	0.09	0.19	0.06
62	0.02	-0.01	-0.01	0.09	0.02	0.04	0.05	0.03	0.31	0.08	0.16	0.05
63	0.03	-0.01	-0.01	0.11	0.02	0.04	0.05	0.03	0.32	0.07	0.15	0.05
64	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.05	0.01	0.03	0.01
65	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	0.07	0.01	0.03	-0.01
66	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	-0.01	0.02	0.01	-0.01	0.09	0.02	0.05	0.01

Mjøsa 2012 data

	2,3,4,4',5'- PenCB	2,3',4,4',5'- PenCB	2',3,3',4,5'- PenCB	2',3,4,4',5'- PenCB	Sum-PenCB	2,2',3,3', 4,4'-HexCB	2,2',3,4,4', 5'-HexCB	2,2',3,4,5,5'- HexCB	2,2',3,4',5', 6-HexCB	2,2',4,4', 5,5'-HexCB	2,3,3',4,4', 5-HexCB	2,3,3',4,4', 5'-HexCB	2,3',4,4', 5,5'-HexCB	0.108
40	0.04	1.05	-0.01	0.02	3.29	0.45	2.63	0.43	1.19	3.54	0.21	0.04	0.04	0.108
41	0.02	0.6	-0.01	0.01	2.85	0.28	1.56	0.27	0.72	2.17	0.12	0.02	0.02	0.073
42	0.04	1.21	-0.01	0.02	5.54	0.53	2.98	0.48	1.24	3.99	0.23	0.04	0.04	0.132
43	0.05	1.22	-0.01	0.02	5.48	0.58	3.21	0.56	1.33	4.69	0.27	0.05	0.05	0.162
44	0.02	0.64	0.06	0.01	2.85	0.31	1.66	0.27	0.68	2.29	0.13	0.02	0.02	0.078
45	0.03	0.97	0.09	0.02	4.6	0.46	2.58	0.43	1.15	3.61	0.2	0.04	0.04	0.124
46	0.04	0.98	-0.01	0.02	4.78	0.44	2.45	0.42	1.16	3.38	0.2	0.04	0.04	0.114
47	0.07	1.78	-0.01	0.04	8.04	0.88	4.74	0.82	1.97	6.81	0.4	0.07	0.07	0.239
48	0.04	1.35	-0.01	0.03	6.32	0.6	3.14	0.53	1.38	4.33	0.27	0.05	0.05	0.149
49	0.04	1.14	-0.01	0.02	4.34	0.35	2.22	0.29	0.79	3.3	0.15	0.03	0.03	0.086
50	0.08	1.99	0.19	0.04	8.77	0.96	5.19	0.88	2.1	7.39	0.44	0.07	0.07	0.263
51	0.05	1.34	-0.01	0.03	6.69	0.6	3.25	0.55	1.57	4.43	0.25	0.05	0.05	0.152
52	0.04	1.16	-0.01	0.02	5.18	0.56	3.03	0.53	1.26	4.41	0.26	0.05	0.05	0.153
53	0.03	0.82	0.07	0.02	3.96	0.39	2.06	0.36	0.99	2.96	0.17	0.03	0.03	0.099
54	0.04	1.17	-0.01	0.02	5.63	0.56	3	0.51	1.32	4.11	0.25	0.04	0.04	0.142
55	0.05	1.14	-0.01	0.02	4.89	0.56	3.11	0.53	1.24	4.54	0.27	0.05	0.05	0.163
56	0.05	1.4	-0.01	0.03	6.58	0.73	3.98	0.69	1.74	5.91	0.36	0.06	0.06	0.209
57	0.06	1.79	-0.01	0.04	8.45	0.85	4.76	0.83	2.05	7.02	0.41	0.08	0.08	0.252
58	0.03	1	-0.01	0.02	4.97	0.44	2.44	0.41	1.18	3.33	0.19	0.04	0.04	0.115
59	0.02	0.63	0.06	0.01	3.02	0.3	1.64	0.29	0.77	2.38	0.14	0.03	0.03	0.084
60	0.03	0.87	0.08	0.02	4.03	0.4	2.39	0.41	1.04	3.45	0.2	0.03	0.03	0.116
61	-0.01	0.17	-0.01	-0.01	0.96	0.05	0.34	0.05	0.24	0.51	0.02	-0.01	-0.01	0.015
62	-0.01	0.14	-0.01	-0.01	0.81	0.05	0.28	0.04	0.21	0.41	0.02	-0.01	-0.01	0.013
63	-0.01	0.15	-0.01	-0.01	0.83	0.04	0.28	0.04	0.21	0.39	0.02	-0.01	-0.01	0.012
64	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	0.09	-0.01	0.06	-0.01	0.04	0.08	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
65	-0.01	0.03	-0.01	-0.01	0.15	0.01	0.06	-0.01	0.04	0.08	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
66	-0.01	0.04	-0.01	-0.01	0.21	0.01	0.08	0.01	0.05	0.11	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01

Mjøsa 2012 data

	Sum-HexCB	2,2',3,3', 4,4',5- HepCB	2,2',3,4,4', 5,5'-HepCB	2,2',3,4,4', 5,6-HepCB	2,2',3,4', 5,5',6- HepCB	2,3,3',4,4', 5,5'-HepCB	Sum-HepCB	2,2',3,3', 4,4',5,5'- OctCB	2,2',3,3', 4,4',5,5',6- NonCB	DecaCB	Sum 7 PCB	Sum PCB	2378-TCDD
40	8.588	0.469	1.37	0.257	0.688	0.018	2.803	0.098	0.053	0.016	10.251	16.301	0.05
41	7.202	0.254	0.869	0.183	0.508	0.011	2.541	0.09	0.027	-0.01	5.94	13.674	-0.02
42	13.297	0.432	1.416	0.326	0.931	0.019	4.399	0.15	0.041	0.013	10.838	25.085	0.05
43	14.997	0.546	1.953	0.422	1.184	0.026	5.733	0.216	0.058	0.018	12.261	27.942	0.06
44	7.478	0.257	0.888	0.193	0.549	0.012	2.656	0.086	0.025	-0.01	6.083	13.909	0.02
45	11.932	0.406	1.459	0.33	0.922	0.019	4.425	0.167	0.043	0.014	9.7	22.512	0.04
46	11.373	0.388	1.301	0.285	0.8	0.016	3.876	0.13	-0.01	-0.01	9.365	21.834	0.08
47	22.099	0.781	2.773	0.645	1.827	0.037	8.534	0.325	0.081	0.023	17.859	41.076	0.09
48	14.441	0.488	1.629	0.358	1.008	0.02	4.889	0.177	0.046	0.013	11.914	27.541	0.04
49	9.668	0.315	1.063	0.228	0.624	0.013	3.036	0.098	0.029	0.011	8.622	18.721	0.03
50	23.957	0.945	3.014	0.617	1.789	0.038	8.689	0.31	0.09	0.026	19.52	43.917	0.1
51	15.097	0.489	1.674	0.379	1.044	0.022	5.081	0.177	0.045	0.013	12.447	29.628	0.05
52	14.127	0.533	1.767	0.395	1.094	0.024	5.292	0.179	0.054	0.016	11.501	26.192	-0.02
53	9.741	0.362	1.206	0.257	0.721	0.016	3.557	0.128	0.038	0.013	8.046	18.645	-0.01
54	13.776	0.484	1.643	0.346	0.966	0.021	4.847	0.171	0.044	0.014	11.332	26.234	0.05
55	14.383	0.555	1.924	0.419	1.207	0.024	5.707	0.211	0.059	0.017	11.743	26.382	0.04
56	18.846	0.784	2.477	0.496	1.412	0.032	7.038	0.231	0.082	0.022	15.3	34.543	0.08
57	22.233	0.967	2.905	0.569	1.598	0.039	8.146	0.263	0.09	0.025	18.48	41.48	0.08
58	11.251	0.422	1.229	0.25	0.706	0.017	3.596	0.108	0.037	0.011	9.293	21.619	0.04
59	7.757	0.33	0.964	0.194	0.548	0.013	2.771	0.098	0.035	-0.01	6.328	14.428	0.03
60	11.079	0.474	1.493	0.291	0.818	0.019	4.201	0.138	0.046	0.015	9.148	20.653	0.05
61	1.696	0.034	0.114	0.034	0.125	-0.01	0.412	0.01	-0.01	-0.01	1.397	3.55	0.17
62	1.422	0.028	0.102	0.028	0.1	-0.01	0.349	-0.01	-0.01	-0.01	1.168	3.021	0.17
63	1.395	0.026	0.095	0.027	0.104	-0.01	0.338	-0.01	-0.01	-0.01	1.145	3.03	0.17
64	0.201	-0.01	0.025	0.01	0.015	-0.01	0.054	-0.01	-0.01	-0.01	0.249	0.45	-0.02
65	0.266	-0.01	0.023	0.01	0.018	-0.01	0.072	-0.01	-0.01	-0.01	0.244	0.604	-0.01
66	0.371	0.01	0.033	0.01	0.024	-0.01	0.102	-0.01	-0.01	-0.01	0.34	0.83	-0.01

Mjøsa 2012 data

	12378-PeCDD	123478-HxCDD	123678-HxCDD	123789-HxCDD	1234678-HpCDD	OCDD	2378-TCDF	12378/123 48-PeCDF	23478-PeCDF	123478/123 479-HxCDF	123678-HxCDF
40	0.07	-0.01	0.03	-0.01	0.02	-0.02	0.99	0.09	0.31	0.02	0.01
41	0.03	-0.02	-0.02	-0.03	-0.03	-0.05	0.52	-0.02	0.08	-0.02	-0.02
42	0.07	-0.02	-0.02	-0.03	-0.02	-0.04	0.83	0.1	0.12	-0.01	-0.01
43	0.14	-0.02	-0.02	-0.03	-0.03	-0.05	0.58	-0.03	0.14	-0.02	-0.01
44	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.04	0.35	-0.02	0.07	-0.01	-0.01
45	0.11	-0.02	-0.02	-0.03	-0.02	-0.03	0.73	0.1	0.12	-0.01	-0.01
46	0.11	-0.01	0.05	-0.02	0.03	0.13	1.11	0.13	0.2	0.02	0.02
47	0.15	-0.02	-0.02	-0.03	-0.02	-0.03	0.99	0.13	0.2	-0.01	-0.01
48	-0.01	-0.02	-0.02	-0.03	-0.02	-0.03	0.73	0.09	0.12	-0.01	-0.01
49	0.06	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	0.53	0.06	0.11	-0.01	-0.01
50	0.14	-0.02	-0.02	-0.03	-0.02	-0.03	0.94	0.13	0.2	-0.01	-0.01
51	0.09	-0.02	0.02	-0.02	-0.01	-0.02	1	0.1	0.17	0.01	0.02
52	-0.02	-0.02	-0.01	-0.02	-0.02	-0.03	0.44	-0.02	0.1	-0.01	-0.01
53	0.06	-0.02	-0.01	-0.02	-0.02	-0.04	0.52	0.08	0.14	-0.01	-0.01
54	0.05	-0.02	-0.02	-0.03	-0.02	-0.03	0.71	0.08	0.14	-0.02	-0.02
55	0.07	-0.03	-0.03	-0.04	-0.03	-0.05	0.45	-0.03	-0.02	-0.02	-0.02
56	0.12	-0.02	-0.02	-0.03	-0.01	-0.03	0.78	0.1	0.14	-0.02	-0.02
57	0.17	-0.01	0.04	-0.01	0.02	-0.01	1.03	0.18	0.25	0.01	-0.01
58	0.08	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	-0.02	0.64	0.1	0.11	0.01	0.01
59	0.07	-0.01	0.02	-0.01	-0.01	-0.02	0.31	0.04	0.06	-0.01	-0.01
60	0.09	-0.01	0.03	-0.01	0.04	-0.01	0.59	0.08	0.13	0.02	0.02
61	0.04	-0.01	-0.01	-0.02	-0.01	-0.02	0.37	0.02	0.08	-0.01	-0.01
62	-0.03	-0.03	-0.03	-0.04	-0.02	-0.05	0.33	-0.03	0.11	-0.02	-0.01
63	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.03	0.35	-0.02	0.12	-0.01	-0.01
64	-0.02	-0.02	-0.01	-0.02	-0.01	-0.04	0.07	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
65	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.05	0.08	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
66	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.02	-0.05	0.08	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01

Mjøsa 2012 data

	123789-HxCDF	234678-HxCDF	1234678-HpCDF	1234789-HpCDF	OCDF	33'44'-TeCB (PCB-77)	344'5'-TeCB (PCB-81)	33'44'5'-PeCB (PCB-126)	33'44'55'-HxCB (PCB-169)	a-HCH	b-HCH	g-HCH	o,p'-DDE
40	0.03	-0.01	0.01	-0.01	0.02	17.66	1.07	6.01	4.83	0.04	-0.01	0.03	0.04
41	-0.02	-0.03	-0.02	-0.02	-0.05	11.41	0.69	5.38	4.7	0.01	-0.01	0.01	0.04
42	-0.02	-0.02	-0.01	-0.02	-0.04	17.62	1.09	9.62	6.91	-0.01	-0.01	0.01	0.07
43	-0.02	-0.03	-0.01	-0.02	-0.04	16.02	1.02	11.95	10.54	0.01	-0.01	-0.01	0.05
44	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	9.26	0.55	5.25	4.35	0.02	0.02	0.02	0.03
45	-0.01	-0.02	-0.01	-0.01	-0.03	15.15	0.95	8.65	7.69	-0.01	-0.01	-0.01	0.06
46	0.04	-0.01	0.04	-0.01	-0.03	22.52	1.49	10.09	8.44	0.02	-0.01	0.02	0.08
47	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.02	21.19	1.31	15.78	13.44	0.02	-0.01	0.02	0.08
48	-0.01	-0.02	-0.01	-0.01	-0.02	19.66	1.18	10.54	7.59	0.02	-0.01	0.02	0.06
49	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	11.53	0.67	5.36	4.68	0.01	0.04	0.01	0.04
50	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	-0.02	22.32	1.52	18.65	16.9	0.02	-0.01	0.02	0.09
51	-0.01	-0.02	-0.01	-0.01	-0.01	24.35	1.35	9.82	8	0.02	-0.01	0.02	0.09
52	-0.01	-0.02	-0.01	-0.01	-0.02	14.07	0.8	9.8	7.97	0.01	-0.01	-0.01	0.05
53	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	-0.01	12.26	0.76	6.05	5.35	0.02	-0.01	-0.01	-0.01
54	-0.02	-0.03	-0.01	-0.01	-0.02	16.72	1.01	8.97	7.35	-0.01	-0.01	-0.01	0.07
55	-0.03	-0.03	-0.01	-0.02	-0.03	10.26	0.68	10.41	7.57	-0.01	-0.01	0.01	0.04
56	-0.02	-0.03	-0.01	-0.01	-0.02	19.02	1	14.66	12.7	0.01	-0.01	0.01	0.07
57	0.03	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	21.32	1.44	15.84	13.55	0.01	-0.01	0.01	0.11
58	0.02	-0.01	0.01	-0.01	-0.01	14.85	0.95	7.08	5.84	-0.01	-0.01	0.01	0.07
59	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	7.72	0.49	5.64	4.49	-0.01	-0.01	-0.01	0.03
60	0.03	-0.01	0.06	-0.01	0.1	11.93	0.75	7.65	7.09	0.02	-0.01	0.02	0.04
61	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	-0.02	4.94	0.44	1.89	1.24	0.03	-0.01	0.04	0.03
62	-0.02	-0.03	-0.01	-0.02	-0.03	4.25	0.38	1.44	1.08	0.03	-0.01	0.04	0.03
63	-0.01	-0.02	0.03	-0.01	-0.02	3.95	0.37	1.33	1.03	0.03	-0.01	0.03	0.02
64	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	1.16	0.08	0.24	0.19	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
65	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.03	1.3	0.09	0.25	0.2	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01
66	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.03	1.3	0.09	0.25	0.2	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01

Mjøsa 2012 data

	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Sum DDT	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD	TBA	PBDE-28	PBDE-47	PBDE-66	PBDE-49	PBDE-77
40	10.6	0.14	0.92	0.88	4.66	17.30	3.210	-0.030	0.070	0.020	0.020	3.430	0.050	0.250	-0.010
41	6.23	0.04	0.36	0.22	2.24	9.13	1.290	-0.010	0.040	0.020	0.020	3.930	0.040	0.130	-0.010
42	11	0.05	0.5	0.37	3.7	15.70	2.580	-0.150	-0.030	0.020	0.050	7.540	0.100	0.220	-0.010
43	11.9	0.03	0.48	0.31	3.7	16.50	3.240	-0.040	0.060	0.020	0.040	8.160	0.070	0.170	-0.010
44	6.36	0.02	0.28	0.16	1.9	8.75	1.020	-0.010	0.030	0.020	0.020	3.720	0.040	0.100	-0.010
45	9.48	0.05	0.45	0.31	3.24	13.60	2.600	-0.030	0.070	0.020	0.030	6.490	0.050	0.150	-0.010
46	11.6	0.07	0.65	0.43	4.59	17.40	3.030	-0.040	0.090	0.040	0.040	7.030	0.070	0.200	-0.010
47	18	0.05	0.69	0.51	5.76	25.10	4.620	0.040	0.110	0.040	0.040	11.660	0.050	0.260	-0.010
48	11.8	0.04	0.52	0.34	3.89	16.70	2.610	-0.030	0.060	0.030	0.030	5.950	0.060	0.160	-0.010
49	8.28	0.04	0.4	0.24	2.42	11.40	1.640	-0.010	0.050	0.020	0.030	3.920	0.050	0.150	-0.010
50	19.8	0.06	0.97	0.56	6.68	28.20	6.940	-0.040	0.100	0.030	0.050	12.250	0.110	0.280	-0.010
51	13.1	0.11	0.87	0.53	5.26	19.90	2.880	-0.050	0.070	0.050	0.040	6.560	0.070	0.200	-0.010
52	11.1	0.03	0.44	0.27	3.29	15.20	2.620	-0.020	0.060	0.020	0.030	6.780	0.070	0.150	-0.010
53	7.78	0.05	0.46	0.28	3	11.60	1.730	-0.020	0.060	0.020	0.020	4.950	0.040	0.170	-0.010
54	11.6	0.07	0.67	0.42	4.71	17.50	2.890	-0.020	0.080	0.020	0.030	6.960	0.050	0.230	-0.010
55	11.4	0.02	0.43	0.27	3.43	15.60	3.200	-0.020	0.060	-0.010	0.030	7.410	0.040	0.210	-0.010
56	15.8	0.06	0.77	0.4	4.93	22.00	4.760	-0.020	0.070	0.020	0.030	10.160	0.060	0.250	-0.010
57	19.4	0.09	0.94	0.55	5.96	27.10	5.070	-0.030	0.130	0.030	0.050	13.230	0.080	0.400	-0.010
58	10.1	0.08	0.61	0.38	3.62	14.90	2.220	-0.020	0.070	0.020	0.030	5.840	0.040	0.240	-0.010
59	6.42	0.02	0.28	0.18	2.1	9.02	1.720	-0.010	-0.030	0.010	0.020	3.700	0.030	0.100	-0.010
60	8.58	0.04	0.39	0.27	3.01	12.30	2.310	-0.020	0.060	0.020	0.030	6.420	0.080	0.160	-0.010
61	1.87	0.04	0.1	0.14	0.49	2.66	0.590	-0.020	0.010	-0.010	-0.010	0.660	0.010	0.040	-0.010
62	1.55	0.04	0.1	0.14	0.48	2.34	0.540	-0.030	0.010	-0.010	-0.010	0.600	-0.010	0.040	-0.010
63	1.49	0.03	0.09	0.14	0.46	2.24	0.580	-0.030	0.010	-0.010	-0.010	0.610	0.010	0.040	-0.010
64	0.27	0.01	0.04	0.03	0.12	0.49	0.080	-0.020	-0.010	-0.010	-0.010	0.080	-0.010	-0.010	-0.010
65	0.4	0.01	0.05	0.04	0.15	0.66	0.100	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.100	-0.010	-0.010	-0.010
66	0.29	0.02	0.05	0.03	0.09	0.48	0.060	-0.020	-0.010	-0.010	-0.010	0.060	-0.010	-0.010	-0.010

Mjøsa 2012 data

	PBDE-85	PBDE-99	PBDE-100	PBDE-119	PBDE-138	PBDE-153	PBDE-154	PBDE-183	PBDE-196	PBDE-206	PBDE-209	PFOSA	PFBS	PFHxS	PFOS
40	-0.010	1.180	0.700	0.010	-0.010	0.130	0.270	-0.010	-0.010	-0.020	-0.100	-0.120	-0.180	-0.080	0.440
41	-0.010	0.140	0.600	-0.010	-0.010	0.090	0.270	-0.010	-0.010	-0.030	-0.160	0.640	-0.260	-0.110	1.350
42	0.020	0.140	1.240	-0.010	-0.010	0.150	0.420	-0.010	-0.010	-0.020	-0.110	0.670	-0.340	-0.140	2.620
43	-0.010	0.150	1.810	-0.010	-0.010	0.200	0.600	-0.010	-0.010	-0.020	-0.090	0.810	-0.210	-0.110	1.960
44	0.010	0.100	0.690	-0.010	-0.010	0.070	0.240	-0.010	-0.010	-0.020	-0.100	0.710	-0.240	-0.130	2.320
45	0.010	0.160	1.280	-0.010	-0.010	0.160	0.410	-0.010	-0.010	-0.020	-0.100	0.730	-0.170	-0.100	1.710
46	0.020	0.330	1.180	-0.010	-0.010	0.190	0.430	-0.010	-0.010	-0.020	-0.090	0.770	-0.250	-0.120	1.780
47	0.030	0.300	2.480	-0.030	-0.010	0.310	0.780	-0.010	-0.010	-0.020	-0.090	0.780	-0.170	-0.090	2.330
48	0.010	0.160	1.060	-0.010	-0.010	0.130	0.380	-0.010	-0.010	-0.010	-0.070	0.600	-0.300	-0.120	1.840
49	-0.010	0.160	0.640	-0.010	-0.010	0.100	0.270	-0.010	-0.010	-0.020	-0.070	0.750	-0.200	-0.110	1.690
50	0.020	0.180	2.460	-0.010	-0.010	0.290	0.950	-0.010	-0.010	-0.020	-0.080	0.820	-0.220	-0.100	2.370
51	-0.010	0.310	1.140	-0.010	-0.010	0.160	0.400	-0.010	-0.010	-0.010	-0.050	0.470	-0.230	-0.100	1.450
52	-0.010	0.100	1.570	-0.010	-0.010	0.150	0.490	-0.010	-0.010	-0.010	-0.070	0.700	-0.220	-0.100	2.700
53	0.010	0.180	0.890	-0.010	-0.010	0.130	0.370	-0.010	-0.010	-0.010	-0.100	0.350	-0.220	-0.100	1.580
54	0.020	0.180	1.040	-0.010	-0.010	0.160	0.480	-0.010	-0.010	-0.010	-0.100	0.500	-0.180	-0.090	1.680
55	0.020	0.090	1.340	2.300	-0.010	0.170	0.620	-0.010	-0.010	-0.010	-0.060	0.900	-0.240	-0.110	2.420
56	0.030	0.170	2.100	-0.010	-0.010	0.230	0.790	-0.010	-0.010	-0.010	-0.140	1.090	-0.220	-0.110	3.080
57	0.040	0.300	3.090	-0.010	-0.010	0.320	1.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.110	0.710	-0.210	-0.100	1.630
58	0.020	0.190	0.830	-0.010	-0.010	0.120	0.360	-0.010	-0.010	-0.010	-0.070	0.440	-0.180	-0.100	1.340
59	-0.010	0.080	0.620	-0.010	-0.010	0.080	0.290	-0.010	-0.010	-0.010	-0.080	0.450	-0.220	-0.110	1.490
60	0.010	0.190	1.190	-0.010	-0.010	0.170	0.470	-0.010	-0.010	-0.020	-0.100	0.750	-0.200	-0.120	1.610
61	-0.010	0.180	0.090	-0.010	-0.010	0.010	0.030	-0.010	-0.010	-0.010	0.200	-0.140	-0.210	-0.100	0.120
62	-0.010	0.160	0.080	-0.010	-0.010	0.010	0.020	-0.010	-0.010	-0.010	0.030	-0.140	-0.200	-0.100	0.110
63	-0.010	0.170	0.090	-0.010	-0.010	-0.010	0.030	-0.010	-0.010	-0.010	0.030	-0.130	-0.240	-0.090	0.080
64	-0.010	0.030	0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.020	-0.120	-0.210	-0.090	0.230
65	-0.010	0.030	0.020	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.060	-0.100	-0.370	-0.090	0.180
66	-0.010	0.020	0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.020	-0.100	-0.170	-0.080	0.260

Mjøsa 2012 data

	PFDCs	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDCa	PFUnA	SCCP	MCCP
40	-0.050	-1.070	-0.210	-0.620	-0.150	-0.170	-0.090	0.140	2.8	-0.18
41	-0.080	-1.310	-0.280	-0.780	-0.200	0.270	0.690	2.030	0.84	0.63
42	-0.100	-1.700	-0.400	-1.040	-0.280	-0.320	0.920	3.770	1.81	0.59
43	0.100	-1.140	-0.230	-0.660	-0.170	-0.240	1.030	3.460	4.43	1.24
44	-0.080	-1.550	-0.380	-0.890	-0.250	-0.300	0.910	3.190	1.11	0.28
45	-0.060	-1.430	-0.280	-0.680	-0.180	-0.210	0.830	2.540	3.14	0.88
46	-0.070	-1.380	-0.360	-0.830	-0.210	-0.260	0.780	2.760	2.27	0.43
47	-0.060	-1.200	-0.270	-0.790	-0.160	0.160	1.200	3.910	2.99	0.6
48	-0.060	-1.310	-0.320	-0.760	-0.210	0.250	0.740	2.440	1.49	0.54
49	-0.070	-1.360	-0.400	-0.820	-0.180	-0.270	0.720	2.650	1.92	0.27
50	0.080	-1.520	-0.260	-0.860	-0.170	0.240	0.990	3.840	1.88	0.57
51	-0.060	-1.450	-0.390	-1.580	-0.200	-0.250	0.590	2.100	2.47	0.67
52	0.090	-1.350	-0.270	-0.810	-0.180	0.380	0.970	3.800	1.1	3.61
53	-0.070	-1.260	-0.310	-0.750	-0.190	-0.230	0.670	2.540	1.82	0.79
54	-0.070	-1.310	-0.260	-0.600	-0.170	-0.190	0.770	2.290	1.73	0.76
55	-0.080	-1.220	-0.310	-0.600	-0.200	0.360	1.170	4.180	1.6	2.97
56	0.150	-1.260	-0.300	-0.890	-0.210	0.560	1.360	5.110	2.3	0.62
57	-0.060	-1.160	-0.270	-0.700	-0.180	-0.230	0.790	2.900	2.31	0.57
58	-0.050	-1.060	-0.240	-0.570	-0.160	-0.190	0.600	1.810	2.21	0.61
59	-0.070	-1.300	-0.290	-0.620	-0.230	-0.320	0.660	2.210	1.4	0.94
60	-0.070	-1.980	-0.330	-0.580	-0.200	-0.340	0.840	2.150	1.57	1.24
61	-0.050	-1.090	-0.270	-0.710	-0.130	-0.170	0.090	0.100	5.84	1.36
62	-0.060	-1.210	-0.310	-0.620	-0.140	-0.150	-0.090	0.220	3.31	0.62
63	-0.050	-1.010	-0.330	-0.570	-0.120	-0.140	-0.080	0.140	1.1	0.09
64	-0.380	-1.330	-0.290	-0.620	-0.180	-0.180	-0.120	0.180	0.35	0.22
65	-0.050	-1.710	-0.250	-0.610	-0.160	-0.160	-0.090	-0.100	1.09	0.33
66	-0.060	-1.080	-0.220	-0.530	-0.140	0.190	-0.090	0.150	0.49	0.24

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	ISBN-nummer 978-82-577-6235-3
---	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Tor Johannessen	TA-nummer 3028/2013
NIVA LNR 6500-2013		SPFO-nummer 1140/2013

NIVA O-NR 12003	År 2013	Sidetall 68 s. + vedlegg	Klifs kontraktnr. 7012512
--------------------	------------	-----------------------------	------------------------------

Utgiver NIVA	Prosjektet er finansiert av Klif
-----------------	-------------------------------------

Forfatter(e) Eirik Fjeld, Ellen Katrin Enge (NILU), Sigurd Rognerud, Jarl Eivind Løvik

Tittel - norsk og engelsk Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2012.

Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa, 2012.

<p>Sammendrag</p> <p>Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB, DDT med nebrytningsprodukter, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv er analysert i prøver av fisk (ørret, lågåsild og krøkle) og zooplankton (<i>Mysis relicta</i>) fra Mjøsa, 2012. Resultatene er sammenliknet med tidligere data fra Klifs overvåkningsprogram, samt data fra andre forsknings- og overvåkningsprosjekter. Siden midten av 2000-tallet har det vært en betydelig reduksjon i konsentrasjonene av flammehemmerene PBDE og HBCD i fisk og zooplankton. Konsentrasjonene av PBDE i lågåsild er på omtrent samme nivå som i 1993 og 1995, dvs. før de store lokale utlippene startet. Reduksjonen skyldes trolig i hovedsak at bruken av PBDE ved en tekstilbedrift ved Lillehammer opphørte i 2003. Midlere konsentrasjon av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret (2,5 kg) var 2,6 pg TE/kg våtvekt, dvs. under omsetningsgrensen på 6,5 pg TE/kg våtvekt. Konsentrasjonen av kvikksølv i fisk har gått betydelig ned siden de høye nivåene på 1960- og 1970-tallet, men for ørret kan det registreres en økning på omlag 50 % i 2006–2012 sammenliknet med data fra de foregående ti år. For ørret er det overveiende sannsynlig at kvikksølvkonsentrasjonen overskrider omsetningsgrensen på 0,5 mg for fisk større enn 55 cm eller 1,9 kg.</p>
--

<p>4 emneord</p> <p>persistente organiske miljøgifter kvikksølv fisk zooplankton</p>	<p>4 subject words</p> <p>persistent organic pollutants mercury fish zooplankton</p>
--	--



Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødning
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.