



**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Statlig program for forurensningsovervåking

Rapportnr. 1087/2011

Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2010

TA
2774
2011

Utført av NIVA i samarbeide 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 2010. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere (PBDE og HBCDD), PCB, 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 publiserte data fra NIVA. Deler av dette materialet er framskaffet i forbindelsene med de NFR-støttede forskningsprosjekter 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 prøvetaking av biologisk materiale fra 2010 har vært gjort av personell fra NIVA (Jarl Eivind Løvik, Atle Rustadbakken, Sigurd Rognerud og Eirik Fjeld).

Ved NILU har seniorforsker Ellen Katrin Enge vært ansvarlig for de kjemiske analysene, med unntak av kvikksølv i abbor (NIVA) og stabile isotoper (IFE).

Prosjektleder og hovedansvarlig for rapporteringen av prosjektet har vært Eirik Fjeld.

For oppdragsgiver har ansvarlig saksbehandler vært sjefingeniør Jon L. Fuglestad.

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

Oslo, mars 2011

Eirik Fjeld

Innhold

1. Sammendrag	4
2. Extended abstract	7
3. Innledning	10
4. Materialer og metoder	11
4.1 Prøvematerialet.....	11
4.2 Analyse.....	12
4.3 Statistiske analyser	13
5. Lengde, vekt og stabile isotoper	14
6. Miljøgifter i fisk, 2010	17
6.1 Midlere konsentrasjoner	17
6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter	21
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling	23
7.1 PBDE i ørret	23
7.2 PBDE i lågåsild	27
7.3 PBDE i krøkle	29
7.4 HBCDD i fisk.....	30
7.5 PCB i fisk	32
7.6 DDT i fisk.....	34
7.7 Klorerte parafiner i fisk	36
7.8 Perfluorerte stoffer i fisk	37
7.9 Dioksiner og dioksinliknende PCB i fisk	38
8. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling	40
8.1 Ørret	40
8.2 Krøkle.....	43
8.3 Lågåsild.....	45
8.4 Abbor.....	47
9. Miljøgifter i <i>Mysis relicta</i>	49
9.1 PBDE.....	49
9.2 HBCDD	50
9.3 PCB	51
9.4 DDT.....	52
9.5 Kvikksølv	53
9.6 Dioksiner, perfluorerte stoffer og klorerte parafiner	54
10. Referanser	56

1. Sammendrag

Som et ledd i KLIFs overvåking av miljøgifter har NIVA høsten 2010 samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa. Det ble analysert for kvikksølv og organiske miljøgifter i individuelle prøver av ørret, lågåsild og krøkle, samt det planktoniske krepsdyret *Mysis relicta* (istidskrep). Videre ble det analysert for kvikksølv i et ekstra materiale av abbor.

De organiske miljøgiftene som det ble analysert for var bromerte flammehemmere av typen PBDE og HBCDD, PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv. Analysene ble gjort på NILUs analyselaboratorium, med unntak av kvikksølv i abbor som ble analysert ved NIVA og stabile isotoper som ble analysert ved Institutt for energiteknikk (IFE).

For å belyse utviklingen i forurensningssituasjonen er resultatene fra 2010 satt sammen med tidligere data fra KLIFs overvåkingsprogram (startet i 2003), samt data fra andre forsknings- og overvåkingsprosjekter.

For hver forbindelse/stoffgruppe ble det gjort analyser av 20 muskelprøver av hver fiskeart og 3 prøver for *Mysis*. Midlere vekt (\pm standard avvik) for ørret, krøkle, lågåsild og abbor var henholdsvis: $2,7 \pm 1,1$ kg, 76 ± 19 g, 73 ± 8 g og 306 ± 163 g.

Resultatene viser at det fra 2005/2006 av har skjedd en reduksjon i nivåene av flammehemmerene PBDE og HBCDD i fisk og *Mysis*. For ørret og lågåsild var det en markert nedgang også fra 2009 til 2010. En tidsserie for lågåsild viser at konsentrasjonene nå er lavere enn i prøver fra første halvdel av 1990-tallet, fra før de store utslippene startet ved Lillehammer. For PCB har nivåene i hovedsak vært forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet, men for ørret og lågåsild var det en tydelig reduksjon i 2010 sammenliknet med 2009. 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 2006–2010 sammenliknet med data fra de foregående ti år. I gjennomsnitt vil konsentrasjonen av kvikksølv i ørret overstige Mattilsynets grenseverdi på 0,5 mg/kg når fisken blir større enn omlag 55 cm eller 1,9 kg. Tilsvarende vil konsentrasjonene i abbor overskride grenseverdien når den overskrider 30 cm eller 350 g.

PBDE — polybromerte difenyletere

Midlere konsentrasjoner av \sum PBDE9 (ni viktige kongenerer) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2010 var henholdsvis 9,9, 2,8 og 7,4 ng/g våtvekt. Dette er omlag 2–6 % av de høyeste nivåene som ble registrert i første halvdel av 2000-tallet. De dominerende kongenerer var BDE-47, -99, og -100. Samlet utgjorde disse ca 80–90% av \sum PBDE9. Andelen av BDE-99 varierte betydelig mellom artene og den var i liten grad tilstede i krøkle.

Trendanalyser viste 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 2010 lavere enn i prøver fra 1993 og 1995 (4 ng/g), som er fra før de store utslippene av PBDE begynte.

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 enkelte fiskeartene – eller hos de ulike artene – kan også forklare den

varierende andelen av BDE-99 hos ørret, lågåsild og krøkle.

I det planktoniske krepsdyret *Mysis relicta* (istidskreps), som er et viktig byttedyr for krøkle, har konsentrasjonen av PBDE sunket over tid. Middelkonsentrasjonen i tre prøver fra 2010 fra Skreia, midtjords i Mjøsa, var 1,0 ng/g våtvekt. Dette er 55 % av nivået i 2009 og 15 % av nivået i 2005 (6,6 ng/g våtvekt, høyeste nivå registrert).

HBCDD — heksabromocyclododekan

Midlere konsentrasjon av α -HBCDD i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2010 var henholdsvis 2,8, 1,4 og 1,7 ng/g våtvekt. For ørret og krøkle er dette henholdsvis 12 % og 25 % av 2009-nivået. For krøkle var det ingen endringer fra 2009, men for både lågåsild og krøkle har det vært en signifikant avtakende trend siden 2005. 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 til α -HBCDD.

For *Mysis* var middelkonsentrasjonen av α -HBCDD fra 2010 ved Skreia 0,5 ng/g våtvekt, dvs. en reduksjon til 30% av nivået i 2009 og 20 % av nivået i 2005.

PCB — polyklorerte bifenyl

Midlere konsentrasjon av Σ PCB7 i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2010 var henholdsvis 5,6, 2,6 og 4,2 ng/g våtvekt. For ørret og lågåsild er dette henholdsvis 20 % og 30 % av 2009-nivåene, mens det for krøkle utgjør omlag 75%. Dette er en betydelig reduksjon siden 1990-tallet, hvor prøver av ørret og lågåsild viser konsentrasjoner på henholdsvis 50 og 75 ng/g våtvekt.

Middelkonsentrasjonen av Σ PCB7 hos *Mysis* i fra 2010 ved Skreia var 1,0 ng/g våtvekt. Dette er 60 % av nivået i 2009 og 25% av nivået i 2006.

DDT

Midlere konsentrasjon av Σ DDT i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2010 var henholdsvis 5,8, 5,3 og 7,9 ng/g våtvekt. For ørret og lågåsild er dette en betydelig reduksjon siden 2009 og utgjør henholdsvis 13 % og 29 % av 2009-nivået, mens det er omlag uendret for krøkle. Konsentrasjonene har sunket betydelig siden 1999 da konsentrasjonene i prøver av ørret og lågåsild var henholdsvis 61 og 54 ng/g våtvekt.

For *Mysis* i 2010 var middelkonsentrasjonen av Σ DDT i prøver fra Skreia 2,5ng/g våtvekt. Dette er omlag 60 % av konsentrasjonen i 2009 og 50 % av konsentrasjonen i 2006.

Klorerte parafiner

Midlere konsentrasjon av SCCP (kortkjededede klorerte parafiner) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2010 var henholdsvis 1,5, 1,9 og 3,3 ng/g våtvekt. Dette en signifikant reduksjon sammenliknet med nivåene i prøver fra de to foregående årene, og utgjør omlag 10–30 % av 2008-nivåene. Konsentrasjonen av MCCP (mellomkjededede klorerte parafiner) var som tidligere under deteksjonsgrensen. For krøkle finnes det en analyse av SCCP fra omlag samme størrelsesgruppe fra 2003. Konsentrasjonen var da 8,2 ng/g våtvekt, dvs. lavere enn i 2008. For de øvrige artene finnes det ikke data fra sammenliknbare størrelsesgrupper.

Midlere konsentrasjonen av SCCP hos *Mysis* i tre prøver fra 2010 var omlag 2 ng/g våtvekt. Dette er vesentlig lavere enn nivåene fra 2008 (13–20 ng/g våtvekt).

Perfluorerte stoffer

Kun PFOS ble funnet i kvantifiserbare mengder hos alle tre fisekartene, og PFOSA ble kun funnet i kvantifiserbare mengder hos krøkle, men mengdemessig var PFOS den dominerende forbindelsen. Summen av PFOS og PFOSA i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2010 var henholdsvis 0,7, 0,7 og 1,2 ng/g våtvekt. For ørret og krøkle er dette en signifikant reduksjon sammenliknet med nivåene de to foregående årene, og utgjør omlag 20 % av 2008-nivået. For lågåsild er nivået nær uforandret.

Hos *Mysis* var det kun PFOS som forekom i kvantifiserbare mengder, og midlere konsentrasjonen i 2010 var 0,06 ng/g våtvekt. Dette er vesentlig lavere enn nivåene fra 2008 (1,5–1,9 ng/g våtvekt).

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 2010 var henholdsvis 1,6, 1,2 og 0,9 pg TE/g våtvekt. Dette er under EUs omsetningsgrense på 8 pg TE/g våtvekt. Sammenliknet med fisk fra samme størrelsesgrupper har det ikke skjedd noen vesentlige endringer siden begynnelsen på 2000-tallet. Det ble da funnet at konsentrasjonen kunne overstige omsetningsgrensen i større fisk. Hos *Mysis* var midlere konsentrasjon i tre prøver 0,3 pg TE/g våtvekt.

Hg – kvikksølv

Midlere konsentrasjoner av kvikksølv i ørret, lågåsild, krøkle og abbor fanget i 2010 var henholdsvis 0,52, 0,14, 0,40 og 0,38 mg/kg våtvekt.

For ørret finnes det et større datamateriale på kvikksølvkonsentrasjoner for perioden 1979–2009 og sammenlikninger av lengdejusterte middelverdier (57 cm, 2,0 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 som er i området 0,44–0,56 mg/kg i 2006–2010. Nivået i 2010 (0,44 mg/kg) var ikke statistisk signifikant forskjellig fra det i de fire foregående årene. Basert på materialet fra 2006–2010 er det overveiende sannsynlig at kostholdsrådgrensen på 0,5 mg/kg overskrides når ørret overstiger en størrelse på omlag 55 cm eller 1,9 kg. Årsaken til økningen de siste årene er uviss, men en hypotese kan være endringer i dietten eller redusert vekst.

For abbor viser sammenlikninger med et tidligere materiale at de midlere konsentrasjonene fra 1979–80 og til 1998 sank fra 0,91 mg/kg og til 0,32 mg/kg for en fisk på nær 28 cm (omlag 270 g). Etter dette synes konsentrasjonene å ha stabilisert seg på et nivå omkring 0,35 mg/kg. Vi har derved ingen parallell til den brå økningen i kvikksølvnivået som vi fant hos ørret fra 2006 av. For krøkle og lågåsild finner vi heller ingen tilsvarende økning i konsentrasjonen de siste årene, slik som hos ørret.

For *Mysis* i 2010 var den midlere konsentrasjonen i tre prøver fra Skreia 0,056 mg/kg våtvekt, og dette er en økning i forhold til nivået i 2009 (0,026 mg/kg).

2. Extended abstract

Title: Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa, 2010

Year: 2011

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

Source: Climate and Pollution Agency KLIF report TA-2774/2011

ISBN NO: 978-82-577-5876-9

Here, we report the results of 2010 from the monitoring program on environmental contaminants in Lake Mjøsa. The study was done by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and Norwegian Institute for Air Research (NILU) (chemical analysis) on behalf of the Norwegian Pollution Control Authority (KLIF). 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), PCB, dioxins, chlorinated paraffins, perfluorinated alkylated substances (PFAS) and mercury. In addition, mercury was analysed in perch (*Perca fluviatilis*). From each species, 20 samples of muscle filets were analyzed for different contaminants. The mean weight (\pm SD) of the analyzed fishes were: brown trout, 2.7 ± 1.1 kg; smelt, 76 ± 19 g; vendace, 73 ± 8 g; perch, 306 ± 163 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 as far back as to 1967 for mercury in fish.

PBDE – polybrominated diphenylethers

Mean concentrations of Σ PBDE9 (nine major congeners) in trout, vendace and smelt caught in 2010 were respectively 9.9, 2.8 and 7.4 ng/g w.w. (wet weight). This is about 2–6% 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 PBDE9. The proportion of BDE-99 varied significantly between species and was present only to a limited extent in smelt.

Trend analyses showed a statistically significant reduction in the concentration of PBDEs (w.w.) from the middle of the 2000s for all three fish species. For vendace the mean concentration in the samples from 2010 was lower than in 1993 and 1995 (4 ng/g w.w.), which is before major discharges of PBDEs from a local textile factory began.

The reduction through time was greatest for BDE-99, which probably is due to a biotransformation (debromination) to BDE-47.

The planktonic crustacean *Mysis relicta* (an important food item for smelt) showed a reduction in the PBDE concentration through time. At the Skreia station, in the central part of the lake, the mean concentration was reduced from 6.6 ng/g w.w. in 2005 to 1.0 ng/g w.w. in three samples from 2010.

HBCDD — heksabromocyclododekan

Mean α -HBCDD concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2010, were 2.8, 1.4 and 1.7 ng/g w.w., respectively. The concentrations were dominated by the α -isomer, whereas the β - and γ -isomers only existed in small amounts. In technical HBCDD products the γ -isomer is prevailing, but the low presence of this isomer in fish may be explained by

bioisomerization to α -HBCDD. A significant decreasing trend from 2005 was found for both vendace and smelt.

In the planktonic crustacean *M. relicta* the mean concentration in three samples from 2010 was 0.5 ng/g w.w., i.e. a reduction to 30% of the level in 2009 and 20% of the level in 2005.

PCB — polychlorinated biphenyls

Mean Σ PCB7 concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2010, were 5.6, 2.6 and 4.2 ng/g w.w. For trout and vendace this is 20% and 30% of the 2009 levels, respectively, and approximately 75% of the 2009 level for smelt. The levels have been significantly reduced since the 1990s, when concentrations of 50 and 75 ng/g w.w. were found in samples of trout and vendace.

For *M. relicta* in 2010, the average concentration of Σ PCB7 in three samples from Skreia was 1.0 ng/g w.w. This is about 60% of the concentration in 2009 and 25% of the concentration in 2006.

DDT

Mean Σ DDT concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2010, were 5.8, 5.3 and 7.9 ng/g w.w., respectively. This is a substantial reduction as compared with data from 1999, 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 2010 was 2.4 ng/g w.w. This is about 60% of the concentration in 2009 and 50% of the concentration in 2006.

Chlorinated paraffins

Mean concentrations of SCCP (short chained chlorinated paraffins) in brown trout, vendace and smelt, caught in 2010, were respectively 1.5, 1.9 and 3.3 ng/g w.w. The levels are significantly reduced compared with those in samples from the two previous years, and constitute approximately 10–30% of the 2008 levels. The concentration of SCCP in a vendace sample from 2003 was 8.2 ng/g w.w. The concentrations of MCCP (medium chained chlorinated paraffins) were in general below the detection limits.

Mean concentrations of SCCP in three samples of *M. relicta* from 2010 were 2 ng/g w.w. This is substantially lower than the levels from 2008 (13–20 ng/g w.w.).

Perfluorinated alkylated substances

Only PFOS was found in quantifiable amounts in all three fish species, whereas PFOSA was found in quantifiable amounts only in smelt. The mean sum of PFOS and PFOSA in brown trout, vendace and smelt, caught in 2010, were respectively 0.7, 0.7 and 1.2 ng/g w.w. For trout and smelt, this is a significant decrease compared with the previous two years, and constitutes about 20% of the 2008 levels. The mean level in vendace was approximately unchanged from 2008 to 2010.

Only PFOS was found in quantifiable amounts in *M. relicta*. Average concentration in three samples in 2010 was 0.06 ng/g w.w. This is considerably lower than the levels in 2008 levels (1.5 and 1.9 ng/g w.w.).

Dioxins and dioxin-like PCBs

Mean concentrations of toxic dioxin equivalents (TE) of dioxins and dioxin-like PCBs in brown trout, vendace and smelt, caught in 2010, were 1.6, 1.2 and 0.9 pg TE/g w.w., respectively. This is below the EU's maximum level of 8.0 pg TE/g w.w. The concentrations have been stable during the last decade. The average concentration in three samples of *M. relicta* was 0.3 pg TE/g w.w.

Mercury

Mean concentrations of mercury in brown trout, vendace, smelt and perch, caught in 2010, were 0.52, 0.14, 0.40 and 0.38 mg/g w.w., respectively.

In brown trout, the length adjusted mean mercury concentrations (mean length \approx 57 cm, mean weight \approx 2 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 0.44–0.56 mg/kg in 2006–2010. The level in 2010 (0.44 mg/kg) was not statistically significantly different from those in the four preceding years. Based on the data from the last five years, the average mercury content in brown trout will exceed the consumption limits of 0.5 mg/kg in fish larger than 55 cm or 1.9 kg.

The length adjusted mean mercury concentrations in perch (mean length and weight: \approx 28 cm and 270 g) decreased from 0.91 mg/kg in 1979–80 and to 0.32 mg/kg in 1998. After this concentration seems to have stabilized at levels around 0.35 mg/kg. Thus, the perch does not show the same sudden increase in mercury levels as found for trout in 2006.

For *M. relicta* the average concentration of three samples from 2010 was 0.056 mg/kg w.w, and this is an increase compared to the level in 2009 (0.026 mg/kg).

3. Innledning

Som et ledd i KLIFs overvåking av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa høsten 2010. Prøvene ble analysert for ulike organiske miljøgifter og kvikksølv ved NILUs analyselaboratorium. Dette overvåkingsprogrammet 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, PCB, klorerte parafiner, dioksiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv i fisk og krepsdyret *Mysis relicta* (istidskreps).

Fra 2007 av 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 den naturlige variabiliteten i akkumuleringen av miljøgifter, se på sammenhengen mellom fiskestørrelse og konsentrasjoner, samt gi en mer robust statistisk sammenlikning med tidligere historiske data.

I likhet fra undersøkelsen i 2009 (Fjeld *et al.* 2010) har vi her inkludert undersøkelser av kvikksølv i abbor. Disse undersøkelsene er finansiert av NIVA. Vi har også inkludert tidligere upubliserte resultater fra NIVA. Abbor er en populær sportsfisk i Mjøsa, og resultatene vi rapporterer her er relevante for vurdering av fiskens egnethet for konsum.

4. Materialer og metoder

4.1 Prøvematerialet

Prøvematerialet av ørret, lågåsild, krøkle og *Mysis* ble innsamlet i løpet av høsten 2010 (september–oktober), mens materialet av abbor ble innsamlet i november.

Fisken ble i hovedsak fanget av lokale fiskere. Krøkla ble hovedsaklig fisket nord i Mjøsa, ved Vingrom, mens ørreten og lågåsilda i hovedsak ble fisket lenger sør ved Helgøya, Kapp og nord for Gjøvik. 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* ble tatt med horisontale hovtrekk med planktonhov ved Skreia, sentralt i Mjøsa.

Prøvene av *Mysis* ble oppbevart kjølig ($\approx 4\text{ }^{\circ}\text{C}$) fram til at de ble bearbeidet og sortert noen få timer etter prøvetakning. *Mysis* er en flerårig art, men prøvene ble ikke sortert i generasjoner. Mengdemessig har prøvene i betydelig grad vært dominert av generasjonene 1+ og 2+ (henholdsvis i sin andre og tredje vekstsesong).

Fisken ble oppbevart nedfryst fram til opparbeiding ved NIVA. Det skulle i utgangspunktet analyseres på 20 individuelle prøver av hver art, men for å få tilstrekkelig materiale for dioksiner og dioksinliknende PCB i krøkle måtte det analyseres på et materiale av blandprøver. Det samme har det i en del tilfeller også vært gjort for lågåsild. Blandprøvene besto av materiale fra to til tre jamnstore individer. Alle prøver ble oppbevart nedfryst ved $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ på spesialbehandlede glass (glødet ved $500\text{ }^{\circ}\text{C}$) 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> 2005
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, 2008	PBDE, HBCDD, PCB, Hg	Fjeld <i>et al.</i> 2008, 2009

4.2 Analyse

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
2,3',4,4'-TetraBDE	66
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

- Dioksinlignende PCB (non-orto PCB, opparbeidet sammen med dioksiner)
- Dioksin (polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner)
- 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)
- Stabile N- og C-isotoper, målt som $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$. Analysene er gjort ved Institutt for energiteknikk (IFE).

Analysemetodene er beskrevet i Fjeld *et al.* (2000 og 2007) og Bakke *et al.* 2006.

De tidligste dataene på $\sum\text{PCB7}$ 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 fra 2007 er alle de tidligere analysene gjort på blandprøver av flere individer.

4.3 Statistiske analyser

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 hypoteser om monotone trender (stigning eller reduksjon) over årene som observeres, 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 må det være gjort flere analyser hvert år (ss. analyser av individuelle prøver). 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).

5. Lengde, vekt og stabile isotoper

Innen hver av de tre undersøkte artene fisk varierte størrelsen lite (Tabell 2, Figur 1). Ørreten var typisk sportsfiskstørrelse, med en midlere lengde og vekt på omlag 62 cm og 2,7 kg. Lågåsilda var også av typisk konsumstørrelse med en midlere lengde og vekt på omlag 21 cm og 73 g. Midlere lengde og vekt av krøkle var henholdsvis 23 cm og 76 g. Dette er stor krøkle som kan ha et betydelig innslag av fisk i dietten og den er ofte kannibalistisk. Abborer var også av typisk sportsfiskstørrelse for Mjøsa, med middellengde og vekt på omlag 28 cm og 0,3 kg. For abbor har vi ikke analysert stabile isotoper.

Tabell 2. Lengde, vekt og forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) for individene/prøvene av fisk og *Mysis* fra Mjøsa, fanget i 2010. Antall prøver (N), middelverdi og standardavvik (SD) er gitt.

		Lengde, cm	Vekt, g	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰
Krøkle	N	41	41	20	20
	Middel	22,6	76,1	15,1	-27,3
	SD	2,1	19,3	0,6	0,6
Lågåsild	N	25	25	20	20
	Middel	20,7	73,4	13,3	-30,2
	SD	0,7	7,7	0,2	0,2
Ørret	N	20	20	20	20
	Middel	62,1	2675	15,7	-27,5
	SD	7,8	1125	0,3	0,9
Abbor	N	20	20		
	Middel	20,5	306		
	SD	4,5	163		
Mysis	N			3	3
	Middel			10,3	-30,5
	SD			0,2	0,9

Mjøs-ørret i størrelsen 2-3 kg er vanligvis 6-8 år og har typisk oppholdt seg 2-3 år i Mjøsa, og 4-5 år på bekk eller elv før utvandring. Det er imidlertid forskjeller mellom ulike bestander. 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 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.

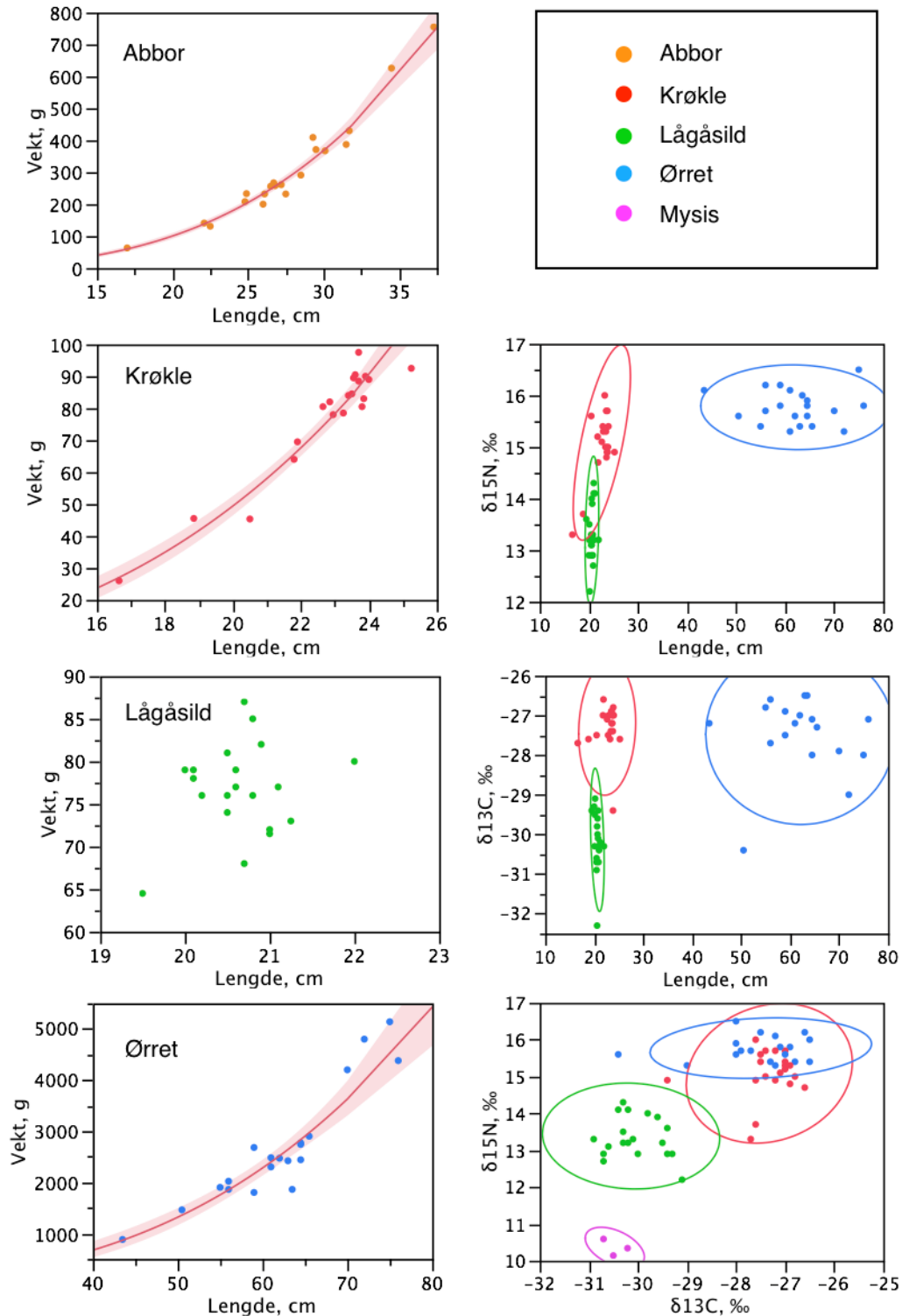
Trofisk posisjon hos ørret og krøkle, indikert ved $\delta^{15}\text{N}$, var ikke vesentlig forskjellig (middelverdier på henholdsvis 15,8 og 15,1 ‰), men som vi også observerte i 2008 og 2009 var ikke ubetydelig individuell variasjonen innenfor hver av artene (omlag 2 ‰). Trofisk posisjon for planktonspisende lågåsild er som forventet lavere enn for ørret og krøkle (middelverdi 13,3 ‰).

Krøkla 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).

Lågåsilde spiser i hovedsak herbivore dyreplankton (*Daphnia sp.*, *Bosmina sp.*) og rovformer av dyreplankton (*Leptodora kindtii*, *Bythotrephes longimanus*), samt av og til krøkleyngel 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). I diagrammet i Figur 1, hvor de enkelte verdiene er plottet mot fiskelengde, ser vi et utslag av dette. Her har de to prøvene av de minste krøklene markant lavere $\delta^{15}\text{N}$ -verdier enn de øvrige. Dette viser hvilke muligheter det er for individuell variasjon i trofisk posisjon for ørret og krøkle i Mjøsa

At $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene til de store krøklene ikke skiller seg vesentlig fra ørreten kan være et uttrykk for at de begge fortrekker mindre krøkle (årsyngel og ett-åringer) og yngre lågåsilde. 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.

Lågåsildeas $\delta^{13}\text{C}$ signatur er typisk for fisk som lever av plankton og særlig vannlopper i innsjøens øvre deler (Rognerud et al. 2008). Krøkle og ørret hadde en tyngre $\delta^{13}\text{C}$ signatur (ca 2–4 ‰) enn lågåsilde. Kun en midre del av dette (0,2 ‰) skyldes fraksjonering på grunn av noe høyere trofisk posisjon (France and Peters 1997). Resten av forskjellen kan skyldes at noen av krøklas viktige byttedyr *Mysis relicta* og *Gammaracanthus loricatus* lever og søker næring både i de frie vannmassene (oftest dyreplankton) og i bunnområdene (særlig på dagen). Bunndyr som lever på innsjøers sedimentoverflate i litt dypere områder har ofte en $\delta^{13}\text{C}$ -signatur på -26 til -29 ‰, da maten består av en blanding mellom terrestrisk karbon (-27 ‰) tilført fra nedbørfeltet og sedimentert karbon fra planktonalger/dyr (-29 ‰ til -33 ‰). Videre vil forskjeller i fettinnhold også kunne føre til forskjeller i C-isotopforholdet (Post et al. 2007). Dette kan være en forklaring på en litt tyngre $\delta^{13}\text{C}$ -signatur i krøkle og ørret enn i lågåsilde.



Figur 1. Lengde – vekt forhold mellom fisken fanget i 2010 (venstre kolonne) og spredningsdiagram med 95 % konfidensellipser for isotopforhold ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) og fiskelengde (høyre kolonne). Regresjonskurvene for lengde på vekt er inntegnet, med unntak for lågåssild, hvor størrelsesintervallet var for lite til å beregne dette.

6. Miljøgifter i fisk, 2010

6.1 Midlere konsentrasjoner

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

I Figur 2 har vi plottet konsentrasjonen av de enkelte hovedgruppene miljøgifter mot fiskelengde. Vi ser at med unntak for kvikksølv i abbor var det en kun en 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. Figuren viser også 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 fisk fra Mjøsa, fanget høsten 2010. Alle konsentrasjoner er oppgitt på våtvektbasis. Antall prøver var 20.

analysevariabel	gjennomsnitt				SD			
	abbor	krøkle ^a	lågåsild	ørret	abbor	krøkle ^a	lågåsild	ørret
Lipid, %		1,14	4,25	2,02		0,54	1,07	1,23
Hg, mg/kg	0,38	0,40	0,14	0,52	0,18	0,13	0,04	0,23
ΣPCB7, ng/g		4,22	2,63	5,61		3,02	2,87	8,67
ΣPCB, ng/g		9,50	6,20	12,29		6,74	6,84	18,81
ΣPCDD/PCDF, pg TE/g		0,24	0,46	0,38		0,08	0,15	0,20
Σn-o PCB, pg TE/g		0,65	0,79	1,25		0,27	0,31	0,67
Σm-o PCB, pg TE/g		0,02	0,01	0,03		0,02	0,02	0,05
ΣDDT, ng/g		7,96	5,28	5,75		3,22	5,85	5,95
a-HBCD, ng/g		1,69	1,40	2,84		0,99	1,81	5,04
ΣPBDE9 ^b , ng/g		7,43	2,77	9,76		3,76	2,91	15,81
SCCP, ng/g		3,29	1,86	1,51		3,12	2,61	2,68
PFOS, ng/g		1,16	0,74	0,74		0,33	0,36	0,30
PFOSA, ng/g		0,30				0,14		

^a vektet beregning da hver prøve består av materiale fra 2 eller 3 individer

^b ΣPBDE9: BDE-28, -47, -66, -49+71, -99, -100, -153, -154.

PBDE

For PBDE var det ni vanlig forekommende kongenerer med analyseverdier over deteksjonsgrensen (se fotnote i Tabell 3). Dette er som for undersøkelsen fra 2007 og 2008 (Fjeld *et al.* 2008, 2009). De øvrige sju analyserte kongenerene var i all hovedsak under deteksjonsgrensen, og vi har derfor ikke benyttet oss av disse. Midlere sum av disse ni, ΣPBDE9, varierte mellom 2,8–9,8 ng/g våtvekt. Høyest for ørret og lavest for lågåsild. Blant disse ni 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). Konsentrasjonene av BDE-209 (hovedingrediensen i det teknisk produktet «deka-BDE») var lave, og for alle tre artene var mer halvparten under deteksjonsgrensen (vanligvis <0,02 ng/g våtvekt).

Tabell 4. Prosentvis forekomst av de enkelte PBDE-kongenerer i fisk fra Mjøsa.*

Kongener	Krøkle (%)	Lågåsild (%)	Ørret (%)
BDE-28	0,3	0,5	0,3
BDE-47	74,6	59,5	63,2
BDE-66,	0,5	0,8	0,8
BDE-49+71	1,4	3,6	1,5
BDE-99	1,8	18,3	9,4
BDE-100	14,0	12,8	17,8
BDE-153	2,0	1,7	2,0
BDE-154	4,6	3,5	4,7

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

HBCDD

HBCDD forekommer som tre isomerer (ulike geometriske konfigurasjoner) hvor α -isomeren dominerte i prøvene. β - og γ -isomeren 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 25% og 90%, minst hos ørret og mest hos lågåsild. Ved å erstatte observasjonene under deteksjonsgrensen med halve denne har vi beregnet de midlere konsentrasjonene av sum HBCDD til 1,4– 2,8 ng/g våtvekt, hvor α -HBCDD dominerte med 96–98 %.

PCB

For PCB var midlere sum av sju vanlig forekommende kongenerer (Σ PCB7, «Seven Dutch») i området 2,6–5,6 ng/g våtvekt, mens den totale mengden PCB var omlag det doble. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet hos ørret, den laveste hos krøkle. Omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) var midlere konsentrasjon av sum mono-orto PCB (Σ m-o PCB) i området 0,01–0,03 pg TE/g, høyest for ørret og lavest for lågåsild. Til omregningene har vi benyttet de oppdaterte toksiske ekvivalensfaktorene fra WHO (van der Berg et al. 2006)

DDT

For Σ DDT (sum av DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD var) midlere konsentrasjon i området 5,3–7,9 ng/g våtvekt, høyest hos krøkle og lavest hos lågåsild. Konsentrasjonene ble dominert av *p,p'*-DDE (66–82%) og *p,p'*-DDT (13–52 %).

Dioksiner og non-orto PCB

Midlere sum av toksiske dioksinekvivalenter (TE) fra dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) var i området 0,2–0,5 pg TE/g våtvekt. For summen av non-orto PCB (Σ n-o PCB) varierte det mellom 0,7–1,3 pg TE/g våtvekt. De høyeste konsentrasjonene ble funnet hos ørret og de laveste hos krøkle.

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 1,6, 1,2 og 0,9 pg TE/g våtvekt. Beregningen av toksiske ekvivalenter er gjort etter Van den Berg *et al.* (2006). Vi gjør oppmerksom på at konsentrasjonene øker med fiskens størrelse (Fjeld *et al.* 2004) og at nivåene i stor ørret er høyere enn de vi har vist her.

I følge gjeldende regelverk for høyeste tillatte konsentrasjoner av visse forurensningsstoffer i matvarer (EU 2006) skal summen av dioksiner (WHO-PCDD/F-TEQ) ikke overskride 4,0 pg TE/g våtvekt i fiskemat. For summen av dioksiner og dioksinliknende PCB skal summen ikke overskride 8,0 pg TE/g våtvekt (med unntak av ål hvor grensen er satt til 12 pg TE/g våtvekt).

Klorerte parafiner

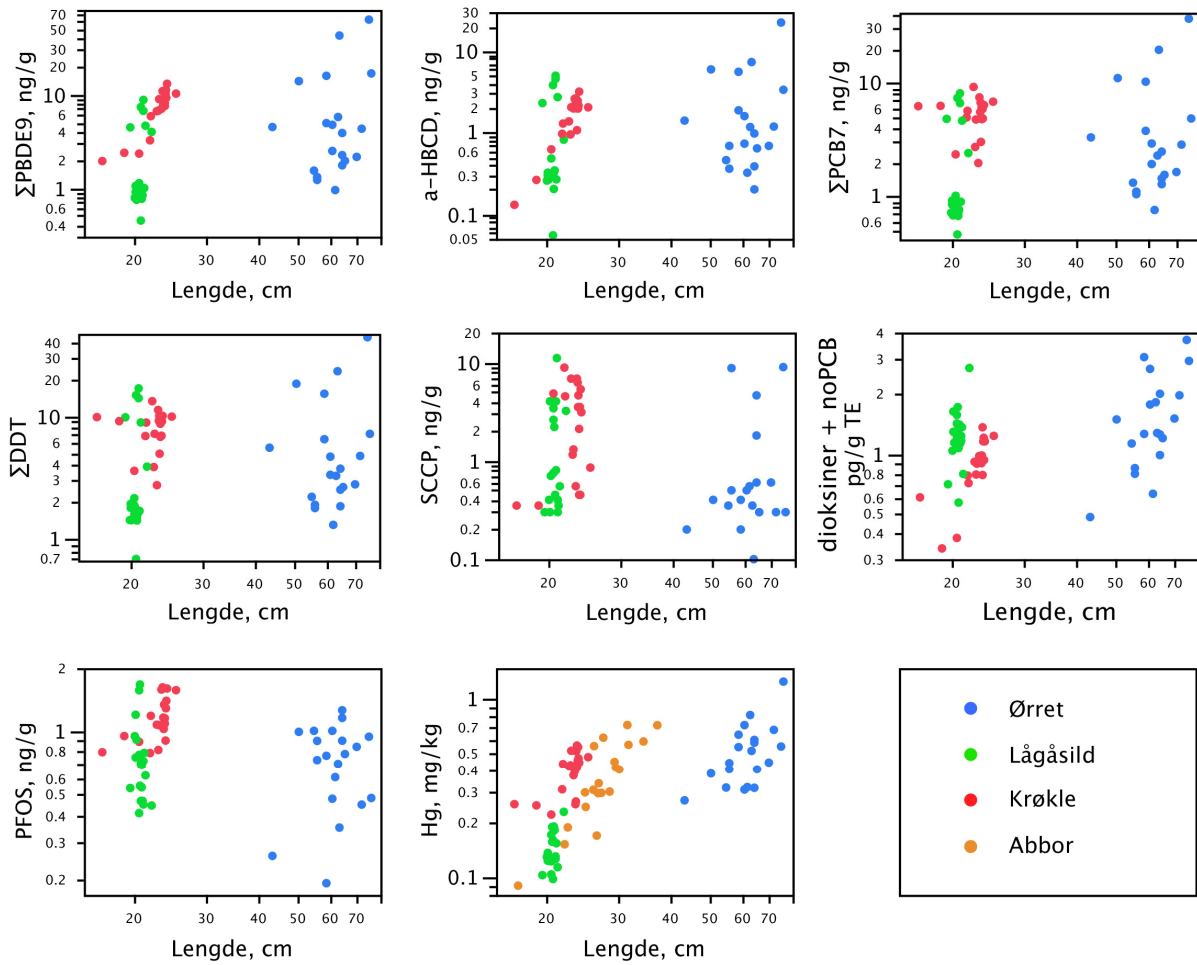
For klorerte parafiner behandler vi her kun SCCP (kortkjedede klorerte parafiner). For MCCP (mellomkjedede klorerte parafiner) var nivåene svært lave og 95 % av prøvene under metodens deteksjonsgrense (typisk <0,5 ng/g våtvekt). Vi velger derfor å se bort fra disse resultatene. Midlere konsentrasjoner av SCCP var i området 1,5 –3,3 ng/g våtvekt, høyest for krøkle og nær like verdier for lågåsild og ørret.

Perfluorerte stoffer, PFC

Av de perfluorerte stoffene var det kun PFOS som gjennomgående hadde konsentrasjoner over metodens deteksjonsgrenser (hos lågåsild ble det funnet én observasjon mindre enn deteksjonsgrensen og denne ble substituert med halve deteksjonsgrensen). Midlere konsentrasjoner varierte mellom 0,74–1,16 ng/g våtvekt, høyest for krøkle og med nær identiske verdier for lågåsild og ørret. For PFOSA fantes observasjoner over deteksjonsgrensen hos krøkle (én mindre enn deteksjonsgrensen, substituert med halve grensen), og midlere konsentrasjon var 0,30 og 0,19 ng/g våtvekt.

Kvikksølv

Midlere konsentrasjon av kvikksølv hos ørret var 0,52 mg/kg våtvekt, mens den hos abbor var med 0,38 mg/kg våtvekt. Krøkle hadde også en høy middelkonsentrasjon på 0,40 mg/kg våtvekt. Til sammenlikning er omsetningsgrensen for konsum satt til 0,5 mg/kg våtvekt. Hos lågåsild var midlere konsentrasjon svært lav med 0,014 mg/kg våtvekt.



Figur 2. Spredningsdiagram for konsentrasjonene (våtvekt) av utvalgte hovedgrupper av miljøgifter og lengde for fisk fra Mjøsa, 2010.

6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter

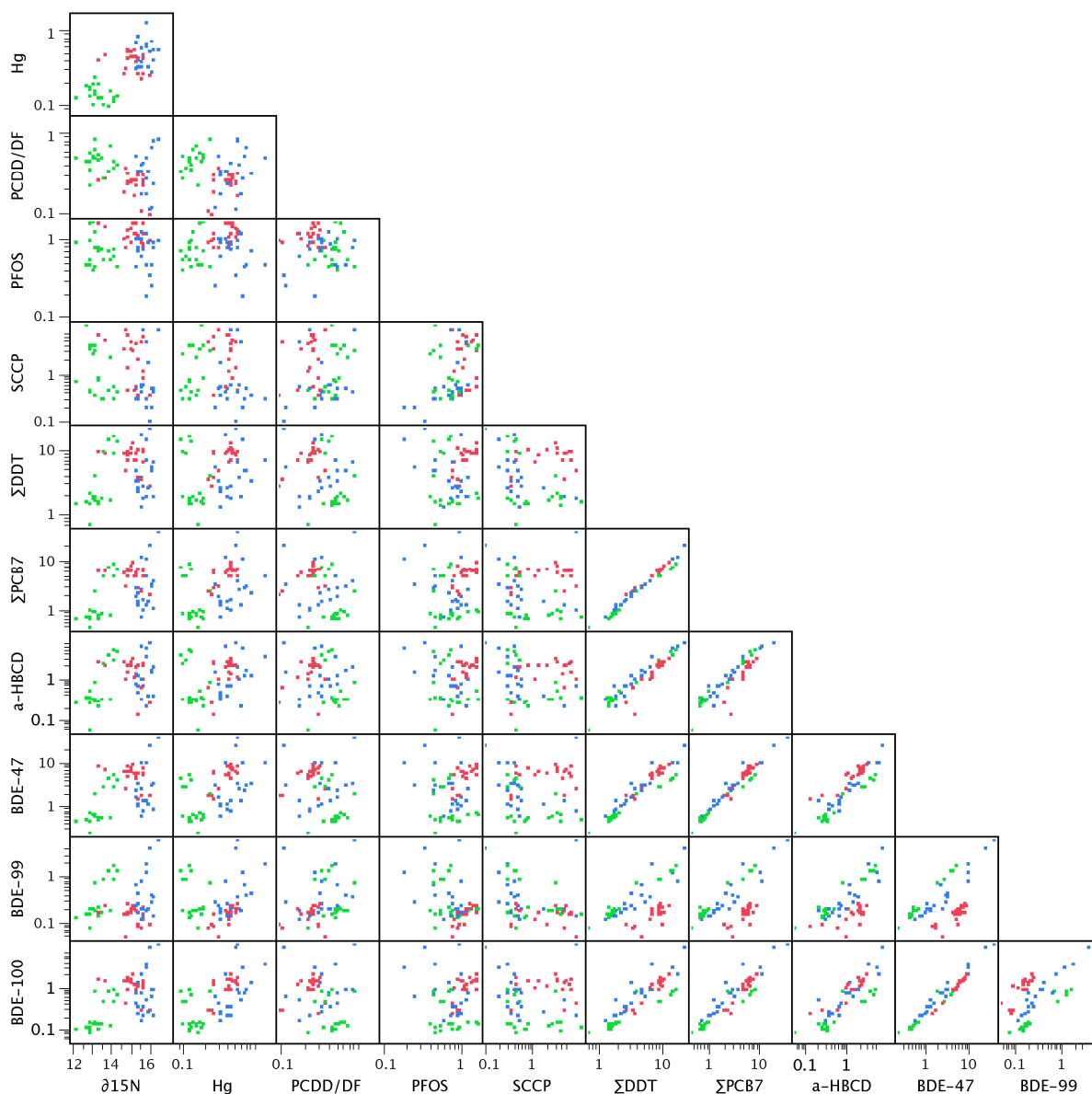
Konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene korrelerte (samvarierte) tildels betydelig, også når vi behandlet hele gruppen av fisk samlet. I Tabell 5 og Figur 3 har vi framstilt korrelasjonene mellom et utvalg av miljøgiftene (log-transformerte konsentrasjoner), $\delta^{15}\text{N}$ (reflekterer fiskens trofisk nivå eller plass i næringskjeden) og prøvenes fettinnhold.

I Tabell 5 ser vi at for de tre mengdemessig sett dominerende PBDE-kongenerene, BDE-47, -99 og -100, varierer korrelasjonskoeffisienten mellom 0,54–0,98. Høyeste korrelasjon ble funnet mellom BDE-100 og BDE-47, laveste mellom BDE-99 og BDE-47, mens den mellom BDE-100 og BDE-99 var 0,60.

En nærmere inspeksjon av forholdet mellom BDE-47 og BDE-99 (Figur 3) 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 tre foregående årene.

Tabell 5. Korrelasjoner (Pearsons r) mellom konsentrasjonene av viktige grupper av miljøgifter og stabile N-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$) i det samlede materialet av ørret, lågåsild og krøkle fra 2010. 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	0,74	1,00									
log PCDD/DF	-0,38	-0,20	1,00								
log PFOS	0,13	0,13	-0,06	1,00							
log SCCP	-0,00	-0,01	0,08	0,41	1,00						
log Σ DDT	0,37	0,33	-0,26	0,05	-0,13	1,00					
log Σ PCB7	0,50	0,46	-0,21	0,08	-0,03	0,99	1,00				
log a-HBCD	0,41	0,39	-0,04	-0,01	-0,03	0,95	0,94	1,00			
log BDE-47	0,55	0,58	-0,24	0,11	-0,01	0,96	0,90	0,91	1,00		
log BDE-99	0,17	0,13	0,25	-0,39	-0,33	0,61	0,65	0,69	0,54	1,00	
log BDE-100	0,58	0,67	-0,19	0,04	-0,04	0,90	0,89	0,89	0,98	0,60	1,00



Figur 3. Forholdet mellom konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter i ørret, krøkle og lågåsild fra Mjøsa, 2010. Samme fargekoding som i Figur 2.

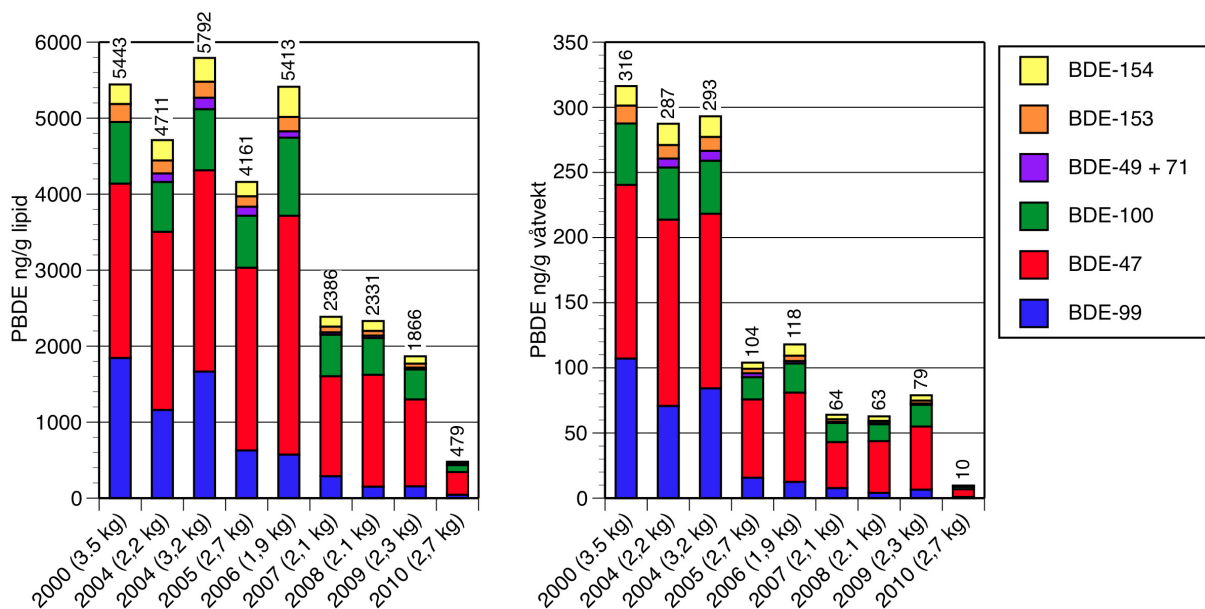
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling

7.1 PBDE i ørret

Vi har data på PBDE i ørret av sammenliknbar størrelse ($\approx 2\text{--}3$ kg) for år 2000 og fra perioden 2004–2010. Det ble analysert på individuelle prøver (enkeltfisk) for 2000 og 2007–2010, mens det for de øvrige årene ble analysert på blandprøver hver bestående av materiale fra omlag 20 individer.

Prøvematerialet fra 2000 ble framskaffet i forbindelse med et NFR-finansiert forskningsprogram 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 2004–2010, 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 4 basert resultatet fra 2000 på analyser fra 10 individer med middelvekt på 3,5 kg. I Figur 5 hvor vi viser resultater for individuelle fisk, har vi imidlertid inkludert samtlige resultater fra 2000.

I Figur 4 har vi vist utviklingen av PBDE i ørret fra 2000 og til 2010 i blandprøver av ørret hvor gjennomsnittlig individvekt varierte mellom 1,9 og 3,5 kg. 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 fisk fra Mjøsa. Prøven fra år 2000 mangler data på BDE 49+71, men disse to kongenerene utgjør en liten andel av sum PBDE.



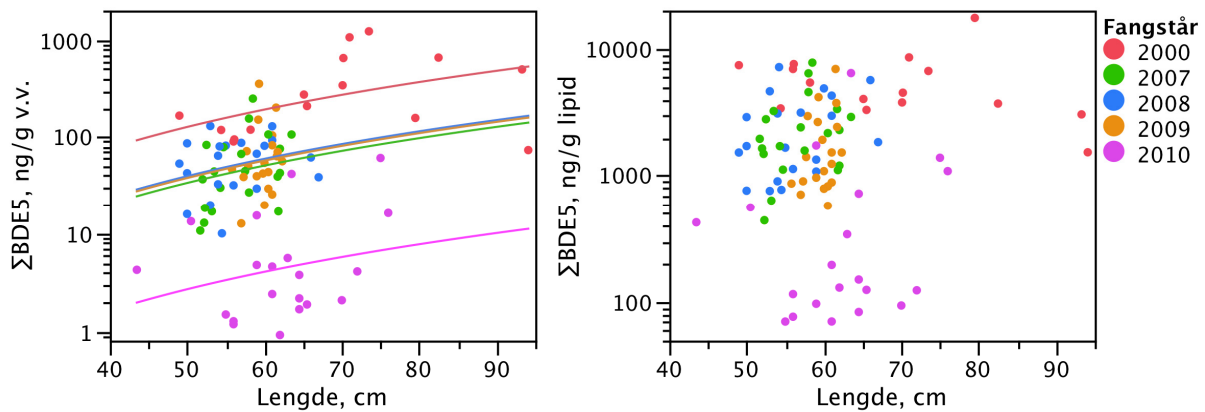
Figur 4. Konsentrasjoner av PBDE (sju viktigste kongenerer) i ørret fra Mjøsa i perioden 2000–2010. Midlere vekt av fisken er gitt i parentes etter fangståret. Venstre panel: lipidjusterte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Konsentrasjonene for 2000 og 2007–2010 er aritmetiske middeler basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

Konsentrasjonen av PBDE (syv viktigste kongenerer) i 2010 var 10 ng/g våtvekt, noe som er en betydelig reduksjon sammenliknet med året før da konsentrasjonen var 79 ng/g våtvekt. Til sammenlikning var de høyeste nivåene fra på begynnelsen av 2000-tallet omlag 300 ng/g våtvekt. En statistisk analyse viste en signifikant nedadgående trend fra 316 ng/g våtvekt i 2000 og til 10 ng/g våtvekt i 2010 (Mann-Kendall trend analyse: $p = 0,007$). 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 kongenerer avtok i konsentrasjoner over tid, men reduksjonen var særlig markert for BDE-99 som sank fra omlag 107 ng/g våtvekt i 2000 til 1 ng/g våtvekt i 2009. 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 9 % i 2010, mens andelen av BDE-47 økte fra 42 % til 62 % og BDE-100 fra 15 % til 19 %. 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 øvrig 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 4 siste årene inntraff en markert reduksjon og konsentrasjonen i 2010 sank til 479 ng/g lipid, og en Mann-Kendall trend analyse påviste en statistisk signifikant trend ($p = 0,003$).

En statistisk analyse av effekten av fiskelengde på konsentrasjoner (kovariansanalyse på log-transformerte data, (Figur 5, Tabell 6) påviste en signifikant positiv effekt av fiskestørrelse og statistisk signifikante forskjeller mellom årene. En nærmere analyse (*post hoc* tester) viste at den lengdejusterte middelkonsentrasjon for 2010 var signifikant lavere enn alle de foregående, ($p < 0,001$), at det mellom årene 2007–2009 ikke kunne påvises noen statistisk signifikant forskjell ($p = 0,9$), samt at nivået i 2000 var signifikant høyere enn de øvrige ($p < 0,001$). For de lipidnormaliserte konsentrasjonene kunne vi imidlertid ikke påvise noen signifikant sammenheng med fiskelengde, kun en signifikant forskjell mellom fangstårene (ANCOVA på log-transformerte data: $R^2 = 0,53$, $F = 20,1$, $df = 5/89$, $p < 0,0001$).



Figur 5. Konsentrasjonen av PBDE (summen av fem kongenerer: BDE-47, -99, -100, -153 og -154) plottet mot fiskelengde for ørret fanget i ulike år. Venstre panel: våtvektbasis. Høyre panel: lipidvektbasis.

Regresjonsformelen for forholdet mellom de våtvektbaserte konsentrasjonene av Σ PBDE5 (ng/g våtvekt) og fiskelengde (cm) er gitt i Eq. 1, og parameterverdiene er gitt i Tabell 6.

$$\text{Eq. 1} \quad \log \Sigma \text{PBDE5} = a \cdot \log \text{Lengde} + b_i + c$$

Tabell 6. Kovariansanalyse av konsentrasjonen Σ PBDE5 (ng/g våtvekt) i ørret, med test for forskjeller mellom fangstår og lengde (cm) som kovariat. Analysen er gjort på log-transformerte data. ($n = 54$; $R^2 = 0,46$; $F_{5/74} = 14,78$; $p < 0,001$).

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-2,392	1,456	-1,64	0,10
b_1 (år = 2000)	0,657	0,095	6,89	<0,0001
b_2 (år = 2007)	0,080	0,079	1,01	0,3134
b_3 (år = 2008)	0,150	0,081	1,87	0,0654
b_4 (år = 2009)	0,132	0,076	-1,86	0,0667
b_5 (år = 2010)	-1,019	0,077	-13,30	<0,0001
a (effekt av lengde)	2,260	0,818	2,76	0,0069

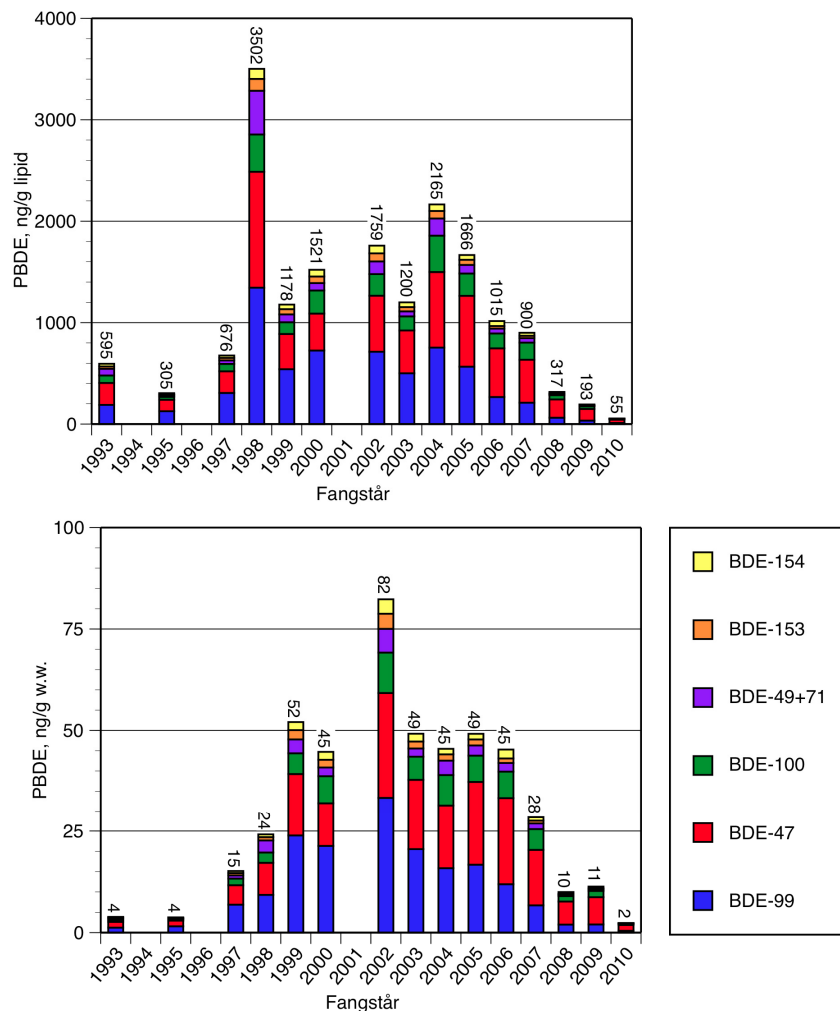
Tabell 7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av Σ PBDE5 (ng/g) i ørret fanget i ulike år (geometrisk middel). Konsentrasjonene er basert på henholdsvis våtvekt og lipidvekt (ng/g lipid). Konsentrasjonene er justert for forskjeller i lengde i ulike fangstårene, og er beregnet for fiskestørrelse på 60 cm (ca 2,7 kg).

matriks	år	gjennomsnitt	95% konfidensområde
våtvekt	2000	191	121 – 301
	2007	51	36 – 73
	2008	60	41 – 86
	2009	57	40 – 80
	2010	4	2 – 6
lipidvekt	2000	4630	2885 – 7430
	2007	2100	1424 – 3097
	2008	2150	1499 – 3190
	2009	1498	1034 – 2194
	2010	258	176 – 375

7.2 PBDE i lågåsild

For lågåsild eksisterer det en tidsserie av PBDE-analyser fra 1993 av (Figur 6). 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 ca 50–75 g). Med unntak for 2007–2010 er det analysert på blandprøver, og for disse fire årene er det benyttet midlere konsentrasjoner av 20 individuelle prøver fra hvert år.

Konsentrasjonen av \sum PBDE7 i prøvene fra 2010 var svært lave, med et gjennomsnitt på 2 ng/g våtvekt. Det er omlag 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 6. Konsentrasjoner av \sum PBDE7 (syv viktigste kongenerer) i lågåsild fra Mjøsa i perioden 1993 til 2010. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007 til 2010 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 11 ng/g våtvekt i 2009 og ytterligere til 2 ng/g våtvekt i 2010. En statistisk analyse påviste en signifikant nedadgående trend fra 2002 av (Mann-Kendalls test, $p = 0,001$).

Justert til lipidvektbasis var midlere konsentrasjon i 2010 55 ng/g lipid, noe som er en er betydelig reduksjon i forhold konsentrasjon i 2007 på 193 ng/g lipid. Den maksimale konsentrasjonen på 3502 ng/g lipid ble funnet 1998, men prøvefisken dette året var i dårlig kondisjon og hadde et uvanlig lavt fettinnhold (0,7 % vs. normalnivået på omlag 2,5–3,5 %).

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 14 % i 2010. I samme periode har andelen BDE-47 økt fra omlag 24 % til 45 %. Som tidligere nevnt for ørret, kan den synkende andelen av BDE-99 forklares med at den i større grad enn andre kongenerer biotransformerer (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).

For de fire 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 trolig lengdeintervallet for snevert. En lengdejustering av konsentrasjonene syntes derfor unødvendig, og i Tabell 8 har vi vist resultatene fra en variansanalyse av forskjellene mellom de tre årene. Disse bekrefter at det er en betydelig og statistisk signifikant reduksjon i PBDE-konsentrasjonene fra 2007 og til 2010.

Tabell 8. Konsentrasjoner av Σ PBD7 (summen av syv vanligste kongenerere) i lågåsild fanget i 2007–2010 (geometrisk gjennomsnitt med 95 % konfidensintervall) og en variansanalyse av forskjellene mellom årene (gjort på log-transformerte data).

		våtvekt (ng/g v.v.)	fettvekt (ng/g lipid)
2007	geometrisk middel	24,2	739
	95% K.I.	18,4 – 31,6	561 – 973
2008	geometrisk middel	8,3	274
	95% K.I.	6,4 – 11,0	208 – 360
2009	geometrisk middel	10,7	188
	95% K.I.	8,4 – 13,5	147 – 241
2010	geometrisk middel	1,7	41
	95% K.I.	1, 2– 2,3	30 – 56
Variansanalyse	<i>F</i>	26,4	30,3
	d.f.	3/76	3/76
	<i>p</i>	< 0,0001	< 0,0001

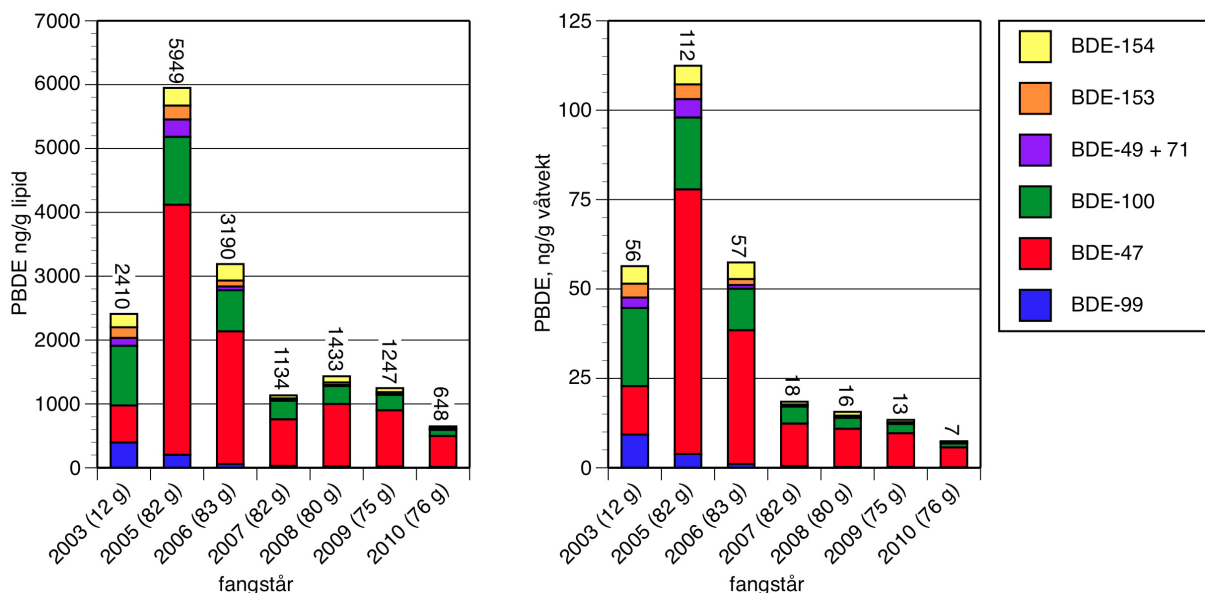
7.3 PBDE i krøkle

For krøkle har vi resultater fra prøver tatt i 2003 og 2005–2010 (Figur 7). 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 (Fjeld et al. 2008), er ikke konsentrasjonene fra 2003 direkte sammenliknbare med de andre prøvene. I materialet presentert i Figur 7 har vi også ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 for å få en homogen størrelse på fisken ($n = 12$).

For de sju vanligste PBDE-kongenerene sank konsentrasjonen fra 112 ng/g våtvekt (v.v.) i 2005 til 7 ng/g v.v. i 2010. Det var en konsistent reduksjon, og en trendanalyse bekreftet en statistisk signifikant trend (Mann-Kendalls test, $p = 0,005$). For de fire siste årene, 2007–2010, hvor vi hadde individuelle analyser av 20 prøver hvert år, var middelkonsentrasjonene mer like (7–18 ng/g våtvekt), men variansanalyser påviste signifikante forskjeller mellom disse ($F = 6,28$, d.f. = 3/68, $p = 0,0008$).

Justert for mengden fett endret dette mønsteret seg ikke nevneverdig, og konsentrasjonene i perioden 2005–2010 sank fra 5949 ng/g lipid og til 648 ng/g lipid.

Sammenliknet med lågåsild var de fettvektbaserte konsentrasjonene betydelig høyere hos krøkla. 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 større grad andre kongenerene biotransformeres (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).

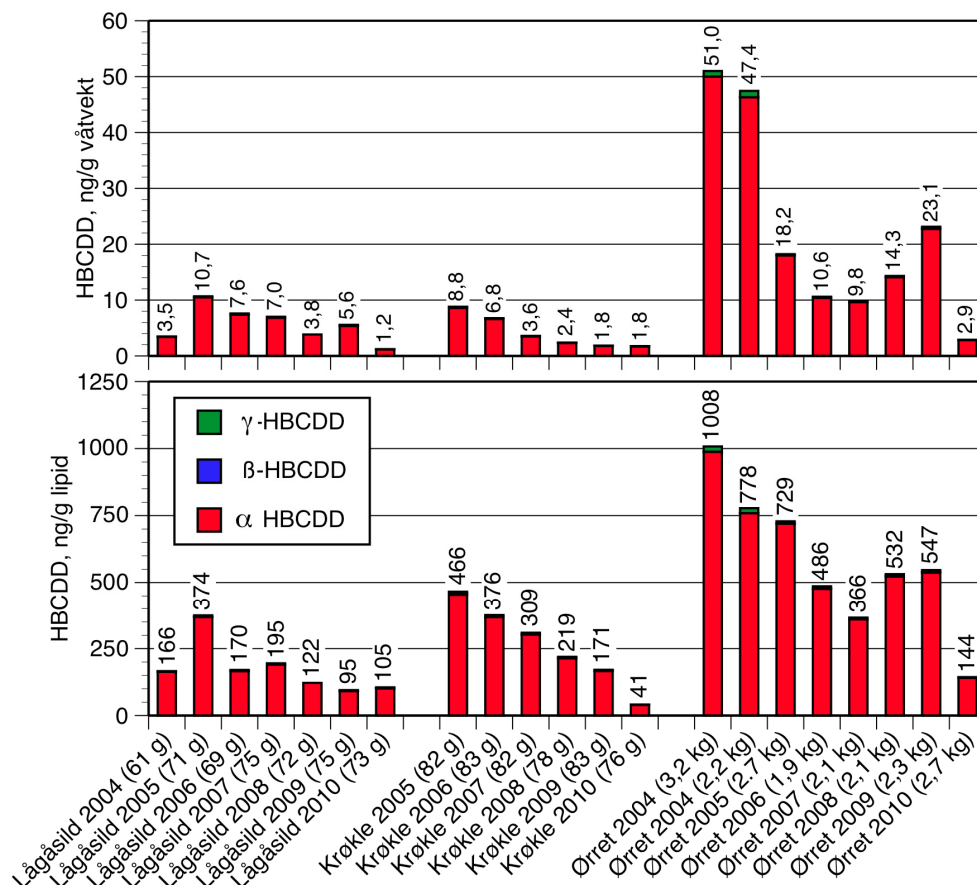


Figur 7. Konsentrasjoner av PBDE (syv viktigste kongenerer) i krøkle fra Mjøsa i perioden 2003 til 2010. Venstre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Konsentrasjonene for 2007–2010 er aritmetiske middelværdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver

7.4 HBCDD i fisk

For flammehemmeren HBCDD har vi årlige data fra 2004 av (fra 2005 for krøkle) og disse viser at konsentrasjonene i all hovedsak utgjøres av isomeren α -HBCDD, med en liten andel av γ -HBCDD (Figur 8). Midlere konsentrasjon av HBCDD i prøvene fra 2010 varierte fra 1,2 til 2,9 ng/g våtvekt, lavest hos lågåsild og høyest hos ørret. For disse to artene har det skjedd en vesentlig reduksjon i nivåene fra sist år, da de var henholdsvis 5,6 og 23,1 ng/g våtvekt. For krøkle var midlere konsentrasjon, 1,8 ng/g våtvekt, identisk med forrige år.

Konsentrasjonene av β -isomeren var vanligvis under metodens deteksjonsgrense, men vi har erstattet disse resultatene med halve deteksjonsgrensen. For 2008 var det avvikende analysedata for γ - og β -isomerene i lågåsild, muligens kontaminering, og vi har derfor ekskludert disse dataene. Dette har liten praktisk betydning da disse isomerene vanligvis ikke utgjør mer enn 1-2% av total konsentrasjon HBCDD i fisk fra Mjøsa. Vi har her ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 for å få en homogen størrelse på fisken ($n = 12$). 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 bioisomerisering av γ -isomeren (Law *et al.* 2006).



Figur 8. Konsentrasjoner av HBCDD i fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2007 – 2010).

Vi satt sammen tidsserier bestående av konsentrasjonene i de tidligere blandprøvene eller gjennomsnittlige konsentrasjonene for de tilfellene hvor vi har analyser av individuelle prøver (2007–2010, og har testet tidsseriene for signifikante trender (Mann-Kendall tester).

For ørret var det en markant reduksjon i midlere konsentrasjoner i 2010 sammenliknet med tidlige år. Fra en maksimumskonsentrasjon på 47,4 ng/g våtvekt i 2004 (prøven med midlere fiskevekt på 2,2 kg) ble den redusert til 2,9 ng/g våtvekt i 2010. I denne perioden var det imidlertid ikke en konsistent reduksjon, da nivået økte noe 2008 og 2009 sammenliknet med 2007. Dette bruddet gjorde at en tidsserieanalyse ikke kunne påvise en statistisk signifikant synkende trend (Mann Kendall trend analyse, $p = 0,2$).

Nivåene fra 2007–2010 er gjennomsnittskonsentrasjoner av 20 individuelle analyser hvert år, og for ørret er forskjellene mellom disse årene for store til at det skyldes tilfeldige utslag pga. usikkerheten i analysene. En variansanalyse for forskjeller mellom disse fire årene (våtveksbasis, log-transformerte data) påviste signifikante forskjeller mellom disse ($p < 0,0001$), og *post-hoc* analyser viste at nivåene i 2010 var signifikant lavere enn de øvrige årene ($p < 0,0001$) og at det hadde skjedd en økning i nivåene i 2008 og 2009 sammenliknet med 2007 ($p = 0,002$).

For lågåsild og krøkle har det fra 2005 av har det gjennomgående vært en reduksjon i konsentrasjonene. For lågåsild sank konsentrasjonen fra 10,7 ng/g våtvekt i 2005 til 1,2 ng/g våtvekt i 2010, og en Mann-Kendall test viste en signifikant trend ($p < 0,01$). For krøkle sank konsentrasjonen fra 8,8 til 1,8 ng/g våtvekt, og dette var også en signifikant trend ($p < 0,05$).

7.5 PCB i fisk

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

For ørretmaterialet var det en stor spredning i midlere størrelse på prøvefisken, og de høyeste konsentrasjonene (ca 75–93 ng/g våtvekt) ble funnet hos storvokst fisk (middelvekt: 3,5–10,2 kg) fanget i perioden 1998–2002. Utelater vi disse prøvene har vi et størrelsesmessig homogent materiale med middelvekt på 1,9–2,7 kg fra årene 2001 og 2005–2010. I dette materialet varierte konsentrasjonen av \sum PCB7 usystematisk mellom 5,6–19,1 ng/g våtvekt eller 386–876 ng/g lipid, og ingen statistisk signifikant trend kunne påvises fra 2001 (Mann Kendall test). Midlere konsentrasjon falt imidlertid betydelig fra 2009 og til 2010, fra 29,1 til 5,6 ng/g våtvekt. Variansanalyser for materialet fra de fire siste årene (log-transformerte data), hvor vi har individuelle analyser, viser signifikante forskjeller mellom årene (ANOVA: $F = 17,8$, $d.f. = 3/75$, $p < 0,000$). *Post-hoc* tester viser at konsentrasjonene i 2010 var signifikant lavere enn i 2009 ($p < 0,0001$), samt at konsentrasjonen i 2009 hadde økt signifikant i forhold til de i 2007 og 2008 ($p = 0,004$). Justerer man for fettinnholdet finner man det derimot ikke påvises noen signifikante forskjeller mellom prøvene fra 2007–2008, mens konsentrasjonene fra 2010 var signifikant lavere enn for de tre tidligere årene. ($p = 0,001$).

For lågåsild var konsentrasjonene av \sum PCB7 i perioden 2003–2010 i området 2,3–12,3 ng/g våtvekt, og de laveste konsentrasjonene ble funnet i 2010. Dette er en betydelig reduksjon sammenliknet med data fra 1990-tallet (47 og 52 ng/g våtvekt). For de siste årene, 2007–2010, hvor vi har individuelle fiskedata kunne variansanalyser påvise signifikante forskjeller mellom disse fire årene, både på våtvektsbasis og fettvektsbasis (ANOVA, $p < 0,0001$). Nærmere analyser (*post-hoc* tester) bekreftet at konsentrasjonen i 2010 var signifikant lavere enn for de tre tidligere årene ($p < 0,0001$).

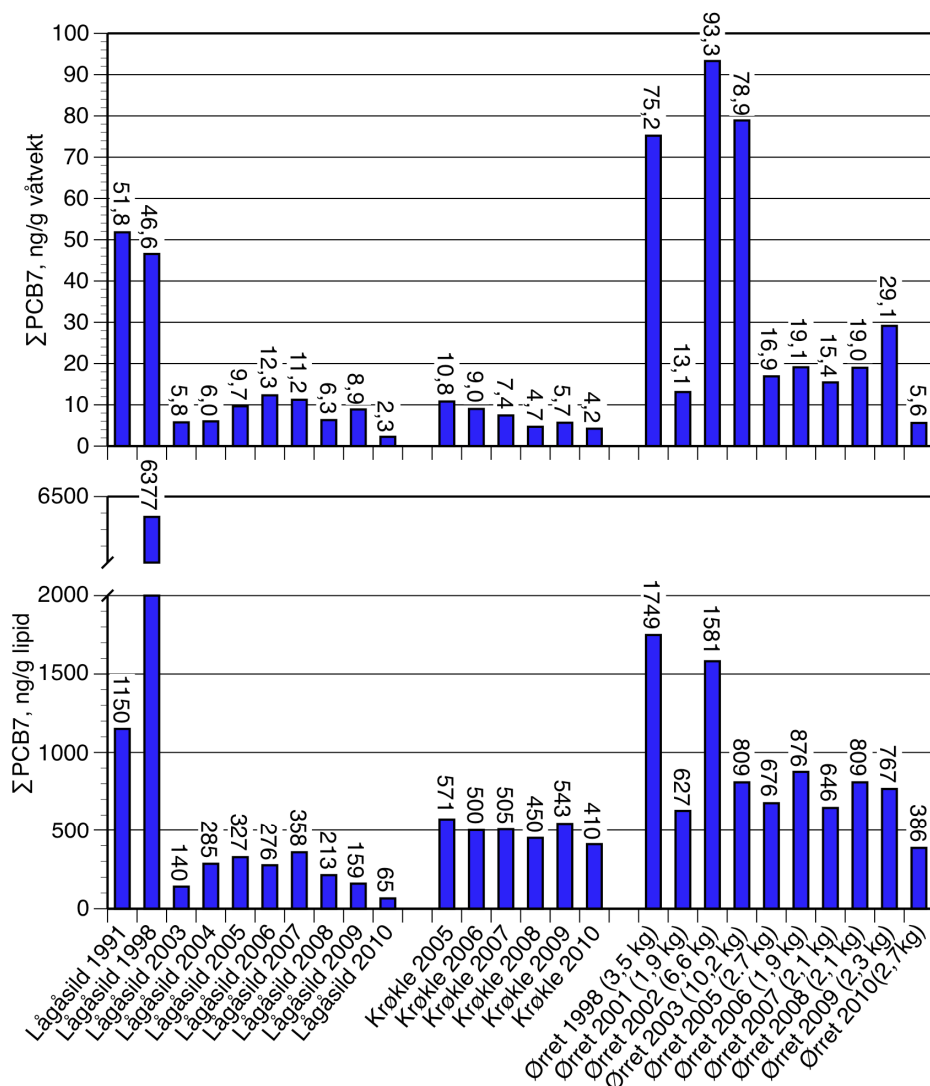
For krøkle var det perioden 2005–2010 en tendens til reduksjon i konsentrasjonene, mest uttalt på våtvektsbasis (fra 10,8 til 4,2 ng/g våtvekt) og noe svakere på fettvektsbasis (fra 571 til 410 ng/g lipid). Variansanalyser påviste forskjeller mellom disse fire årene, og bekreftet at konsentrasjonene i 2010 var signifikant lavere enn for de tre foregående årene ($p < 0,007$).

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).

Det er gjort få undersøkelser av PCB i andre 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 Vänern 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 Σ PCB7 i området 28–165 ng/g våtvekt (middelvekt av fisk: 1,2–4,8 kg) (Öberg *et al.* 2003).



Figur 9. Konsentrasjoner av PCB (sju kongenerer) i fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2007–2010).

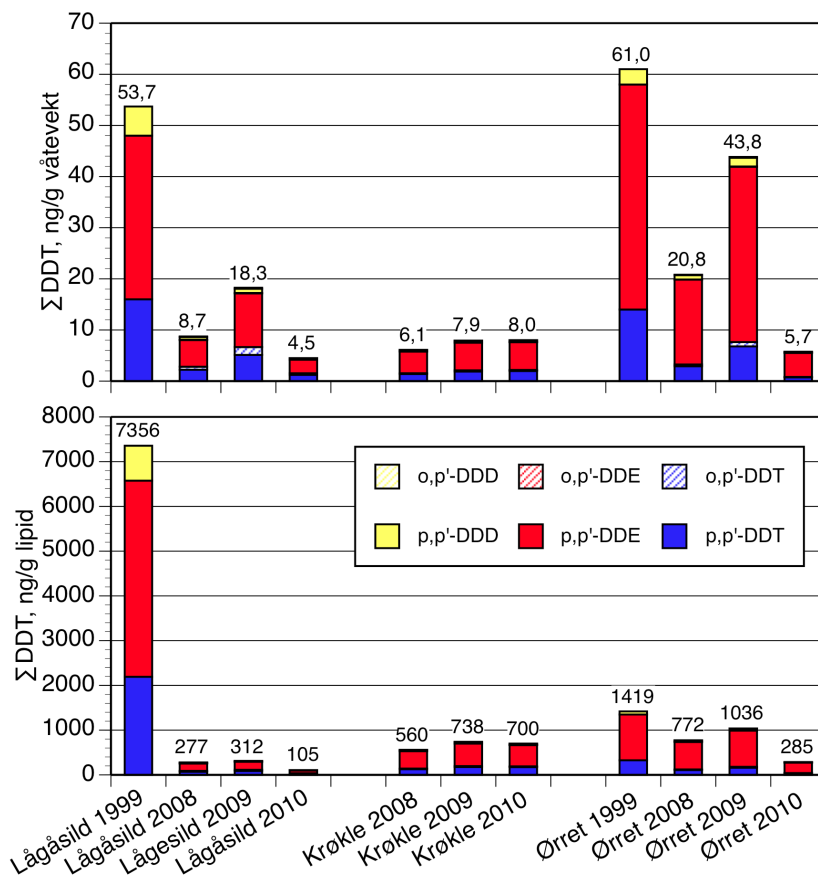
7.6 DDT i fisk

Det finnes historiske data på DDT i fisk fra Mjøsa fra 1999 (Fjeld *et al.* 2001). En sammenlikning med data fra 2010 viser at det har skjedd en markert reduksjon i konsentrasjonene i lågåsild og ørret (Figur 10). For krøkle har vi ikke hatt opplysninger om historiske data. I 1999 ble kun p,p'-isomerene analysert, men da det er disse som totalt dominerer i det kommersielle produktet DDT har det ingen betydning for sammenlikningen.

Både for ørret og lågåsild var de gjennomsnittlige konsentrasjonene i 2010, på henholdvis 5,7 og 4,5 ng/g våtvekt, betydelig redusert sammenliknet med tidligere år. Det har imidlertid ikke vært et konsistent avtak, da verdiene i 2008 nær doblet seg sammenliknet med 2009. Statistiske analyser for årene hvor vi har individuelle prøver viser at konsentrasjonene i 2010 var signifikant lavere enn for de to foregående årene, både for ørret og lågåsild (ANOVA med *post-hoc* tester: $p < 0,0001$).

For krøkle synes konsentrasjonen i perioden 2008–2010 å være forholdsvis konstante, og ingen signifikante forskjeller mellom årene kunne påvises.

Analysene viste at totalkonsentrasjonene begge fangstårene i hovedsak ble dominert av DDE, etterfulgt av DDT. I 1999 ble også en mindre andel av DDD påvist, mens denne var knapt tilstede i prøvene fra 2008.



Figur 10. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter i fisk fra Mjøsa, fanget i 1999, 2008–2010. Øvre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Nedre panel: lipid-justerte konsentrasjoner.

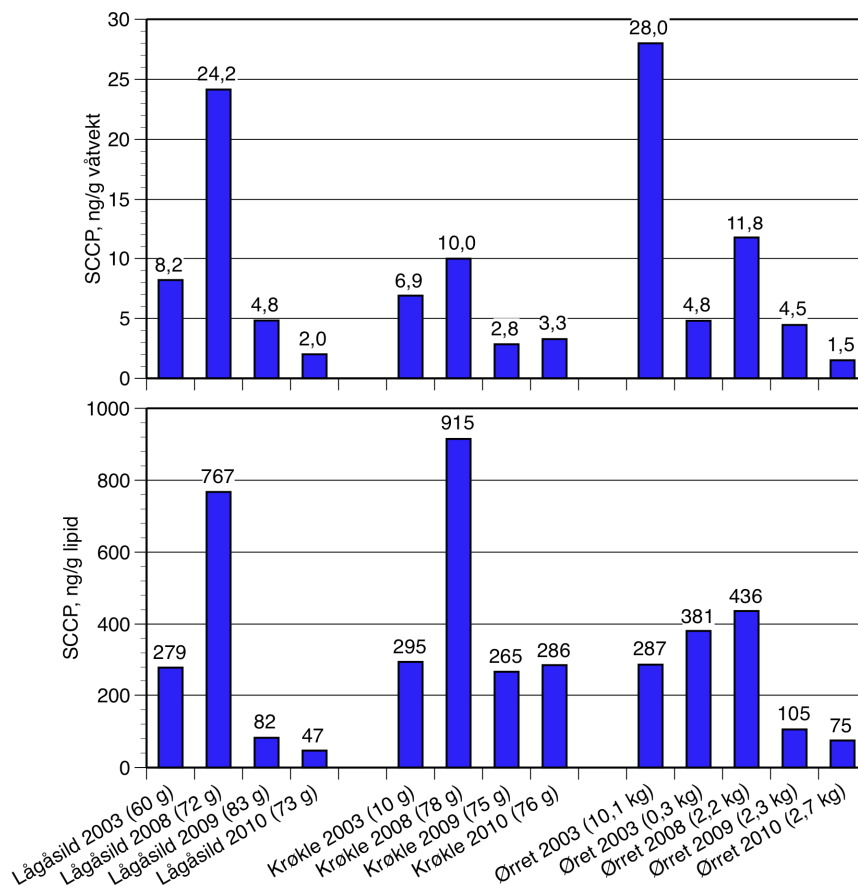
Variansanalyser viste at for krøkle økte konsentrasjonen signifikant fra 2008 til 2009, både på våtvektsbasis ($p = 0,004$) og fettvektsbasis ($p = 0,002$). For ørret og lågåsild var det kun på våtvektsbasis signifikante forskjeller mellom disse to årene ($p < 0,001$).

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. Hvorvidt oppryddingen skulle ha medført noen ekstra utlekkinger av DDT til Mjøsa og at konsentrasjonsøkningen i fisk i 2009 har noen sammenheng med denne har vi ingen holdepunkter for å hevde. Vi har heller intet grunnlag for å hevde at den markante reduksjonen i DDT-konsentrasjonene i ørret og lågåsild i 2010 har noen klar sammenheng med tiltaket. Vi ser at det også for flere andre grupper miljøgifter, som PBDE, HBCDD og PCB, også har skjedd en markant reduksjon fra 2009 og 2010. Vi kan derfor ikke se bort fra at det i tillegg til saneringen kan være noen andre miljøforhold som har bidratt en samtidig reduksjon i opptaket av flere grupper organiske miljøgifter.

7.7 Klorerte parafiner i fisk

I en undersøkelse fra 2003 (Fjeld *et al.* 2004) ble det analysert klorerte parafiner i fisk fra Mjøsa, og i Figur 11 sammenlikner vi disse med konsentrasjonene fra perioden 2008 – 2010. Vi ser her at konsentrasjonen i 2010 var den lavest registrerte for ørret og lågåsild, mens den for krøkle var omlag som for 2009. Ser vi bort fra én ørretprøve fra 2003, som var basert på svært stor fisk (10 kg), finner vi de høyeste nivåene 2008. De gjennomsnittlige konsentrasjonene ble redusert fra nivåer i området 11,8–24,2 ng/g våtvekt i 2008 til 2,0–3,8 ng/g i 2010, hvilket er en reduksjon til omlag 10–30 % av 2008-nivået

Mens det i 2003 ble det analysert i én blandprøve fra hver art, ble det i perioden 2008– 2010 årlig gjort 20 enkeltanalyser fra hver art fra hver art. Det gjør at vi med variansanalyser kan teste for forskjeller mellom disse tre siste årene. Variansanalysen viste at det for alle artene var det en signifikant forskjeller i de våtvektbaserte konsentrasjonene fra 2008 og til 2010 ($p < 0,001$). De samme resultatene ble funnet for de fettvektbaserte konsentrasjonene.



Figur 11. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av SCCP i fisk fra Mjøsa, fanget i 2003 og 2008–2010. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner.

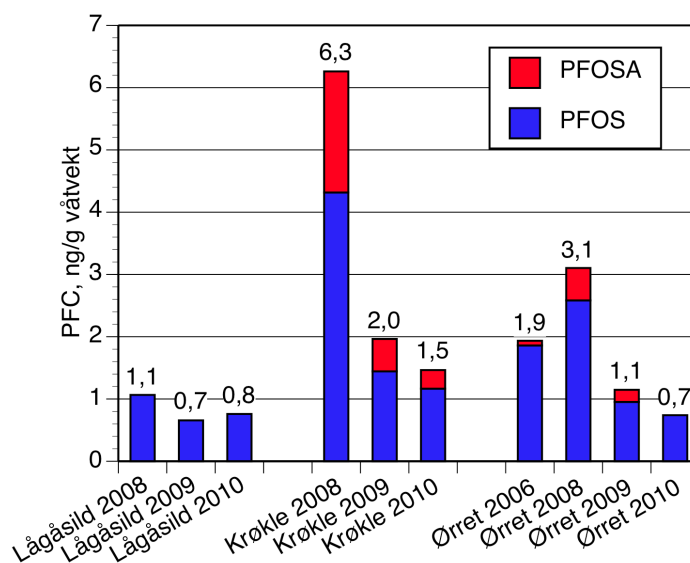
7.8 Perfluorerte stoffer i fisk

Resultatene fra 2010 viser – i likhet med de fra 2008 og 2009 – at PFOS og PFOSA er de PFC-forbindelsene som forekommer i kvantifiserbare konsentrasjoner i fisk fra Mjøsa. PFOS dominerte i prøvene fra alle tre artene. Kvantifiserbare konsentrasjoner av PFOAS forekom også hos både krøkle og ørret i 2009, men kun hos krøkle i 2010 (Figur 15). Generelt er de høyeste konsentrasjonene funnet i krøkle og de laveste i lågåsild. Da perfluorerte stoffer ikke er knyttet til fettfraksjonen i biota har vi ikke justert for mengden lipid i prøvene.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFOS og PFOSA i 2008 var i området 1,1–6,3 ng/g våtvekt, mens det sank til 0,7–1,5 ng/g våtvekt i 2010. Dette er en reduksjon til omlag 20–70 % av 2008-nivået. Variansanalysen viste at det for ørret og krøkle var signifikante forskjeller i konsentrasjonene av PFOS fra 2008 til 2010 ($p < 0,001$). For lågåsild kunne det ikke påvises noen signifikante endringer. For PFOSA, hvor det i 2010 kun var kvantifiserbare konsentrasjoner for krøkle, kunne vi påvise en signifikante forskjeller mellom årene ($p < 0,001$).

Generelt er det gjort få undersøkelser over forekomsten av perfluorerte stoffer i akvatisk miljø i Norge. KLIFs Screeningundersøkelse fra 2004 (Fjeld *et al.* 2005) var den første undersøkelsen som studerte dette i noe omfang, og det ble her bl.a. analysert for ulike PFC i seks prøver av muskelfilet av ferskvannsfisk. Disse viser at PFOS var den dominerende forbindelsen. I en undersøkelse fra 2006 (Bakke *et al.* 2007) ble det analysert for PFC i en prøve av muskelfilet fra ørret i Mjøsa. Resultatene her, med sum av PFOS og PFOSA, på 1,9 ng/g våtvekt og dominans av PFOS, er svært like resultatene for 2008 (Figur 15). Årsakene til at krøkle har den høyeste konsentrasjonen av PFC har vi intet grunnlag for å spekulere om.

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 muskelfilet. Det ble her rapportert en konsentrasjon av PFOS på 51 ng/g våtvekt og for PFOSA på 60 ng/g våtvekt.



Figur 12. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av de perfluorerte forbindelsene PFOS og PFOSA i muskelfilet av fisk fra Mjøsa, fanget i 2003 og 2008–2010.

7.9 Dioksiner og dioksinliknende PCB i fisk

Tidligere data på forekomsten av dioksiner og dioksinliknende PCB i lågåsild og ørret fra Mjøsa har blitt publisert av Fjeld et al. (2004, 2009, 2010), og i Figur 13 har vi framstilt disse sammen med data fra 2010. 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 reevaluerte faktorene atskiller seg fra de tidligere ved at mono-orto PCB har blitt klassifisert som mindre toksiske, noen non-ortho PCB kongenerer har blitt klassifisert som mer toksiske, samt at det har blitt gjort noen mindre endringer (hovedsaklig økninger) i toksisiteten til dioksiner og dibenzofuraner.

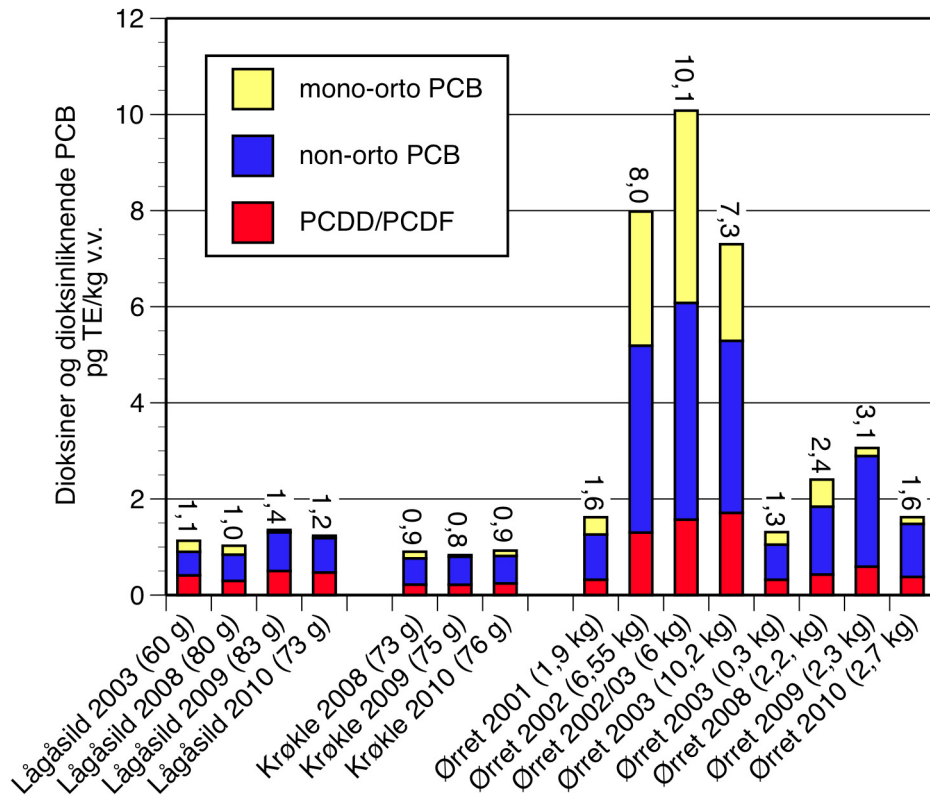
For Mjøsa i hovedsak har ikke disse endringene hatt stor betydning for den samlede summen av toksiske ekvivalenter i fisken. Det har i hovedsak vært forskyvninger av det relative bidraget fra de enkelte hovedgruppene. Forskjellen mellom den gamle beregningsmetoden og den nye vil for 2009 og 2010 bety en gjennomsnittlig økning på omlag 15 %. Vi har benyttet den nye beregningsmetoden for prøvene fra 2009 og 2010, men har ikke endret de tidligere beregningene.

For lågåsild har det ikke vært noen vesentlige endringer i summen av toksiske dioksinekvivalenter fra 2003 (en blandprøve) og til 2010. Gjennomsnittlig sum av toksiske dioksinekvivalenter har for prøvene fra denne perioden variert mellom 1,1 til 1,4 pg TE/g våtvekt.

For krøkle har vi kun analyser av materiale for perioden 2008–2010, og midlere konsentrasjon for de enkelte årene var nær identiske: 0,8–0,9 pg TE/g våtvekt.

I det tidligste materialet av ørret varierer gjennomsnittsstørrelsen på prøvefisken mye, fra 0,3 kg og til 10,2 kg. Da konsentrasjonen trolig øker 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 2009 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 representere omlag samme størrelsesgruppe, dvs. materialet fra 2001 og for perioden 2008–2010 (middelvekt 1,9–2,7 kg). Summen av toksiske ekvivalenter i prøven fra 2001 var 1,6 pg TE/g våtvekt, mens middelkonsentrasjonen i årene 2008–2010 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 8 pg TE/g våtvekt (EU 2004).

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



Figur 13. Konsentrasjon av dioksiner (PCDD/PCDF) og dioksinliknende PCB i fisk fra Mjøsa. Prøven merket «Ørret 2002/03» er fra fisk fanget i utløpselva Vormå. Konsentrasjonene er gitt i toksiske dioksinekvivalenter (TE).

8. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling

8.1 Ørret

I tillegg til materialet fra 2010 presenterer vi tidligere data på kvikksølv fra undersøkelser utført i perioden 1979–2009. I flere av undersøkelsene var det en stor spredning i individuell størrelse av fisken, og samlet sett varierte de mellom 20–100 cm eller 0,2–12,7 kg. Kvikksølvkonsentrasjonene viste også stor variasjon og lå i området 0,07–2,28 mg/kg (våtvekt). For noen av de eldre undersøkelsen var ikke eksakt fangstår for fisken oppgitt, kun årene undersøkelsen hadde pågått.

Kvikksølvkonsentrasjonen øker generelt med fiskelengden, 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.

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, $p = 0,31$).

I Figur 14 har vi framstilt de lengdejusterte kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangsårene sammen med et spredningsplot som viser sammenhengen mellom konsentrasjoner og fiskelengder. De lengdejusterte konsentrasjonene har blitt beregnet for en fisk på 57 cm (geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget), det vil si en vekt på omlag 2 kg. I undersøkelsen fra 1979–80 var midlere lengdejusterte konsentrasjon hele 1,37 mg/kg. I den påfølgende undersøkelsen med materiale fra 1982–84 sank denne konsentrasjonen betydelig, ned til 0,43 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 0,56 mg/kg (en økning på 60 %)

For perioden 2006–2009 var nivået forholdsvis konstant og de lengdejusterte middelkonsentrasjonene varierte mellom 0,49–0,56 mg/kg. Det kunne ikke påvises noen statistisk signifikant forskjell mellom de lengdejusterte konsentrasjonene fra fangstårene 2006–2009 (*post hoc* test, $p = 0,8$), mens konsentrasjonene i denne gruppen var signifikant ulik fra de innsamlet i perioden 2000–2005 (0,36–0,41 mg/kg, *post hoc* test: $p < 0,001$)

I 2010 sank imidlertid den lengdejusterte middelkonsentrasjonen til 0,44 mg/kg, og forskjellen mellom nivået dette året og de i 2006–2009 er i grenseområdet for hva som regnes som statistisk signifikans (*post hoc* test, $p = 0,052$). Dette kan indikere at økningen som inntraff i 2006 nå er i ferd med å reverseres.

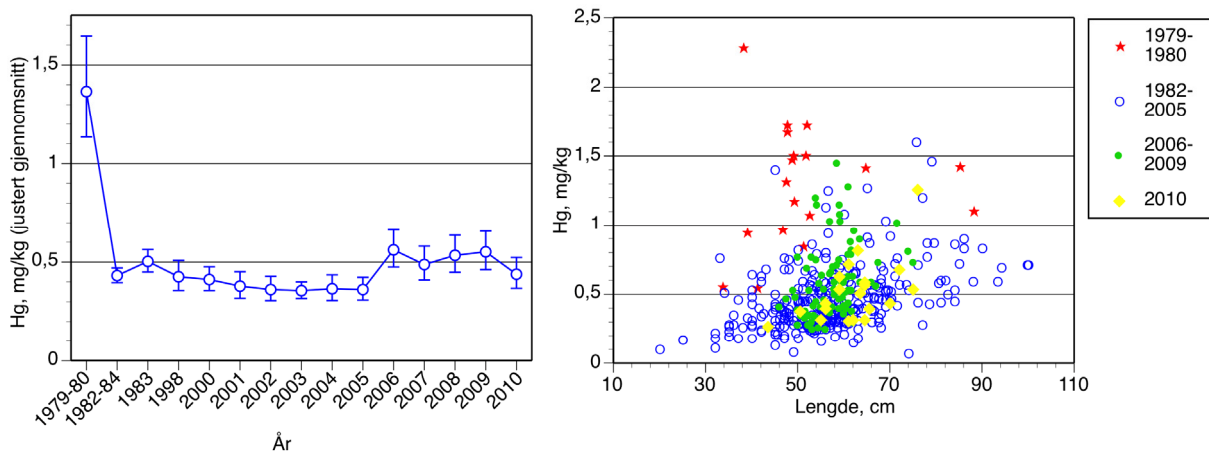
Mens den høye konsentrasjonen i materialet fra 1979–80 anses som et resultat av tidligere kvikksølvutslipp fra Mesna Kartongfabrikk (Sandlund *et al.* 1981), er årsaken til konsentrasjonsøkningen etter 2006 uvisst. Som det framgår av resultatene på krøkle og lågåsild finner vi ingen tilsvarende økning hos disse, og det er derfor lite trolig at de høyere konsentrasjonene skyldes økte kvikksølvtilførsler til Mjøsa. En hypotese kan være at det har skjedd en endring 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.

I Figur 15 har vi vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og ørretens størrelse for materialet fra 2006–2010. 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 blir imidlertid sammenhengen mellom kvikksølv og størrelse svak. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

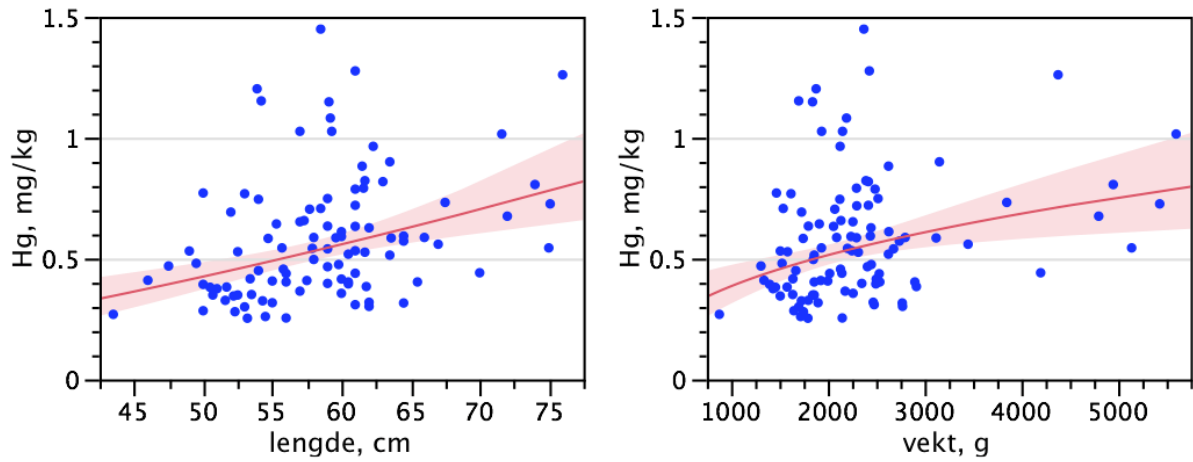
$$\begin{aligned} \ln \text{Hg} &= -6,7051 + 1,4954 \ln \text{lengde} & r^2 &= 0,14 & p < 0,0001 \\ \ln \text{Hg} &= -3,8259 + 0,4157 \ln \text{vekt} & r^2 &= 0,10 & p = 0,001 \end{aligned}$$

Tabell 9. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte ørretmaterialet.

fangstår	N	lengde, cm		N	vekt, g		N	Hg, mg/kg	
		Mean	Std Dev		Mean	Std Dev		Mean	Std Dev
1979-80	18	51,7	14,3	18	1820	1980	18	1,29	0,44
1982-84	150	51,4	12,2	150	2072	1815	151	0,46	0,25
1998	20	62,8	10,7	16	3416	2111	20	0,51	0,23
2000	31	65,5	12,0	31	3877	2635	31	0,53	0,27
2001	20	55,7	5,0	20	1908	450	20	0,39	0,10
2002	22	59,7	7,0	22	2245	754	22	0,41	0,15
2003	48	63,8	11,7	48	3124	2417	48	0,44	0,21
2004	20	58,0	5,7	20	2224	617	20	0,40	0,15
2005	24	61,8	6,8	24	2559	969	24	0,41	0,10
2006	22	58,1	8,3	22	2459	1308	22	0,62	0,25
2007	20	56,3	4,2	20	2069	485	20	0,55	0,29
2008	20	56,1	5,1	20	2053	515	20	0,59	0,27
2009	20	59,7	1,8	20	2321	184	20	0,63	0,24
2010	20	62,0	7,9	20	2675	1125	20	0,52	0,23



Figur 14. Kvikksølv i ørret. Venstre panel: Lengdejustert middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk middel: 57 cm, dvs. 2 kg). Høyre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde, gruppert for ulike fangstperioder.



Figur 15. Kvikksølv i ørret, fanget i 2006 – 2010, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene. Kostholdsrådgrensens er vist med en horisontal strek ved 0,5 mg Hg/kg.

8.2 Krøkle

Materialet av krøkle ble samlet inn i perioden 1967–2010 (Tabell 10). 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. Kvikksølvkonsentrasjonene viste også en stor variasjon og lå i området 0,03–1,54 mg/kg (våtvekt).

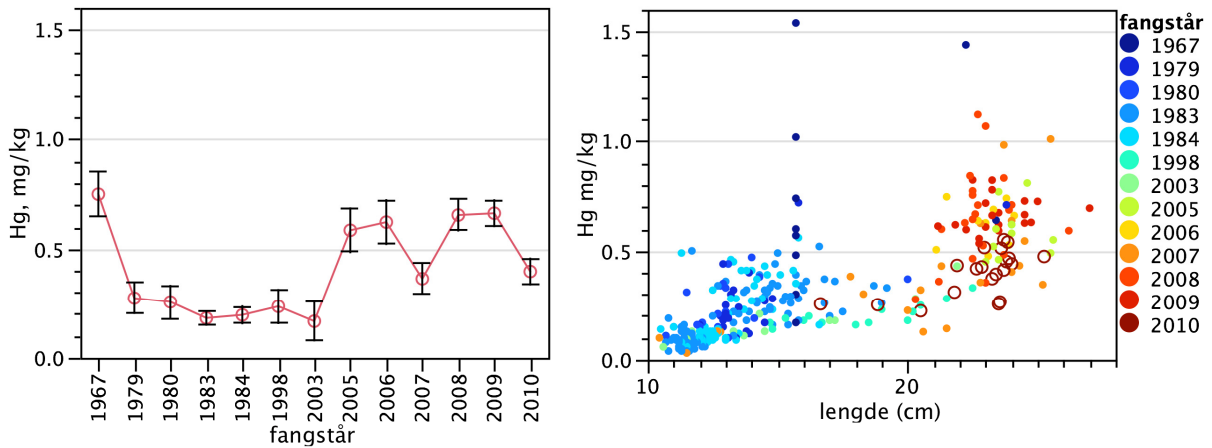
I materialet er en tydelig tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen øker med fiskelengden. Det er imidlertid vanskelig å beregne lengdejusterte middelverdier av konsentrasjonen for de enkelte år med en akseptabel usikkerhet, da det i visse år er fanget innenfor et svært begrenset lengdeintervall som ligger over gjennomsnittet for hele gruppen. I Figur 16 har vi derfor framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de aritmetiske middelverdiene av kvikksølvkonsentrasjonene for de ulike fangstårene. Vi må her være klar over at noen av konsentrasjonsforskjellene, slik som den tilsynelatende lave middelkonsentrasjonen i 2007, kan skyldes at det ble analysert på små individer.

Ser vi bort fra prøvene fra 2007 er materialet fra perioden 2005–2010 av homogen størrelse og vi ikke kan påvise noen statistisk signifikante størrelsesforskjeller mellom disse årene (variansanalyse: $F = 1,83$, $d.f. = 4/75$, $p = 0,13$). Sammenlikner vi de midlere kvikksølvkonsentrasjonene disse årene finner vi at det er signifikante forskjeller innen gruppen (variansanalyse: $F = 15,05$, $d.f. = 4/75$, $p < 0,0001$) og *post hoc* analyser viste at gjennomsnittet for 2010 (0,40 mg/kg) var signifikant lavere enn de andre årene (0,59–0,66 mg/kg) ($p < 0,0001$). Vi finner imidlertid ingen parallell til den brå økningen i kvikksølvnivået som vi fant hos ørret fra 2006 av.

Tabell 10. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall prøver), i det undersøkte materialet av krøkle.

fangstår	N	vekt (g)		lengde (cm)		Hg mg/kg	
		Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
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
2006	10	83,10	12,4	23,0	1,0	0,62	0,09
2007	20 (21,7*)	54,8	35,2	19,6	5,3	0,36	0,28
2008	20	77,9	11,8	22,8	1,2	0,66	0,22
2009	20 (28,5*)	75,0	18,6	23,4	1,5	0,66	0,10
2010	20 (28,6*)	76,6	22,3	22,7	2,4	0,40	0,13

* Sum av statistiske vektingsfaktorer hvor blandprøver har vært benyttet

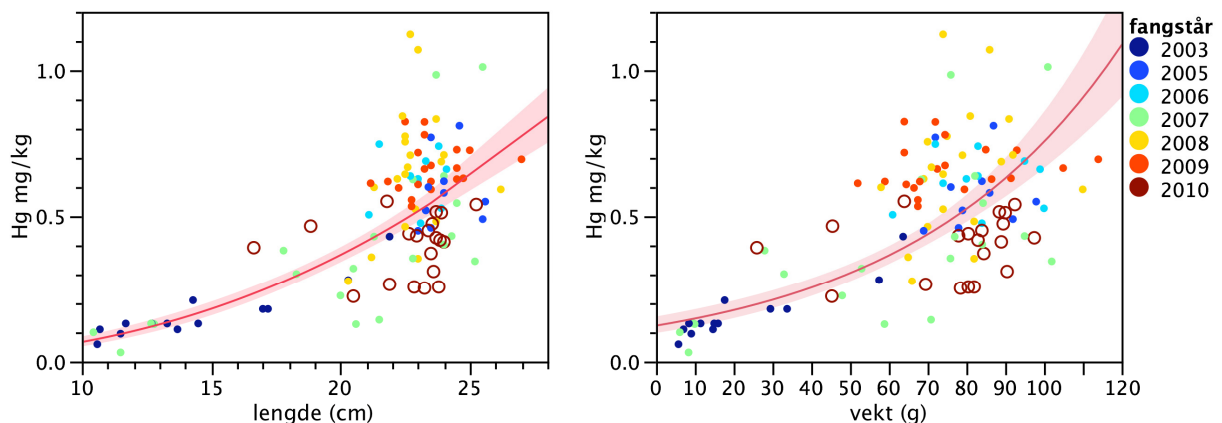


Figur 16. Kvikksølv i krøkle. Venstre panel: Aritmetisk gjennomsnitt med 95% konfidensintervall for de enkelte år. Høyre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde, markert for ulike fangstår. De åpne sirkelene viser data for 2010.

I Figur 17 har vi vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og krøklas størrelse for data fra perioden 2003–2010. Vi ser her at konsentrasjonene i 2010 gjennomgående ligger noe under den felles regresjonskurven. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{aligned} \ln \text{ Hg} &= -8,3827 + 2,5632 \ln \text{ lengde} & r^2 &= 0,681 & n^* &= 132 & p < 0,0001 \\ \ln \text{ Hg} &= -2,0094 + 0,0182 \text{ vekt} & r^2 &= 0,55 & n^* &= 132 & p < 0,0001 \end{aligned}$$

(n^* er her sum av statistiske vekter)



Figur 17. Kvikksølv i krøkle, fanget i 2003–2010 som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

8.3 Lågåsild

I tillegg til materialet fra 2010, presenterer vi også data fra lågåsild innsamlet i perioden 1967–2009. Fisken størrelse var i intervallet 17–23,5 cm eller 30–97 g, og med et 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 det fanges under det tradisjonsrike fisket etter lågåsild.

Det var en svak sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de ulike fangstårene, men vi gjør oppmerksomme på at lengdeintervallet er begrenset. I Figur 18 har vi vist de gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangsårene og forholdet mellom fiskelengde og konsentrasjon. 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 fallet til 0,07 i 2009. Årsaken til den markerte nedgangen fra 2008 og til 2009 har vi intet grunnlag for å spekulere i.

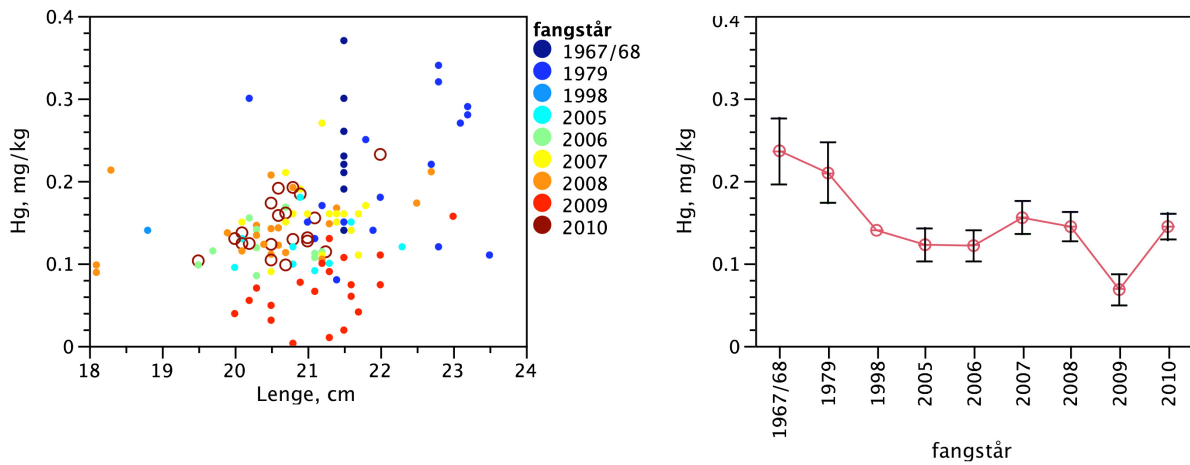
Vi har vist kvikksølvkonsentrasjonen som funksjon av fiskestørrelse for de fem siste fangsårene (2005–2010) i Figur 19. Kovariansanalyser viste at fisken fanget i 2009 hadde en signifikant lavere kvikksølvkonsentrasjon ved en gitt størrelse enn fisken fanget tidligere. Vi har derfor beregnet separate regresjoner for disse to gruppene. Figuren viser at det gjennomsnittlige nivået av kvikksølv i lågåsild av konsumstørrelse i alle disse årene har ligget godt under omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{aligned} \text{fiskelengde: } \ln \text{ Hg} &= -5,6533 + 0,1516 \cdot \text{lengde} + b(\text{år}) & R^2 &= 0,45 & p < 0,001 \\ & b(2005-2008, 2010) = 0,5230 \\ & b(2009) = -0,5230 \end{aligned}$$

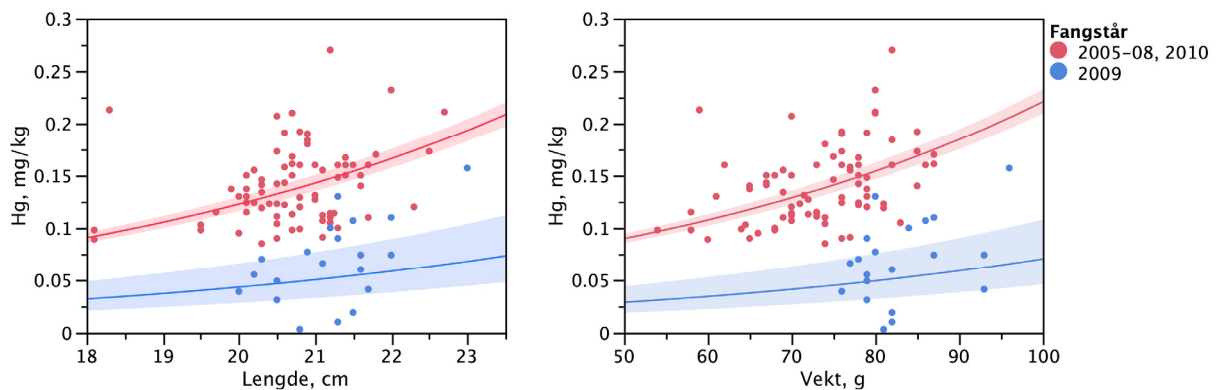
$$\begin{aligned} \text{vekt: } \ln \text{ Hg} &= -3,8820 + 0,0180 \cdot \text{vekt} + b(\text{år}) & R^2 &= 0,45 & p < 0,001 \\ & b((2005-2008, 2010) = 0,5720 \\ & b(2009) = -0,5720 \end{aligned}$$

Tabell 11. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte materialet av lågåsild.

fangstår	N	Lengde, cm		Vekt, g		Hg, mg/kg	
		Middel	Std Dev	Middel	Std Dev	Middel	Std Dev
1967-1968	11	21,5	0,0	75,0	0,0	0,24	0,06
1979	20	22,0	0,9	75,3	10,5	0,21	0,08
1998	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
2006	10	20,4	0,6	69,2	7,1	0,12	0,03
2007	19	21,1	0,5	75,2	7,3	0,16	0,04
2008	20	20,4	1,2	72,3	8,3	0,14	0,04
2009	20	21,2	0,7	83,0	5,7	0,07	0,04
2010	20	20,6	0,5	76,8	5,3	0,14	0,03



Figur 18. Kvikksølv i lågåsild. Høyre panel: Aritmetisk gjennomsnitt med 95% konfidensintervall for de enkelte år. Venstre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde, markert for ulike fangstår.



Figur 19. Kvikksølv i lågåsild, fanget i 2005–2010, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

8.4 Abbor

Materialet av abbor ble samlet inn i perioden 1979–2010. Det var en god spredning i individuell størrelse av fisken, og samlet sett var størrelsesvariasjonen 16–43,5 cm eller 44–1054 g. Kvikksølvkonsentrasjonene viste også en stor variasjon og lå i området 0,01–4,85 mg/kg (våtvekt).

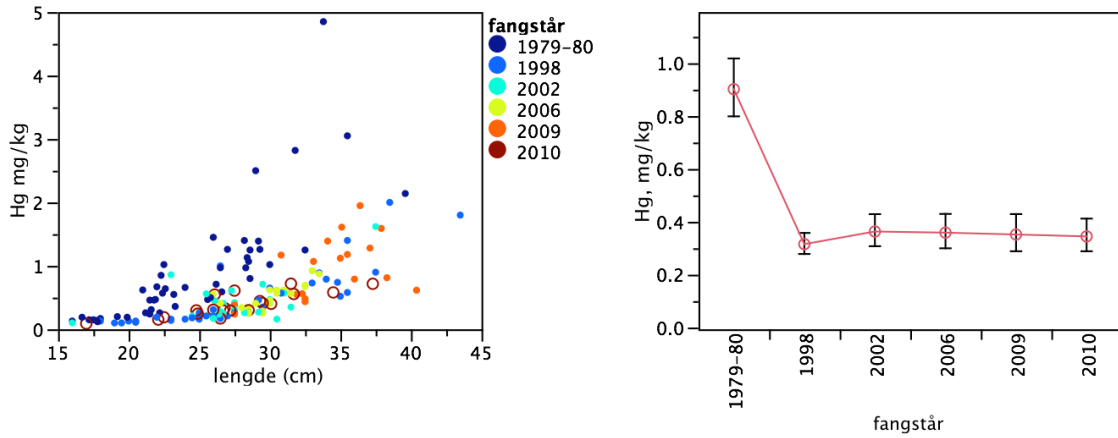
I materialet er en tydelig tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen øker med fiskelengden, og en sammenlikning av konsentrasjonene mellom de ulike årene krever at det justeres for eventuelle lengdeforskjeller (kovariansanalyser). I Figur 16 har vi derfor framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de lengdejusterte middelverdiene av kvikksølvkonsentrasjonene for de ulike fangsårene.

Det framgår i Figur 20 at det har vært en markant reduksjon i de midlere konsentrasjonene fra 1979–80 og til 1998, fra 0,91 mg/kg og til 0,32 mg/kg for en fisk på nær 28 cm (omlag 270 g). Etter dette synes konsentrasjonene å ha stabilisert seg på et nivå omkring 0,35 mg/kg. Vi har derved ingen parallell til ørret hvor vi fant en brå økningen i kvikksølvnivået som vi fant fra 2006 av, og en tendens til reduksjon i 2010.

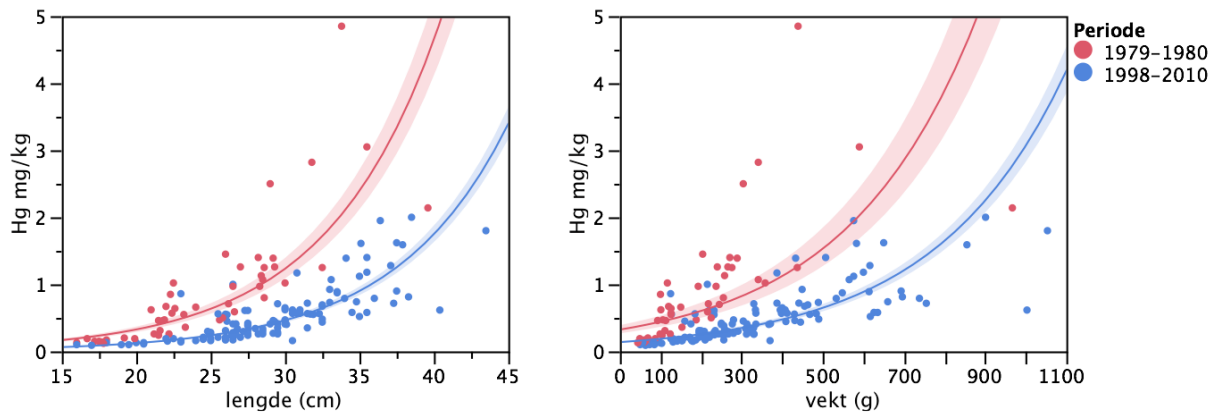
Kovariansanalyser kunne ikke påvises noen signifikante forskjeller mellom konsentrasjon–lengde forholdene for prøvene samlet inn i perioden 1998–2010, men disse avvek fra forholdet for prøvene fra 1979–80. Vi har derfor framstilt regresjonene for disse to periodene separat i Figur 21. Forholdet mellom konsentrasjon og fiskestørrelse ble beskrevet av:

fiskelengde:	$\ln \text{Hg} = -4,2504 + 0,1328 \cdot \text{lengde} + b(\text{år})$ $b(2005-08, 2010) = 0,4882$ $b(2009) = -0,4882$	$R^2 = 0,76$	$p < 0,001$
vekt:	$\ln \text{Hg} = -1,5549 + 0,0031 \cdot \text{vekt} + b(\text{år})$ $b(2005-08,) = 0,4289$ $b(2009) = -0,4289$	$R^2 = 0,60$	$p < 0,001$

Kurvene i Figur 21 viser at omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg med stor sannsynlighet overskrides når abborer når en størrelse på omlag 30 cm eller 0,35 kg.



Figur 20. Kvikksølv i abbor. Venstre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde, markert for ulike fangstår. Høyre panel: Aritmetisk gjennomsnitt med 95% konfidens-intervall for de enkelte år.



Figur 21. Kvikksølv i abbor, fanget i 1979–2010, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

9. Miljøgifter i *Mysis relicta*

Prøver av *Mysis relicta* ble innsamlet i september 2010 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.

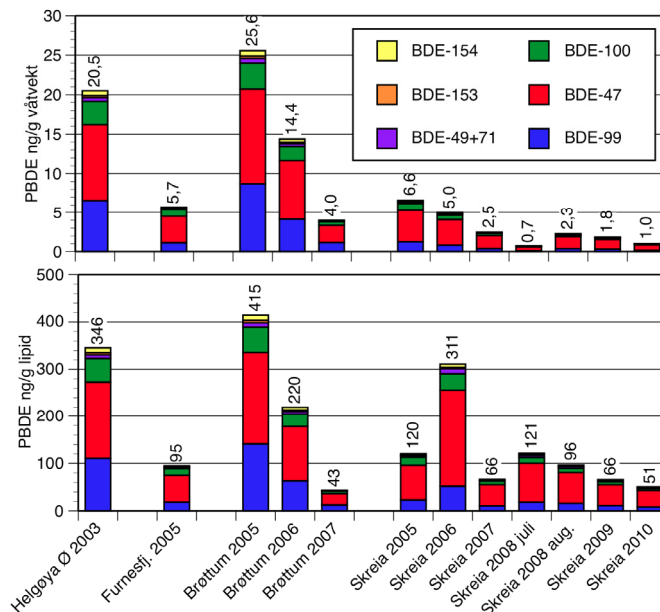
Under prøvetakningen ble det tatt ut tre separate prøver som ble sendt til analyse. Dette sikrer at vi får en oversikt over variabiliteten som kan skyldes tilfeldige forskjeller i prøvetakning og kjemisk analyse. Denne prøvetakningsstrategien har vært benyttet siden 2008, og i det følgende benytter vi oss av midlere konsentrasjon av fra hvert av disse årene.

9.1 PBDE

For *Mysis* fanget ved Skreia har konsentrasjonen av PBDE sunket i tidsrommet 2005–2010, målt både på våtvekt- og lipidbasis (Figur 22). I 2010 var midlere konsentrasjon av Σ PBDE7 i 2010 på våtvektbasis 1,0 ng/g, mens høyeste nivå ble målt i 2005 med 6,6 ng/g.

Justert for mengden lipid i prøvene var middelkonsentrasjonen i 2010 51 ng/g lipid, det vil si en betydelig reduksjon fra det høyeste nivået i 2005 på 311 ng/g lipid.

For *Mysis*, i likhet med fisk, finner vi også at andelen BDE-99 synker betydelig i tidsrommet 2005–2009. Dette tyder på at det biotilgjengelige forrådet av PBDE som er i omløp i Mjøsa begynner å utarmes for BDE-99.



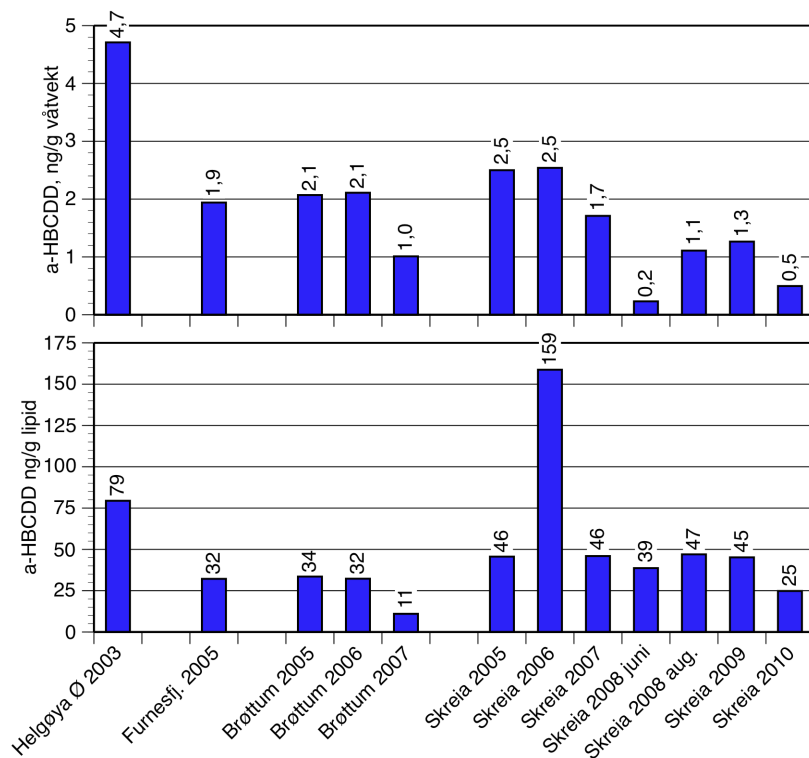
Figur 22. Konsentrasjoner av Σ PBDE7 (syv vanlig forekommende kongenerer) i *Mysis* fra Mjøsa. Øvre panel: våtvekt, nedre panel: lipidvekt.

9.2 HBCDD

For HBCDD ble det i hovedsak påvist detekterbare konsentrasjoner av α -isomerer (Figur 23). Ved Skreia, hvor vi har en måleserie fra perioden 2005–2010 har konsentrasjonene sunket betydelig, fra et maksimalt nivå på 2,5 ng/g våtvekt i 2005 og 2006 og til $0,5 \pm 0,02$ ng/g våtvekt (\pm SD) i 2010.

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 var imidlertid 25 ± 3 ng/g lipid (\pm SD), det vil si nær en halvering av 2009-nivået.

Konsentrasjonen i 2010, både på våtvekt- og lipidvektbasis, er omlag halvert i forhold til 2009-nivået. Dette, sammen med de vesentlig høyere maksimumskonsentrasjonene i tidligere år kan tyde på en generell reduksjon i forurensingsnivået i *Mysis*-bestanden. En trend-analyse (hvor juni-prøven fra 2008 er ekskludert) kan imidlertid ikke bekrefte dette.

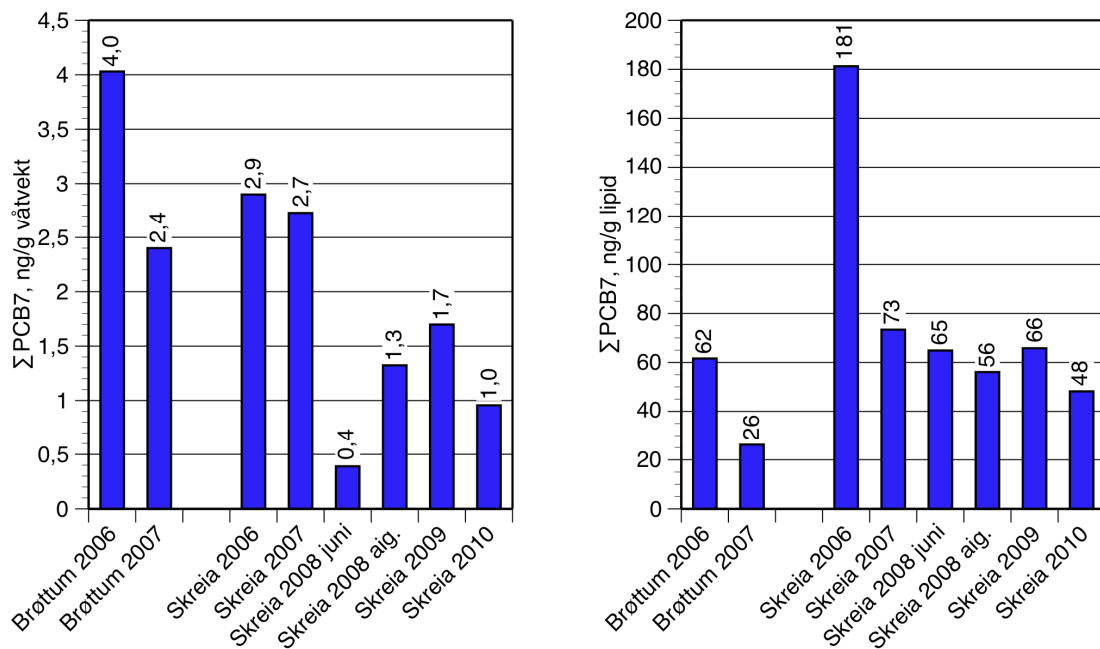


Figur 23. Konsentrasjoner av α -HBCDD i *Mysis* fra Mjøsa. Øvre panel: våtvekt, nedre panel: lipidvekt.

9.3 PCB

For PCB eksisterer det data fra Skreia for perioden 2006–2010 (Figur 24) og fra Brøttum for 2006–2007. Konsentrasjonen av Σ PCB7 våtvektsbasis i prøvene fra Skreia var i området 0,4–2,9 ng/g våtvekt eller 548–181 ng/g lipid, mens de ved Brøttum var 2,4–4 ng/g våtvekt eller 2662 ng/g lipid.

I 2010 var de midlere konsentrasjonene ved Skreia $1,0 \pm 0,04$ ng/g våtvekt eller $48 \pm 4,6$ ng/g lipid. Dette er det laveste konsentrasjonene målt, med unntak av en lav våtvektbasert verdi på 0,4 ng/g fra juni 2008. På lipidvektsbasis er det et markert maksimum i 2006, med en konsentrasjon på 181 ng/g lipid, deretter varierer konsentrasjonen omkring 4873 ng/g lipid. Alternativt kan det oppfattes som at det har vært en svakt synkende trend fra 2007 av, men serien er for kort til å påvise signifikante endringer.



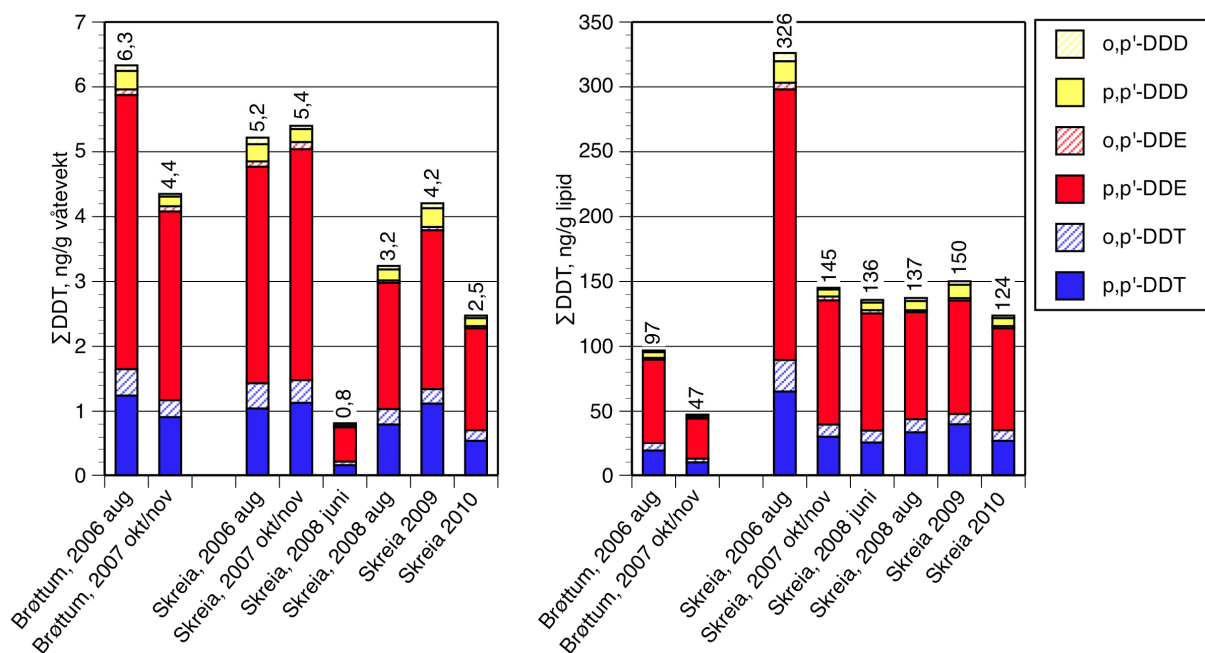
Figur 24. Konsentrasjoner av Σ PCB7 i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.4 DDT

Som for PCB har vi data for DDT fra Skreia for perioden 2006–2010 (Figur 25) og fra Brøttum for 2006–2007. Konsentrasjonen av Σ DDT på våtvektsbasis i prøvene fra Skreia 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 2010 var $2,5 \pm 0,15$ ng/g våtvekt (\pm SD) eller 124 ± 12 ng/g lipid. Sammensetningen av DDT-forbindelsene var omtrent som hos fisk, hvor den dominerende forbindelsen var DDE, deretter fulgt av DDT og DDE

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 etter dette ligger konsentrasjonen forholdsvis stabilt (124–250 ng/g lipid).



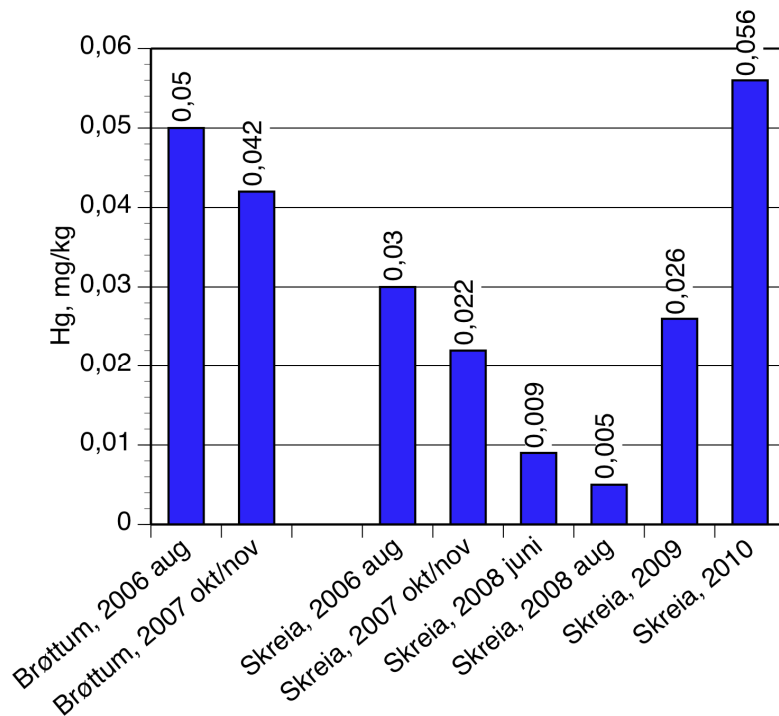
Figur 25. Konsentrasjoner av DDT i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt

9.5 Kvikksølv

Vi data for kvikksølv fra Skreia for perioden 2006–2010 og fra Brøttum for 2006–2007 (Figur 26). I 2010 var midlere kvikksølvkonsentrasjon i de tre prøvene fra Skreia $0,056 \pm 0,047$ mg/kg våtvekt (\pm SD). Dette er omlag som det høyeste nivået tidligere registrert ved Brøttum i 2006 (0,05 mg/kg).

Det vanlig forekommende konsentrasjonsområdet har vært 0,02–0,05 mg/kg, med unntak for 2008 da vi hadde to prøver med lave konsentrasjoner (0,005 og 0,006 mg/kg).

Blant prøvene fra 2010 var det én prøve med betydelig høyere konsentrasjon enn to andre øvrige (0,109 versus 0,02 og 0,04 mg/kg). Prøvene ble re-analysert og konsentrasjonene ble bekreftet. Vi ser ingen åpenbar forklaring på hvorfor den ene prøven hadde så mye høyere konsentrasjon enn de to øvrige. De ble innsamlet ved to anledninger, med en ukes mellomrom i september, ved samme stasjon og med samme metode og etterbehandling. Prøven med høy konsentrasjon ble innsamlet samme dag som den med lavest konsentrasjon. Vi kan ikke utelukke at den har blitt kontaminert, men ser det som lite sannsynlig. Mysis er en imidlertid en tre-årig art, og dersom det er større forskjeller i andelen av ulike generasjoner i materialet kan prøvene avvike i kvikksølvkonsentrasjoner. Vi har ikke bestemt alderssammensetningen i prøvene og kan derfor ikke diskutere dette nærmere. Dersom vi velger å se bort fra denne prøven betyr det at nivået i 2010 (0,025 mg/kg) er nær identisk med det i 2009 (0,026 mg/kg), og således ligger innefor det vanlig forekommende nivået.



Figur 26. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg, mg/kg våtvekt) i Mysis fra Mjøsa.

9.6 Dioksiner, perfluorerte stoffer og klorerte parafiner

Vi har kun data fra perioden 2008–2010 for disse forbindelsene i *Mysis* fra Mjøsa, og vi har 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 for 2009 og 2010 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 2010 var konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB i *Mysis* var 0,32 pg TE/g, dvs. omlag 30 % av konsentrasjonen i de zooplanktonspisende artene lågåsild og krøkle. Sammensetningen var tilsynelatende noe forskjellig enn den hos fisk, ved at dioksiner (PCDD og PCDF) utgjorde ca. 50 % av sum dioksinekvivalenter (vesentlig lavere andel hos fisken).

De klorerte parafinene ble dominert av SCCP (kortkjedede forbindelser) og middelkonsentrasjonen i 2010 (2 ng/g våtvekt). Dette var omlag som i 2009, men betydelig lavere enn i 2008 (12–20 ng/g våtvekt). Middelkonsentrasjonen hos *Mysis* i 2010 var av omlag samme størrelse (eller større) enn konsentrasjonene i fisk (1,5 – 3,3 ng/g våtvekt). Samme fenomen ble funnet i 2008 og 2009. 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.

Av de perfluorerte stoffene var det kun PFOS som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen, og da kun for én av de tre prøvene. Etter å ha substituert verdiene under deteksjonsgrensen med halve denne var middelkonsentrasjonen 0,06 ng/g våtvekt, noe som er mer enn en halvering av nivået i 2009 og omlag 3 % av nivået i 2008.

Tabell 12. Konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB (oppgitt i toksiske ekvivalenter, TE), perfluorerte stoffer og klorerte parafiner i prøver av *Mysis relicta* (istidskreps) fra Skreia i Mjøsa. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis og lipidvektsbasis (per g lipid). I 2009 og 2010 ble det analysert tre parallelle prøver og middelerdi med standardavvik er oppgitt.

hoved-gruppe	enhet	forbindelse	våtvekt				lipidvekt			
			juni 2008	aug 2008	sept 2009	sept 2010	juni 2008	aug 2008	sept 2009	sept 2010
dioksiner og dioksinliknende PCB	pg TE/g	mono-orto PCB	0,02	0,05	0,01± 0,002	0,01± 0,00	4,1	2,0	0,44 ±0,2	0,36 ± 0,03
		non-orto PCB	0,04	0,17	0,25 ± 0,05	0,16 ± 0,02	6,1	7,2	9,7 ± 4,7	8,1 ±1,6
		PCDD	0,05	0,13	0,13 ± 0,02	0,09 ± 0,04	8,6	5,3	4,7 ± 0,5	4,6 ± 1,5
		PCDF	0,04	0,14	0,12 ± 0,02	0,06 ± 0,01	6,4	5,7	4,5 ± 2,1	3,2 ± 0,6
		PCDD/PCDF/ PCB	0,15	0,48	0,51± 0,06	0,32 ± 0,06	25,2	20,2	19,4 ± 7,5	16,2 ± 2,7
perfluorerte stoffer (PFC)	ng/g	PFOSA	0,29	< 0,25	< 0,22	< 0,15				
		PFOS	1,56	1,91	0,16 ± 0,04	0,06± 0,03*				
klorerte parafiner	ng/g	SCCP	12,8	20,0	4,2 ± 0,6	2,0 ± 0,5	2133	848	151 ± 23	80 ± 55
		MCCP	0,5	1,7	<0,3	<0,3	83	72		

* To observasjoner under deteksjonsgrensen er substituert med halve denne.

10. Referanser

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- EU. 2006. The Commission of the European Communities. Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*. L 364/5 – L 364/24.
- 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., 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., 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 + 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 of ^{13}C in aquatic food web. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1255–1258.
- Helland, A., Ruus, A., Schøyen, M., Bakketun, Å., Øxnevad, S., 2005. Tiltaksplan Drammensfjorden - Fase 2 - Analyser av torsk og sjørret. NIVA. Rapport l. nr OR-5125. 14 s.
- 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.
- 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*, vol. 25, no. 7, pp. 1757-61.
- 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.
- 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, *The Science of the total environment*, vol. 390, no. 1, pp. 132-41.
- 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.
- 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
- 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, 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.

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.

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.

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.

Vedlegg

Rådata for prøvene. 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 (-). Antall fisk prøven er basert på er angitt med N.

Mjøsa 2010 vedlegg

Art	NIVA PID	NILLUID	N	Lengde, cm	Vekt, g	IFE lab ID	Ø13C, ‰	δ15N, ‰	C/N	Hg, mg/kg	Lipid, %	PeCB	HCB	2,2',5-TrICB	2,4',4'-TriCB	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
1	Krøkle	7266	10/2382	3	20,5	45 2010.4048	-27,5	15,6	3,5	0,224	0,55	-0,01	0,11	0,01	0,03	0,02	0,01	-0,01	0,10	0,02	0,05	0,06
2	Krøkle	7275	10/2383	2	23,9	90 2010.4053	-26,8	15	3,4	0,512	1,30	0,01	0,21	0,02	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,10	0,04	0,10	0,12
3	Krøkle	7276	10/2384	2	23,4	84 2010.4054	-27,4	15	3,63	0,451	1,45	0,01	0,23	0,02	0,04	0,02	0,01	-0,01	0,11	0,06	0,13	0,16
4	Krøkle	7277	10/2385	2	22,65	81 2010.4055	-27,1	15,1	3,45	0,440	0,90	0,02	0,25	0,02	0,04	0,02	0,01	-0,01	0,11	0,06	0,14	0,16
5	Krøkle	7278	10/2386	2	22,95	78 2010.4056	-27	13,7	3,44	0,433	0,78	0,01	0,20	0,01	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,08	0,04	0,09	0,11
6	Krøkle	7279	10/2387	2	18,85	46 2010.4057	-27,6	13,3	3,53	0,466	0,98	0,01	0,26	0,01	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,11	0,05	0,11	0,13
7	Krøkle	7280	10/2388	2	16,65	26 2010.4058	-27,7	13,3	3,41	0,392	0,86	0,02	0,30	0,02	0,05	0,03	0,01	-0,01	0,15	0,06	0,14	0,16
8	Krøkle	7281	10/2389	2	23,85	83 2010.4059	-29,4	14,9	4,66	0,418	2,30	0,01	0,19	0,03	0,03	0,02	-0,01	-0,01	0,09	0,04	0,09	0,11
9	Krøkle	7282	10/2390	2	23,7	89 2010.4060	-27,2	14,9	3,5	0,515	0,78	-0,01	0,18	0,02	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,09	0,04	0,09	0,11
10	Krøkle	7283	10/2391	2	23,25	79 2010.4061	-27,6	16	3,63	0,252	1,50	-0,01	0,13	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,02	0,04	0,05
11	Krøkle	7284	10/2392	2	22,85	82 2010.4062	-27,5	15,4	3,71	0,256	1,00	0,02	0,21	0,02	0,03	0,02	0,01	-0,01	0,09	0,03	0,07	0,07
12	Krøkle	7285	10/2393	2	25,25	93 2010.4063	-27,6	14,9	3,6	0,540	1,30	0,01	0,26	0,02	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,12	0,05	0,12	0,14
13	Krøkle	7267	10/2394	2	21,8	64 2010.4024	-27	15,2	3,27	0,551	0,83	0,01	0,20	0,01	0,03	0,02	-0,01	-0,01	0,10	0,03	0,08	0,10
14	Krøkle	7268	10/2395	2	23,5	85 2010.4025	-26,9	15,3	3,26	0,372	0,68	0,02	0,27	0,02	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,13	0,05	0,13	0,13
15	Krøkle	7269	10/2396	2	23,7	98 2010.4026	-27	15,7	3,39	0,426	1,98	0,01	0,18	0,02	0,03	0,02	-0,01	-0,01	0,08	0,04	0,09	0,10
16	Krøkle	7270	10/2397	2	23,55	90 2010.4027	-27,2	15,7	3,59	0,474	0,66	0,01	0,29	0,02	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,13	0,05	0,13	0,16
17	Krøkle	7271	10/2398	2	23,6	91 2010.4028	-26,9	14,8	3,42	0,310	1,16	-0,01	0,11	0,01	0,03	0,02	-0,01	-0,01	0,08	0,03	0,06	0,07
18	Krøkle	7272	10/2581	2	23,8	81 2010.4050	-27,4	15,7	3,57	0,256	1,00	-0,01	0,16	0,02	0,04	0,02	-0,01	-0,01	0,11	0,04	0,11	0,11
19	Krøkle	7273	10/2582	2	24	89 2010.4051	-27	14,7	3,47	0,412	1,44	0,01	0,19	0,02	0,04	0,03	0,01	-0,01	0,14	0,05	0,13	0,13
20	Krøkle	7274	10/2583	2	21,9	70 2010.4052	-26,6	14,7	3,4	0,265	1,45	0,01	0,20	0,01	0,03	0,02	-0,01	-0,01	0,10	0,04	0,10	0,11
21	Lågås	6832	10/2071	1	20,9	82 2010.4009	-30,7	12,7	3,93	0,184	4,80	-0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,06	0,01	0,03	0,02
22	Lågås	6833	10/2072	1	20,5	74 2010.4010	-30,6	13,1	3,96	0,104	4,56	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,05	0,01	0,03	0,02
23	Lågås	6834	10/2073	1	20,1	78 2010.4011	-30,3	13,5	3,7	0,124	4,90	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,05	0,01	0,03	0,02
24	Lågås	6835	10/2074	1	20,5	76 2010.4012	-30,7	12,9	4,02	0,173	6,68	-0,01	0,10	0,01	0,02	0,01	-0,01	-0,01	0,06	0,01	0,04	0,03
25	Lågås	6836	10/2075	1	20,6	79 2010.4013	-32,3	13,1	5,08	0,191	5,16	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,03	0,02
26	Lågås	6837	10/2076	1	20,6	77 2010.4014	-29,8	14	3,92	0,158	4,38	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,05	0,01	0,04	0,02
27	Lågås	6838	10/2077	1	20,2	76 2010.4015	-29,1	12,2	3,35	0,124	3,50	-0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,03	-0,01	0,02	0,02
28	Lågås	6839	10/2078	1	20,5	81 2010.4016	-30,9	13,3	4,03	0,123	5,00	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,03	0,02
29	Lågås	6840	10/2079	1	20,8	85 2010.4017	-30,1	13,3	3,7	0,192	4,75	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,03	0,02
30	Lågås	6841	10/2080	1	20,7	87 2010.4018	-30	12,9	3,58	0,161	1,69	-0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,02	-0,01	-0,01	-0,01
31	Lågås	6842	10/2081	1	22	80 2010.4019	-30,3	13,2	3,63	0,232	4,40	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,05	0,01	0,04	0,03
32	Lågås	6843	10/2082	1	20,1	79 2010.4020	-29,5	13,2	3,41	0,137	5,16	-0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,05	0,01	0,03	0,02
33	Lågås	6844	10/2083	1	20,8	76 2010.4021	-29,4	12,9	3,34	0,129	3,32	-0,01	0,06	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,03	0,02
34	Lågås	6845	10/2084	1	20	79 2010.4022	-29,3	12,9	3,24	0,130	3,59	-0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,02	0,01
35	Lågås	6846	10/2085	1	21,1	77 2010.4023	-30,2	13,2	3,86	0,155	4,10	-0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,03	0,02
36	Lågås	7286	10/2398	2	21	72 2010.4043	-30,3	14,3	4,01	0,131	4,30	0,03	0,65	0,13	0,13	0,11	0,04	0,02	0,51	0,08	0,27	0,20
37	Lågås	7287	10/2399	2	21,25	73 2010.4044	-30,2	14,1	4,12	0,114	2,80	0,02	0,37	0,07	0,04	0,02	0,04	0,02	0,45	0,05	0,17	0,14
38	Lågås	7288	10/2400	2	21	72 2010.4045	-30,4	14,1	4,33	0,127	4,46	0,03	0,61	0,09	0,15	0,12	0,05	0,02	0,58	0,09	0,29	0,23
39	Lågås	7289	10/2401	2	20,7	68 2010.4046	-29,6	13,9	3,89	0,098	4,62	0,03	0,57	0,08	0,14	0,12	0,02	0,02	0,55	0,08	0,25	0,20
40	Lågås	7290	10/2402	2	19,5	65 2010.4047	-29,4	13,6	4,1	0,103	3,52	0,03	0,47	0,06	0,10	0,09	0,03	0,02	0,40	0,06	0,18	0,14
41	Ørret	6847	10/2056	1	63	2420 2010.4028	-26,5	15,4	3,24	0,818	1,64	-0,01	0,05	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,02	0,01	0,03	0,04
42	Ørret	6848	10/2057	1	61	2300 2010.4029	-27,2	16,1	3,39	0,718	2,34	-0,01	0,10	0,02	0,02	0,02	0,01	-0,01	0,05	0,02	0,06	0,06
43	Ørret	6849	10/2058	1	72	4800 2010.4030	-29	15,3	4,05	0,675	3,30	-0,01	0,13	0,02	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,06	0,02	0,07	0,06
44	Ørret	6850	10/2059	1	59	2680 2010.4031	-27,5	16,2	3,56	0,540	4,90	0,01	0,17	0,02	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,08	0,03	0,08	0,08
45	Ørret	6851	10/2060	1	76	4380 2010.4032	-27,1	15,8	3,31	1,260	1,50	-0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,02	0,06	0,07
46	Ørret	6852	10/2061	1	70	4200 2010.4033	-27,9	15,7	3,63	0,441	2,20	-0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,04	0,04
47	Ørret	6853	10/2062	1	64,5	2740 2010.4034	-28	15,6	3,98	0,572	2,50	-0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,03	0,02	0,04	0,05
48	Ørret	6854	10/2063	1	62	2470 2010.4035	-27	15,6	3,22	0,319	0,70	-0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,02	-0,01	0,02	0,01
49	Ørret	6855	10/2064	1	65,5	2900 2010.4036	-27,3	15,4	3,37	0,303	1,50	-0,01	0,06	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,03	0,01	0,04	0,03
50	Ørret	6856	10/2065	1	61	2480 2010.4037	-27,2	15,3	3,44	0,309	3,40	-0,01	0,11	0,02	0,02	0,02	0,01	-0,01	0,05	0,02	0,05	0,04
51	Ørret	6857	10/2066	1	56	1860 2010.4038	-26,6	16,2	3,22	0,403	1,09	-0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,02	-0,01	0,02	0,02
52	Ørret	6858	10/2067	1	64,5	2770 2010.4039	-28	15,9	3,66	0,316	2,00	-0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,04	0,01	0,04	0,03
53	Ørret	6859	10/2068	1	64,5	2440 2010.4040	-27,1	15,8	3,32	0,593	0,30	-0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
54	Ørret	6860	10/2069	1	55	1900 2010.4041	-26,8	15,4	3,32	0,317	2,10	-0,01	0,06	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,03	0,01	0,03	0,02
55	Ørret	6861	10/2070	1	56	2020 2010.4042	-27,7	15,7	3,58	0,438	1,53	-0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,01	0,03	-0,01	0,02	0,02
56	Ørret	6862	10/2403	1	50,5	1460 2010.4064	-3															

Mjøsa 2010 vedlegg

	2,2',3,4,4', 5,5'-HepCB	2,2',3,4,4', 5,5'-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 PCB	2378-TCDD	12378-PeCDD	123478-HxCDD	123678-HxCDD	123789-HxCDD	123789-HxCDD	1234678-HpCDD	OCDD	2378-TCDF	12378/123 48-PeCDF
1	0.36	0.08	0.21	0.99	0.04	0.02	-0.01	2.35	-0.033	-0.032	-0.036	-0.035	-0.036	-0.035	-0.029	0.233	0.175	-0.024
2	1.06	0.21	0.58	2.93	0.09	0.04	0.01	6.27	13.96	0.052	-0.017	-0.015	-0.015	-0.015	-0.011	0.264	0.382	0.080
3	1.28	0.24	0.70	3.54	0.10	0.05	0.01	7.46	16.57	0.108	-0.021	0.031	0.031	0.031	-0.013	0.147	0.407	0.109
4	1.60	0.30	0.86	4.40	0.14	0.07	0.02	9.22	20.42	0.108	-0.021	0.031	0.031	0.031	-0.013	0.147	0.407	0.109
5	0.76	0.15	0.41	2.09	0.06	0.03	0.01	4.76	10.45	-0.073	-0.069	-0.032	-0.032	-0.032	-0.059	0.157	0.346	0.066
6	1.06	0.20	0.57	2.92	0.08	0.04	0.01	6.28	13.97	-0.077	-0.089	-0.081	-0.081	-0.081	-0.067	0.271	0.395	0.070
7	0.86	0.17	0.49	2.40	0.06	0.03	-0.01	6.24	14.27	0.072	-0.087	-0.079	-0.079	-0.079	-0.070	0.161	0.661	0.068
8	0.80	0.16	0.43	2.85	0.08	0.04	0.01	4.86	10.81	0.088	-0.088	0.043	0.043	0.043	-0.070	0.177	0.337	0.106
9	1.05	0.20	0.56	2.85	0.08	0.04	0.01	6.07	13.41	-0.078	-0.073	-0.063	-0.063	-0.063	-0.080	0.103	0.326	0.088
10	0.30	0.06	0.16	0.62	0.03	-0.01	-0.01	1.97	-0.027	-0.030	-0.029	-0.028	-0.028	-0.029	-0.029	0.247	0.174	-0.024
11	0.39	0.08	0.21	0.83	0.03	0.01	-0.01	2.73	-0.084	-0.098	-0.099	-0.090	-0.090	-0.090	-0.091	0.233	0.500	0.081
12	1.13	0.23	0.61	2.36	0.10	0.04	0.01	6.83	11.04	0.100	-0.049	0.046	0.046	0.046	0.092	0.286	0.833	0.114
13	0.85	0.17	0.46	1.74	0.10	0.03	0.01	4.97	8.00	0.050	-0.056	0.028	0.028	0.028	-0.053	0.252	0.363	0.092
14	0.85	0.18	0.48	1.78	0.10	0.03	0.01	5.54	9.14	-0.076	-0.080	-0.071	-0.071	-0.071	0.073	0.317	0.505	0.080
15	0.76	0.15	0.41	1.57	0.08	0.03	-0.01	4.80	7.74	0.083	-0.089	-0.052	-0.052	-0.052	0.070	0.177	0.315	0.103
16	1.07	0.23	0.61	2.26	0.11	0.04	0.01	6.70	10.99	0.085	-0.061	0.057	0.057	0.057	-0.063	0.355	0.585	0.155
17	0.44	0.10	0.28	1.35	0.04	0.02	-0.01	3.02	6.88	-0.160	-0.110	-0.110	-0.110	-0.110	-0.120	0.170	0.250	-0.040
18	0.94	0.19	0.58	2.79	0.09	0.04	0.01	5.90	13.63	0.078	-0.031	0.027	0.027	0.027	-0.036	0.216	0.411	0.069
19	0.90	0.19	0.56	2.69	0.08	0.03	-0.01	6.38	14.77	-0.077	-0.080	0.045	0.045	0.045	-0.080	0.374	0.595	0.106
20	0.94	0.18	0.54	2.68	0.08	0.03	-0.01	5.68	13.07	-0.037	-0.032	-0.030	-0.030	-0.030	-0.021	0.332	0.494	0.095
21	0.09	0.02	0.05	0.25	-0.01	-0.01	-0.01	1.82	0.82	0.103	-0.050	-0.050	-0.050	-0.050	0.027	0.155	1.087	0.078
22	0.10	0.02	0.06	0.30	-0.01	-0.01	-0.01	2.12	0.80	0.134	-0.020	0.053	0.053	0.053	0.053	0.217	1.289	0.154
23	0.10	0.02	0.06	0.30	-0.01	-0.01	-0.01	0.89	2.12	0.080	-0.047	0.074	0.074	0.074	0.048	0.210	1.302	0.113
24	0.12	0.02	0.07	0.34	0.01	-0.01	-0.01	1.01	2.38	0.117	-0.068	0.053	0.053	0.053	0.113	0.381	1.875	0.123
25	0.11	0.02	0.06	0.31	0.03	-0.01	-0.01	0.92	2.08	0.117	0.049	0.057	0.057	0.057	0.138	0.327	1.310	0.137
26	0.09	0.02	0.05	0.28	-0.01	-0.01	-0.01	0.89	2.16	0.166	0.041	0.067	0.067	0.067	0.091	1.334	1.806	0.156
27	0.08	0.02	0.05	0.23	-0.01	-0.01	-0.01	0.68	1.57	0.116	0.040	0.051	0.051	0.051	0.045	0.651	1.209	0.123
28	0.09	0.02	0.05	0.26	-0.01	-0.01	-0.01	0.77	1.80	0.065	0.032	0.046	0.046	0.046	0.060	0.703	1.196	0.143
29	0.09	0.02	0.05	0.24	-0.01	-0.01	-0.01	0.71	1.66	0.083	-0.052	0.074	0.074	0.074	0.052	0.244	1.320	0.103
30	0.07	0.01	0.04	0.19	-0.01	-0.01	-0.01	0.46	0.97	-0.072	-0.053	-0.051	-0.051	-0.051	-0.056	0.235	1.305	-0.046
31	0.34	0.07	0.17	0.92	0.03	-0.01	-0.01	2.41	5.12	0.214	0.048	-0.082	-0.082	-0.082	0.181	0.350	1.797	0.184
32	0.11	0.02	0.06	0.32	-0.01	-0.01	-0.01	0.92	2.16	0.156	-0.036	0.053	0.053	0.053	0.055	0.226	1.569	0.190
33	0.08	0.02	0.04	0.23	-0.01	-0.01	-0.01	0.67	1.63	0.152	0.020	0.046	0.046	0.046	0.032	0.163	0.968	0.103
34	0.09	0.02	0.05	0.26	-0.01	-0.01	-0.01	0.72	1.64	0.078	-0.025	0.031	0.031	0.031	0.058	0.151	0.850	0.084
35	0.10	0.02	0.06	0.31	-0.01	-0.01	-0.01	0.90	2.07	0.085	0.020	0.057	0.057	0.057	-0.037	0.208	1.154	0.118
36	0.78	0.15	0.42	2.24	0.07	0.03	0.01	6.64	15.90	-0.051	-0.041	-0.039	-0.039	-0.039	-0.037	0.286	1.444	0.145
37	0.95	0.11	0.30	1.61	0.05	0.02	-0.01	4.65	10.96	-0.099	-0.095	-0.079	-0.079	-0.079	-0.095	-0.102	0.736	0.082
38	0.95	0.19	0.49	2.69	0.08	0.03	0.01	8.10	19.30	-0.077	-0.064	0.045	0.045	0.045	-0.074	0.199	1.234	0.121
39	0.89	0.18	0.46	2.54	0.07	0.03	-0.01	7.37	17.34	-0.040	-0.037	-0.041	-0.041	-0.041	-0.034	0.038	1.223	-0.031
40	0.58	0.11	0.29	1.61	0.05	0.02	-0.01	4.82	11.40	0.090	-0.015	0.029	0.029	0.029	-0.013	0.173	0.821	0.077
41	0.34	0.07	0.21	1.24	0.02	0.01	-0.01	2.29	5.00	0.093	-0.017	0.014	0.014	0.014	-0.021	0.043	0.693	0.067
42	0.41	0.08	0.24	1.46	0.04	0.01	-0.01	2.93	6.57	0.177	0.017	0.014	0.014	0.014	0.013	0.057	1.538	0.151
43	0.41	0.08	0.22	1.43	0.04	0.02	-0.01	2.86	6.36	0.107	-0.015	0.020	0.020	0.020	0.012	0.046	1.909	0.070
44	0.53	0.11	0.31	1.96	0.07	0.02	-0.01	3.78	8.70	0.226	0.013	0.041	0.041	0.041	0.014	0.064	2.231	0.177
45	0.72	0.16	0.43	2.57	0.07	0.02	-0.01	4.86	10.37	0.124	-0.013	0.021	0.021	0.021	0.043	0.059	1.035	0.091
46	0.23	0.05	0.14	0.87	0.03	0.01	-0.01	1.64	3.83	0.105	0.085	0.027	0.027	0.027	0.058	0.078	1.150	0.107
47	0.34	0.07	0.21	1.28	0.02	0.01	-0.01	2.48	5.53	0.092	-0.010	0.021	0.021	0.021	0.039	0.095	0.859	0.092
48	0.10	0.02	0.06	0.30	0.01	-0.01	-0.01	0.76	1.68	0.034	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	0.011	0.051	0.538	0.025
49	0.23	0.05	0.13	0.64	0.02	0.01	-0.01	1.55	3.44	0.067	0.014	0.082	0.082	0.082	0.011	0.036	1.023	0.045
50	0.26	0.05	0.16	0.76	0.02	-0.01	-0.01	1.93	4.35	0.131	0.013	0.015	0.015	0.015	0.031	0.063	0.662	0.042
51	0.19	0.04	0.12	0.59	0.02	-0.01	-0.01	1.44	3.28	0.079	0.014	0.015	0.015	0.015	0.031	0.043	1.055	0.058
53	0.19	0.04	0.12	0.62	-0.01	-0.01	-0.01	1.28	2.80	0.036	-0.014	-0.010	-0.010	-0.010	0.013	0.027	0.280	0.033
54	0.18	0.04	0.10	0.51	0.02	-0.01	-0.01	1.32	2.96	0.074	-0.012	0.011	0.011	0.011	0.020	0.039	0.950	0.051
55	0.14	0.03	0.09	0.41	0.01	-0.01	-0.01	1.05	2.28	0.045	-0.012	-0.010	-0.010	-0.010	0.019	0.085	0.680	0.045
56	1.53	0.31	0.88	4.35	0.14	0.06	0.02	11.04	25.24	0.064	-0.053	-0.053	-0.053	-0.053	0.039	0.182	0.918	0.086
57	1.58	0.30	0.85	4.31	0.15	0.06	0.01	10.26	22.64	0.071	-0.016	-0.014	-0.014	-0.014	0.013	0.083	0.758	0.069
58	0.41	0.08	0.23	1.16	0.04	0.02	-0.01	3.31	7.38	0.028	-0.018	-0.017	-0.017	-0.017	0.011	0.106	0.244	0.033
59	3.22	0.64	1.82	8.78	0.30	0.11	0.03	19.58	40.34	-0.031	-0.014	0.013	0.013	0.013	-0.010	0.084	2.269	0.130
60	5.33	1.07	2.94	14.81	0.51	0.20	0.06	36.81	80.65	0.201	-0.015	0.048	0.048	0.048	-0.010	0.084	2.269	0.130
61	0.07	0.02	0.07	0.24	-0.01	-0.01	-0.01	0.91	2.45	-0.018	-0.036	0.044	0.044	0.044	-0.044	0.255	0.262	0.033
62	0.07	0.02	0.07	0.24	-0.01	-0.01	-0.01	0.96	2.55	-0.039	-0.029	-0.028	-0.028	-0.028	-0.023	0.255	0.310	-0.029
63	0.08	0.02	0.07	0.26	-0.01	-0.01	-0.01	1.00	2.69	-0.073	-0.042	-0.040	-0.040	-0.040	-0.029	0.181	0.274	-0.053

Mjøsa 2010 vedlegg

	23478-PeCDD	123678-HxCDF	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)	33'44'5'-HxCB (PCB-169)	TE 2378-TCDD	TE 12378-PeCDD	TE 123478-HxCDD	TE 123678-HxCDD	TE 123789-HxCDD
1	-0.025	-0.018	-0.012	-0.018	-0.018	-0.018	-0.032	3.6392	0.2018	2.2337	1.6439	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00
2	0.136	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.015	7.6169	0.6452	6.0031	4.5611	0.05	0.10	0.00	0.00	0.00
3	0.123	0.013	0.018	0.025	-0.010	-0.010	-0.015	8.5868	0.6679	7.2035	5.6432	0.06	0.11	0.00	0.00	0.00
4	0.123	0.013	0.018	0.025	-0.010	-0.010	-0.015	8.5868	0.6679	7.2035	5.6432	0.06	0.11	0.00	0.00	0.00
5	0.108	-0.024	-0.036	-0.026	-0.030	-0.030	-0.056	6.4376	0.4987	3.4058	3.4058	0.07	0.01	0.00	0.00	0.01
6	0.090	-0.035	-0.031	-0.037	-0.042	-0.042	-0.063	7.7922	0.5837	5.2772	4.5104	0.08	0.08	0.01	0.01	0.01
7	0.118	-0.036	-0.032	0.028	-0.045	-0.045	-0.086	10.2551	0.6689	6.0351	3.1891	0.04	0.07	0.01	0.01	0.01
8	0.117	0.015	0.013	0.048	-0.016	-0.016	-0.039	6.9888	0.531	5.3884	4.364	0.06	0.09	0.00	0.00	0.00
9	0.102	0.032	0.018	0.020	0.040	0.040	0.101	7.9888	0.5747	5.2565	4.4882	0.05	0.08	0.01	0.01	0.01
10	-0.025	-0.014	-0.010	-0.015	-0.014	-0.014	-0.029	3.88	0.2338	1.9422	1.5663	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00
11	0.093	-0.045	-0.038	-0.047	-0.040	-0.040	-0.094	6.5938	0.3923	2.5593	1.9418	0.08	0.10	0.01	0.01	0.01
12	0.161	0.037	0.037	0.029	-0.034	-0.034	-0.039	10.7217	0.7041	7.0258	6.0935	0.08	0.10	0.00	0.00	0.01
13	0.083	0.018	-0.022	-0.027	-0.027	-0.027	-0.063	8.2863	0.5067	4.8875	4.2875	0.03	0.05	0.01	0.00	0.01
14	0.148	0.031	-0.031	0.025	0.039	0.039	-0.076	11.4192	0.8682	5.8993	4.1802	0.04	0.08	0.01	0.01	0.01
15	0.101	-0.032	-0.017	-0.034	0.038	0.038	0.046	7.0647	0.5037	4.5714	3.7167	0.04	0.08	0.01	0.01	0.01
16	0.164	0.031	0.032	-0.039	0.023	0.023	-0.061	11.6649	0.8975	7.4671	6.1584	0.06	0.09	0.01	0.01	0.01
17	0.060	0.040	-0.070	-0.050	0.050	0.050	-0.090	5.03	0.36	3.33	2.57	0.10	0.16	0.01	0.01	0.01
18	0.084	0.014	-0.020	0.025	0.017	0.017	-0.032	7.0925	0.4574	5.1455	4.2381	0.08	0.10	0.00	0.00	0.00
19	0.144	0.046	0.062	0.059	0.104	0.104	-0.066	11.6283	0.9326	8.8526	5.7335	0.07	0.08	0.01	0.00	0.01
20	0.150	-0.013	-0.012	-0.014	-0.014	-0.014	-0.020	7.8757	0.6386	5.7509	4.672	0.03	0.04	0.00	0.00	0.00
21	0.365	0.025	0.020	0.028	0.018	0.018	-0.031	15.4451	1.1754	5.8562	3.7431	0.08	0.10	0.01	0.01	0.00
22	0.452	0.059	-0.023	0.055	0.059	0.059	0.012	19.5045	1.5357	7.4421	5.0587	0.09	0.13	0.00	0.01	0.00
23	0.321	0.037	0.025	0.044	0.017	0.017	-0.029	17.4086	1.1991	6.6824	4.3528	0.08	0.13	0.00	0.00	0.01
24	0.435	0.034	0.033	0.055	0.032	0.032	-0.054	25.3923	2.0805	8.3899	5.0055	0.09	0.12	0.01	0.01	0.01
25	0.344	0.075	0.051	0.063	0.102	0.102	0.088	17.1492	1.3524	8.6321	4.3638	0.09	0.12	0.00	0.01	0.01
26	0.558	0.045	0.038	0.043	0.033	0.033	-0.027	21.3985	1.6737	8.4527	5.8246	0.13	0.17	0.00	0.01	0.01
27	0.338	0.030	0.023	-0.027	0.048	0.048	-0.029	15.0408	1.0589	5.6547	3.1319	0.11	0.12	0.00	0.01	0.00
28	0.422	0.036	0.039	-0.016	0.044	0.044	-0.017	14.9402	1.1211	6.078	4.3219	0.06	0.13	0.00	0.00	0.00
29	0.465	0.039	0.019	0.035	0.041	0.041	0.026	19.7189	1.5995	7.1915	4.8517	0.08	0.14	0.01	0.01	0.01
30	0.103	-0.027	0.021	-0.029	0.032	0.032	-0.045	5.3943	0.3834	2.9404	1.9564	0.05	0.07	0.01	0.01	0.01
31	0.494	0.116	0.114	0.073	0.246	0.246	0.158	29.58	2.2693	15.7668	8.2002	0.23	0.21	0.00	0.01	0.01
32	0.475	0.054	0.058	0.029	0.100	0.100	0.054	20.054	1.5889	5.5635	3.1319	0.12	0.16	0.00	0.01	0.00
33	0.328	0.033	0.041	0.041	0.017	0.017	-0.020	14.3698	1.2135	5.734	3.9734	0.07	0.15	0.00	0.00	0.00
34	0.303	0.027	0.016	0.022	0.020	0.020	-0.018	12.7593	0.8504	5.7867	3.8851	0.07	0.08	0.00	0.00	0.00
35	0.408	0.029	0.030	0.031	0.019	0.019	-0.018	16.1478	1.0667	7.1346	5.0151	0.09	0.14	0.00	0.01	0.00
36	0.386	-0.025	-0.021	-0.034	-0.021	-0.021	-0.030	18.9257	1.5196	6.2423	4.6131	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00
37	0.253	-0.046	-0.037	-0.072	-0.055	-0.055	-0.093	11.2563	0.8932	3.5302	2.7622	0.10	0.06	0.01	0.01	0.01
38	0.343	-0.030	-0.028	-0.047	-0.033	-0.033	-0.070	18.7846	1.2443	6.5156	4.2258	0.11	0.08	0.01	0.00	0.01
39	0.375	-0.020	-0.019	-0.025	-0.023	-0.023	-0.033	16.6275	1.2149	4.1865	2.4014	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00
40	0.226	0.015	0.018	0.022	-0.010	-0.010	-0.010	11.6149	0.8129	3.5838	2.4014	0.02	0.09	0.00	0.00	0.00
41	0.218	0.012	0.011	-0.015	-0.011	-0.011	-0.016	9.773	1.3253	12.2789	8.3952	0.08	0.09	0.00	0.00	0.00
42	0.501	0.013	0.029	0.026	0.011	0.011	-0.010	17.233147	2.265232	16.433044	11.493349	0.15	0.18	0.00	0.01	0.00
43	0.302	0.014	0.015	0.010	-0.010	-0.010	-0.012	21.1706	1.4358	11.7586	8.4341	0.12	0.11	0.00	0.00	0.00
44	0.566	0.029	0.027	-0.010	0.030	0.030	-0.010	24.01646	2.133735	18.258971	12.91745	0.16	0.23	0.00	0.00	0.00
45	0.316	0.049	0.016	0.028	0.180	0.180	0.072	12.0937	2.031	19.7806	14.3098	0.13	0.12	0.00	0.00	0.00
46	0.273	0.104	0.032	0.051	0.236	0.236	0.082	14.0806	1.5663	8.9514	5.7962	0.09	0.11	0.00	0.00	0.00
47	0.237	0.102	0.073	0.045	0.229	0.229	0.067	10.155	1.6218	13.1336	9.0739	0.11	0.09	0.00	0.00	0.00
48	0.100	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	-0.010	6.2863	0.7003	3.7894	2.6052	0.05	0.03	0.00	0.00	0.00
49	0.210	0.017	0.013	-0.010	0.015	0.015	-0.010	11.2715	1.3325	7.0852	5.4164	0.08	0.07	0.00	0.00	0.00
50	0.328	0.116	0.080	0.057	0.314	0.314	0.124	16.0416	1.7474	10.1388	7.4231	0.10	0.13	0.00	0.00	0.00
51	0.141	-0.010	0.010	0.011	0.024	0.024	-0.014	7.1228	0.8463	5.1069	3.4565	0.07	0.05	0.00	0.00	0.00
52	0.222	0.018	0.012	-0.010	0.025	0.025	-0.010	12.3921	1.3119	7.5629	5.1284	0.07	0.08	0.00	0.00	0.00
53	0.137	-0.010	-0.010	-0.010	0.010	0.010	-0.010	11.1123	1.1719	6.8296	4.5107	0.07	0.04	0.00	0.00	0.00
54	0.195	0.010	0.010	-0.010	0.010	0.010	-0.010	8.9217	0.9776	3.3254	2.3254	0.04	0.07	0.00	0.00	0.00
55	0.152	-0.010	-0.010	-0.010	0.019	0.019	-0.010	11.2684	1.286	9.6781	6.1808	0.07	0.06	0.01	0.01	0.01
56	0.214	-0.023	-0.037	-0.026	0.020	0.020	0.023	11.2684	1.286	9.6781	6.1808	0.07	0.06	0.01	0.01	0.01
57	0.160	0.015	0.011	-0.010	0.039	0.039	-0.010	9.5785	1.2448	8.2779	5.1743	0.07	0.07	0.00	0.00	0.00
58	0.059	0.013	-0.010	0.011	0.024	0.024	-0.020	4.2056	0.4998	3.1848	1.649	0.03	0.04	0.00	0.00	0.00
59	0.113	0.010	-0.013	-0.010	0.016	0.016	-0.015	9.3544	0.9367	3.3037	1.7326	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00
60	0.583	0.019	0.022	-0.010	0.011	0.011	-0.010	27.4447	3.0641	23.2018	17.6132	0.20	0.20	0.00	0.00	0.00
61	0.056	-0.014	-0.013	0.022	-0.045	-0.045	-0.047	3.3344	0.1838	1.133	0.7654	0.02	0.03	0.00	0.00	0.00
62	0.101	-0.017	-0.016	-0.018	-0.011	-0.011	-0.016	3.9274	0.3796	1.4851	0.9526	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00
63	0.101	-0.016	-0.012	-0.016	-0.016	-0.016	-0.023	4.4458	0.3641	1.3324	0.983	0.07	0.05	0.00	0.00	0.00

Mjøsa 2010 vedlegg

	TE 1234678- HPCDD	TE SUM PCDD	TE 2378- TCDF	TE 12378/123 48-PCDF	TE 23478- PCDF	TE 123478/123 479-HxCDF	TE 123678- HxCDF	TE 123789- HxCDF	TE 234678- HxCDF	TE 1234678- HPCDF	TE 1234789- HPCDF	TE OCDF	TE SUM PCDF	TE SUM PCDD/ PCDF	TE 33'44'- TeCB (PCB-77)	TE 344'5- TeCB (PCB-81)	TE 33'44'- PCB (PCB-126)	TE 33'44'55'- HxCB (PCB-169)	TE SUM TE-PCB	a-HCH
1	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.11	0.00	0.00	0.22	0.05	0.27	0.01
2	0.00	0.00	0.16	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.24	0.00	0.00	0.60	0.14	0.74	0.01
3	0.00	0.00	0.17	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.26	0.00	0.00	0.72	0.17	0.89	0.02
4	0.00	0.00	0.17	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.26	0.00	0.00	0.72	0.17	0.89	0.02
5	0.00	0.00	0.14	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.22	0.00	0.00	0.53	0.10	0.49	0.01
6	0.00	0.00	0.18	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.27	0.00	0.00	0.60	0.14	0.66	0.01
7	0.00	0.00	0.14	0.07	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.26	0.00	0.00	0.60	0.10	0.70	0.02
8	0.00	0.00	0.16	0.03	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.24	0.00	0.00	0.53	0.13	0.67	0.01
9	0.00	0.00	0.15	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.23	0.00	0.00	0.53	0.13	0.66	-0.01
10	0.00	0.00	0.07	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.10	0.00	0.00	0.19	0.05	0.24	0.01
11	0.00	0.00	0.21	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.29	0.00	0.00	0.26	0.06	0.31	0.01
12	0.00	0.00	0.20	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.31	0.00	0.00	0.12	0.18	0.89	0.01
13	0.00	0.00	0.09	0.04	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.17	0.00	0.00	0.49	0.13	0.62	0.01
14	0.00	0.00	0.14	0.05	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.26	0.00	0.00	0.59	0.13	0.72	0.01
15	0.00	0.00	0.14	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.22	0.00	0.00	0.46	0.11	0.57	0.01
16	0.00	0.00	0.17	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.29	0.00	0.00	0.75	0.18	0.93	0.01
17	0.00	0.00	0.29	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.36	0.00	0.00	0.33	0.08	0.41	-0.01
18	0.00	0.00	0.18	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.26	0.00	0.00	0.51	0.13	0.64	0.01
19	0.00	0.00	0.17	0.06	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.30	0.00	0.00	0.89	0.17	1.06	0.02
20	0.00	0.00	0.08	0.05	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.18	0.00	0.00	0.58	0.14	0.72	0.02
21	0.00	0.00	0.20	0.11	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.43	0.00	0.00	0.59	0.11	0.70	0.01
22	0.00	0.00	0.23	0.13	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.51	0.00	0.00	0.74	0.15	0.90	0.01
23	0.00	0.00	0.24	0.13	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.48	0.00	0.00	0.67	0.13	0.80	-0.01
24	0.00	0.00	0.23	0.19	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.57	0.00	0.00	0.84	0.15	0.99	0.01
25	0.00	0.00	0.23	0.13	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.49	0.00	0.00	0.68	0.13	0.82	-0.01
26	0.00	0.00	0.31	0.18	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.37	0.68	0.00	0.00	0.85	0.17	1.02	-0.01
27	0.00	0.00	0.23	0.12	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.47	0.00	0.00	0.57	0.09	0.66	-0.01
28	0.00	0.00	0.21	0.12	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.47	0.00	0.00	0.61	0.13	0.74	-0.01
29	0.00	0.00	0.24	0.13	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.53	0.00	0.00	0.72	0.15	0.87	-0.01
30	0.00	0.00	0.14	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.22	0.00	0.00	0.29	0.06	0.35	-0.01
31	0.00	0.00	0.47	0.18	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.37	0.84	0.00	0.00	1.58	0.25	1.83	-0.01
32	0.00	0.00	0.29	0.16	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32	0.61	0.00	0.00	0.84	0.17	1.01	0.01
33	0.00	0.00	0.23	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.44	0.00	0.00	0.57	0.12	0.69	-0.01
34	0.00	0.00	0.15	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.34	0.00	0.00	0.58	0.12	0.70	-0.01
35	0.00	0.00	0.24	0.12	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.49	0.00	0.00	0.87	0.15	0.87	-0.01
36	0.00	0.00	0.12	0.14	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	0.39	0.00	0.00	0.62	0.14	0.76	0.06
37	0.00	0.00	0.18	0.07	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.36	0.00	0.00	0.35	0.08	0.44	0.04
38	0.00	0.00	0.20	0.12	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.45	0.00	0.00	0.65	0.13	0.78	0.06
39	0.00	0.00	0.09	0.12	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.33	0.00	0.00	0.61	0.13	0.73	0.07
40	0.00	0.00	0.12	0.08	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.27	0.00	0.00	0.36	0.07	0.43	0.06
41	0.00	0.00	0.18	0.07	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.32	0.00	0.00	1.23	0.25	1.48	-0.01
42	0.00	0.00	0.33	0.15	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32	0.65	0.00	0.00	1.64	0.34	1.99	-0.01
43	0.00	0.00	0.23	0.19	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.52	0.00	0.00	1.18	0.25	1.43	0.01
44	0.00	0.00	0.39	0.22	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.41	0.80	0.00	0.00	1.83	0.39	2.22	0.01
45	0.00	0.00	0.26	0.10	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.48	0.00	0.00	1.98	0.43	2.41	-0.01
46	0.00	0.00	0.20	0.12	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.43	0.00	0.00	1.90	0.17	1.07	-0.01
47	0.00	0.00	0.21	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	0.40	0.00	0.00	1.31	0.27	1.59	-0.01
48	0.00	0.00	0.09	0.05	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.18	0.00	0.00	0.38	0.08	0.46	-0.01
49	0.00	0.00	0.15	0.10	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.32	0.00	0.00	0.71	0.16	0.87	-0.01
50	0.00	0.00	0.24	0.15	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28	0.52	0.00	0.00	1.01	0.22	1.24	0.01
51	0.00	0.00	0.12	0.07	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.34	0.00	0.00	0.51	0.10	0.62	-0.01
52	0.00	0.00	0.16	0.11	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.34	0.00	0.00	0.76	0.15	0.91	-0.01
53	0.00	0.00	0.10	0.03	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.18	0.00	0.00	0.67	0.14	0.81	-0.01
54	0.00	0.00	0.15	0.09	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.31	0.00	0.00	0.68	0.14	0.82	-0.01
55	0.00	0.00	0.12	0.07	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.24	0.00	0.00	0.46	0.10	0.56	-0.01
56	0.00	0.00	0.16	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.33	0.00	0.00	0.97	0.19	1.15	0.04
57	0.00	0.00	0.14	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.28	0.00	0.00	0.82	0.16	0.98	0.01
58	0.00	0.00	0.07	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.12	0.00	0.00	0.32	0.05	0.37	0.02
59	0.00	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.11	0.00	0.00	0.22	0.16	0.22	0.01
60	0.00	0.00	0.41	0.23	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.41	0.82	0.00	0.00	2.32	0.53	2.85	0.06
61	0.00	0.00	0.06	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.12	0.00	0.00	0.11	0.02	0.14	0.03
62	0.00	0.00	0.08	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.15	0.00	0.00	0.15	0.03	0.1	

Mjøsa 2010 vedlegg

	b-HCH	g-HCH	α_1 P'-DDE	α_1 P'-DDE	α_1 P'-DDD	α_1 P'-DDD	α_1 P'-DDT	p,p'-DDT	Sum DDT	a-HCHD	b-HCHD	g-HCHD	TBA	PBDE-28	PBDE-47	PBDE-66	PBDE-4	9 + 71	PBDE-77	PBDE-85	PBDE-99	PBDE-100	PBDE-119	PBDE-138	PBDE-153
1	-0.01	0.02	0.02	2.43	0.02	0.12	0.09	0.88	3.57	0.62	-0.03	-0.03	-0.01	-0.01	1.74	-0.01	0.05	-0.01	-0.01	-0.01	0.07	0.29	-0.01	-0.01	0.05
2	-0.01	0.01	0.04	6.13	0.04	0.34	0.22	2.20	8.97	1.99	-0.03	-0.02	-0.01	0.03	6.54	0.02	0.14	0.03	0.03	0.03	0.20	1.33	-0.01	-0.01	0.19
3	-0.01	0.02	0.05	7.58	0.05	0.42	0.26	2.77	11.13	2.45	-0.10	-0.05	-0.01	0.03	7.46	0.04	0.16	0.04	0.04	0.04	0.16	1.57	-0.01	-0.01	0.23
4	-0.01	0.02	0.06	8.99	0.05	0.46	0.29	3.28	13.12	3.18	-0.04	-0.04	-0.01	0.04	9.39	0.04	0.18	0.04	0.04	0.04	0.23	2.04	-0.01	-0.01	0.30
5	-0.01	0.02	0.04	4.82	0.04	0.29	0.18	1.73	7.13	1.29	-0.03	-0.02	-0.01	0.03	4.30	0.02	0.10	0.03	0.03	0.03	0.16	0.84	-0.01	-0.01	0.11
6	-0.01	0.02	0.04	6.07	0.04	0.35	0.23	2.31	9.03	2.15	-0.03	-0.04	-0.01	0.03	6.67	0.03	0.15	0.03	0.03	0.03	0.23	1.42	-0.01	-0.01	0.20
7	-0.01	0.02	0.05	6.63	0.05	0.41	0.24	2.35	9.74	2.60	-0.04	-0.04	-0.01	0.05	8.29	0.03	0.20	0.05	0.05	0.05	0.16	1.52	-0.01	-0.01	0.15
8	-0.01	0.01	0.03	4.66	0.03	0.27	0.16	1.73	6.88	1.37	-0.02	-0.02	-0.01	0.02	4.98	0.02	0.12	0.02	0.02	0.02	0.14	1.37	-0.01	-0.01	0.14
9	-0.01	0.01	0.04	5.89	0.03	0.31	0.21	2.11	8.60	2.05	-0.03	-0.02	-0.01	0.03	6.52	0.02	0.13	0.03	0.03	0.03	0.16	1.37	-0.01	-0.01	0.19
10	-0.01	0.01	0.01	1.81	0.02	0.11	0.08	0.70	2.73	0.26	-0.38	-0.03	-0.01	0.01	1.77	0.04	0.05	0.05	0.05	0.05	0.09	0.27	-0.01	-0.01	0.05
11	-0.01	0.02	0.02	2.49	0.02	0.16	0.12	1.02	3.83	0.13	-0.07	-0.04	-0.01	-0.01	1.43	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.24	0.24	-0.01	-0.02	0.03
12	-0.01	0.01	0.04	6.68	0.04	0.39	0.23	2.46	9.83	1.97	-0.01	0.02	-0.01	0.04	8.36	0.05	0.19	0.04	0.04	0.04	0.24	1.61	-0.01	-0.01	0.23
13	-0.01	0.01	0.03	4.61	0.03	0.28	0.17	1.73	6.84	1.07	-0.03	-0.03	-0.01	0.03	5.97	0.04	0.12	0.03	0.03	0.03	0.19	1.14	-0.01	-0.01	0.18
14	-0.01	0.02	0.05	5.95	0.05	0.43	0.25	2.37	9.10	1.98	-0.02	-0.02	-0.01	0.03	5.36	0.03	0.15	0.03	0.03	0.03	0.17	0.84	-0.01	-0.01	0.13
15	-0.01	-0.01	0.03	4.61	0.03	0.26	0.17	1.64	6.74	0.95	-0.02	-0.02	-0.01	0.03	5.04	0.02	0.11	0.03	0.03	0.03	0.11	0.95	-0.01	-0.01	0.13
16	-0.01	0.01	0.04	6.67	0.05	0.44	0.25	2.54	9.99	2.04	-0.02	-0.02	-0.01	0.03	7.66	0.05	0.17	0.03	0.03	0.03	0.21	1.39	-0.01	-0.01	0.21
17	-0.01	0.01	0.03	3.38	0.03	0.22	0.12	1.14	4.92	0.97	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	2.47	-0.01	0.07	0.01	0.01	0.01	0.05	0.42	-0.01	-0.01	0.05
18	-0.01	0.01	0.04	6.42	0.04	0.44	0.22	2.16	9.32	2.22	-0.01	0.02	-0.01	0.02	5.69	0.01	0.13	0.02	0.02	0.02	0.14	1.20	-0.01	-0.01	0.16
19	-0.01	0.02	0.06	6.72	0.06	0.43	0.29	2.41	9.97	2.13	-0.01	0.03	-0.01	0.03	5.68	0.02	0.16	0.03	0.03	0.03	0.09	1.08	-0.01	-0.01	0.11
20	-0.01	0.02	0.04	5.95	0.04	0.38	0.24	2.15	8.80	2.64	-0.02	-0.02	-0.01	0.02	6.13	0.01	0.13	0.01	0.01	0.01	0.15	1.33	-0.01	-0.01	0.15
21	-0.01	0.01	-0.01	0.92	0.02	0.10	0.13	0.43	1.60	0.34	-0.04	-0.05	-0.01	-0.01	0.50	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.15	0.11	-0.01	-0.01	0.01
22	-0.01	0.01	-0.01	1.08	0.03	0.10	0.15	0.50	1.88	0.31	-0.03	-0.02	-0.01	-0.01	0.60	0.02	0.03	0.03	0.03	0.03	0.18	0.13	-0.01	-0.01	0.02
23	-0.01	0.01	-0.01	1.05	0.02	0.10	0.13	0.48	1.79	0.30	-0.03	-0.03	-0.01	-0.01	0.53	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.17	0.13	-0.01	-0.01	0.02
24	-0.01	0.01	0.01	1.22	0.03	0.13	0.17	0.58	2.14	0.48	-0.04	-0.05	-0.01	-0.01	0.68	0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.20	0.14	-0.01	-0.01	0.01
25	-0.01	0.01	-0.01	1.06	0.02	0.09	0.12	0.49	1.79	0.31	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.62	-0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.18	0.14	-0.01	-0.01	0.02
26	-0.01	-0.01	-0.01	0.94	0.02	0.09	0.12	0.45	1.63	0.29	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.53	-0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.17	0.12	-0.01	-0.01	0.01
27	-0.01	-0.01	-0.01	0.82	0.01	0.08	0.10	0.39	1.42	0.27	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.45	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.13	0.10	-0.01	-0.01	0.01
28	-0.01	0.01	-0.01	0.91	0.02	0.08	0.11	0.44	1.57	0.29	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.48	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.13	0.10	-0.01	-0.01	0.01
29	-0.01	0.01	-0.01	0.84	0.02	0.07	0.11	0.84	1.46	0.20	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.52	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.21	0.13	-0.01	-0.01	0.02
30	-0.01	-0.01	-0.01	0.42	-0.01	0.03	0.06	0.16	0.69	0.06	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.24	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.07	0.08	-0.01	-0.01	0.01
31	0.01	0.01	0.01	2.58	0.02	0.11	0.23	0.91	3.86	0.82	-0.03	-0.02	-0.01	-0.01	2.01	0.04	0.10	0.03	0.03	0.03	0.72	0.81	0.01	0.01	0.09
32	-0.01	0.02	0.02	1.12	0.02	0.10	0.15	0.52	1.93	0.32	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	0.63	-0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.18	0.14	-0.01	-0.01	0.01
33	-0.01	-0.01	-0.01	0.81	0.02	0.07	0.11	0.38	1.41	0.32	-0.14	-0.07	-0.01	-0.01	0.45	-0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.14	0.09	-0.01	-0.01	0.01
34	-0.01	-0.01	-0.01	0.85	0.01	0.07	0.12	0.38	1.42	0.26	-0.03	-0.02	-0.01	-0.01	0.46	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.11	0.11	-0.01	-0.01	0.01
35	-0.01	-0.01	-0.01	1.00	0.02	0.09	0.12	0.45	1.69	0.27	-0.03	-0.03	-0.01	-0.01	0.60	-0.01	0.03	0.03	0.03	0.03	0.17	0.13	-0.01	-0.01	0.02
36	0.01	0.08	0.05	7.98	0.17	0.76	0.94	3.97	13.88	4.55	0.04	0.09	0.01	0.03	4.08	0.03	0.21	0.03	0.03	0.03	0.28	0.68	-0.01	-0.01	0.11
37	-0.01	0.05	0.03	5.12	0.09	0.50	0.61	2.47	8.82	2.72	-0.02	-0.02	-0.01	0.02	2.80	0.10	0.14	0.04	0.04	0.04	0.35	0.83	-0.01	-0.01	0.09
38	0.01	0.08	0.06	9.87	0.20	0.95	1.05	4.53	16.65	4.99	-0.01	0.09	0.02	0.03	5.37	0.05	0.30	0.03	0.03	0.03	1.64	0.88	-0.01	-0.01	0.16
39	0.01	0.09	0.05	8.89	0.16	0.71	0.95	3.93	14.69	3.82	-0.02	0.07	0.01	0.03	4.51	0.05	0.23	0.02	0.02	0.02	1.31	0.79	1.30	-0.01	0.13
40	0.01	0.07	0.04	5.67	0.12	0.50	0.63	2.75	9.71	2.30	-0.02	0.04	0.01	0.02	2.68	0.02	0.13	0.02	0.02	0.02	0.87	0.46	-0.01	-0.01	0.09
41	0.02	-0.01	-0.01	2.84	-0.01	0.09	0.04	0.26	3.25	1.17	-0.02	-0.02	-0.01	-0.01	3.39	0.04	0.05	0.04	0.04	0.04	0.41	1.33	0.02	-0.01	0.16
42	-0.01	-0.01	-0.01	3.61	0.02	0.18	0.11	0.72	4.65	1.59	-0.03	-0.03	-0.01	0.01	3.06	0.03	0.08	0.03	0.03	0.03	0.37	0.87	0.01	-0.01	0.09
43	0.01	0.01	-0.01	3.40	0.03	0.24	0.18	0.86	4.72	1.19	-0.02	-0.02	-0.01	0.01	2.40	0.05	0.13	0.03	0.03	0.03	0.67	0.73	0.01	-0.01	0.10
44	-0.01	0.02	0.01	4.70	0.03	0.28	0.17	1.26	6.45	1.88	-0.03	-0.03	-0.01	0.01	3.29	0.04	0.10	0.04	0.04	0.04	0.35	0.83	0.02	-0.01	0.09
45	-0.01	-0.01	-0.01	6.44	0.01	0.18	0.07	0.41	7.13	3.35	-0.03	-0.03	-0.01	0.02	9.50	0.14	0.22	0.02	0.02	0.02	1.93	3.58	0.05	-0.01	0.45
46	-0.01	-0.01	-0.01	2.02	0.02	0.14	0.08	0.51	2.77	0.69	-0.03	-0.02	-0.01	-0.01	1.40	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.19	0.35	-0.01	-0.01	0.04
47	-0.01	-0.01	-0.01	2.98	0.01	0.13	0.07	0.52	3.72	0.97	-0.03	-0.02	-0.01	-0.01	2.60	0.03	0.05	0.05	0.05	0.05	0.19	0.75	0.01	-0.01	0.07
48	-0.01	0.01	-0.01	0.95	-0.01	0.06	0.04	0.23	1.30	0.32	-0.03	-0.03	-0.01	-0.01	0.57	-0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.12	0.15	-0.01	-0.01	0.02
49	-0.01	-0.01	-0.01	1.96	0.02	0.12	0.11	0.96	4.42	0.64	-0.09	-0.08	-0.01	-0.01	1.16	0.01	0.05	0.05	0.05	0.05	0.26	0.33	-0.01	-0.01	0.04
50	-0.01	0.02	-0.01	2.44	0.02	0.15	0.09	0.61	3.32	0.73	-0.04	-0.04	-0.01	-0.01	1.62	0.02	0.05	0.05	0.05	0.05	0.22	0.42	-0.01	-0.01	0.04
51	-0.01	-0.01	-0.01	1.37	0.01	0.09	0.06	0.35	1.89	0.36	-0.04	-0.04	-0.01	-0.01	0.83	-									

Mjøsa 2010 vedlegg

	PRDE-154	PRDE-183	PRDE-196	PRDE-206	PRDE-209	PFOSA	PFBS	PFHxAs	PFOS	PFDS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	SCCP	MCCP
1	0.11	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.29	-0.10	-0.05	0.89	-0.04	-0.25	-0.39	-0.47	-0.48	-0.49	-0.60	-0.49	4.8	3.2
2	0.44	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.54	-0.17	-0.07	1.34	-0.05	-0.33	-0.57	-0.67	-0.59	-0.63	-1.65	-0.70	4.6	-0.4
3	0.53	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.22	-0.11	-0.04	0.91	-0.05	-0.25	-0.34	-0.48	-0.56	-0.49	-0.51	1.09	3.5	-0.3
4	0.73	-0.01	-0.01	-0.02	-0.02	0.42	-0.09	-0.05	1.60	-0.05	-0.34	-0.59	-0.72	-0.65	-0.73	-0.82	1.02	3.1	-0.5
5	0.33	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	0.33	-0.09	-0.05	1.19	-0.06	-0.30	-0.40	-0.64	-0.63	-0.50	-0.63	1.03	4.5	-0.5
6	0.44	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	0.17	-0.10	-0.04	1.40	0.05	-0.31	-0.40	-0.64	-0.63	-0.63	-0.85	1.68	5.3	-0.6
7	0.41	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	0.33	-0.14	-0.05	1.62	-0.05	-0.30	-1.00	-0.70	-0.74	-0.70	-0.90	-0.70	6.8	-1.4
8	0.30	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	0.38	-0.07	-0.04	1.08	-0.04	-0.28	-0.45	-0.49	-0.48	-0.42	-0.90	0.86	6.8	-0.1
9	0.46	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	0.48	-0.07	-0.05	1.07	-0.04	-0.26	-0.58	-0.56	-0.57	-0.50	-0.67	-0.54	1.3	-0.3
10	0.09	-0.01	-0.01	-0.01	0.37	-0.08	-0.08	-0.05	0.95	-0.05	-0.34	-0.54	-0.76	-0.69	-0.64	-0.78	-0.65	-0.7	-0.7
11	0.07	-0.01	-0.03	-0.03	-0.06	0.36	-0.16	-0.07	0.80	-0.06	-0.27	-0.67	-0.57	-0.49	-0.61	-0.78	-0.57	-0.7	-0.6
12	0.50	-0.01	-0.01	-0.01	0.05	0.39	-0.21	-0.05	1.29	-0.05	-0.29	-0.47	-0.71	-0.56	-0.59	-0.89	-0.63	-0.9	-0.6
13	0.36	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.34	-0.09	-0.05	1.15	-0.05	-0.32	-0.57	-0.85	-0.66	-0.60	-0.76	-0.64	-0.9	-1.2
14	0.28	-0.01	-0.01	-0.01	0.12	0.48	-0.44	-0.07	1.58	-0.07	-0.27	-0.50	-0.80	-0.58	-0.61	-1.06	-0.60	-1.1	-0.4
15	0.29	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	0.26	-0.20	-0.04	0.82	-0.03	-0.48	-0.52	-0.46	-0.41	-0.41	-0.24	-0.42	-2.3	-0.3
16	0.46	-0.01	-0.01	-0.01	-0.01	0.13	-0.04	-0.04	0.79	-0.04	-0.81	-1.04	-1.29	-1.35	-1.36	-1.83	-1.76	8.8	1.7
17	0.14	-0.01	-0.01	-0.01	0.06	0.34	-0.10	-0.06	1.57	0.06	-0.35	-0.46	-1.47	-0.59	-0.87	-1.24	-0.71	-1.7	-0.5
18	0.40	-0.01	-0.01	-0.01	0.07	0.29	-0.05	-0.04	1.16	-0.04	-1.55	-1.91	-2.48	-2.63	-2.47	-2.68	-6.57	6.2	-0.2
19	0.32	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	0.11	-0.05	-0.04	1.09	-0.04	-0.92	-1.50	-1.88	-1.84	-1.42	-2.08	-1.91	2.1	-0.1
20	0.41	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	-0.15	-0.07	-0.06	1.03	-0.04	-1.54	-1.69	-2.22	-2.23	-2.44	-4.54	-4.10	3.5	-0.1
21	0.03	-0.01	-0.02	-0.01	-0.02	-0.13	-0.12	-0.07	0.46	-0.07	-0.24	-0.72	-0.90	-0.83	-0.79	-1.15	-0.85	11	-2
22	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	-0.09	-0.10	-0.05	0.41	-0.06	-0.42	-0.94	-1.23	-1.52	-1.23	-2.30	-1.72	2.6	-0.3
23	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	-0.13	-0.11	-0.09	0.75	-0.08	-0.35	-0.62	-1.37	-1.10	-0.95	-1.32	-1.02	-0.6	-2.4
24	0.04	-0.01	-0.02	-0.02	-0.03	-0.24	-0.14	-0.09	1.57	-0.10	-0.42	-1.32	-2.39	-1.80	-1.71	-2.59	-1.82	3.4	-1.5
25	0.04	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	-0.20	-0.15	-0.11	1.67	-0.11	-0.55	-1.30	-1.90	-1.65	-1.49	-2.00	-1.69	4	-1.2
26	0.03	-0.01	-0.02	-0.01	-0.03	-0.14	-0.10	-0.07	0.55	-0.07	-0.26	-0.61	-0.87	-0.86	-0.77	-1.67	-0.80	-4.4	-1.8
27	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.13	-0.12	-0.07	0.91	-0.07	-0.32	-0.71	-1.13	-0.92	-0.87	-1.28	-0.86	-1.4	-0.6
28	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	-0.13	-0.12	-0.08	1.55	-0.09	-0.38	-0.74	-1.11	-1.06	-1.13	-1.66	-1.18	-1.5	-2
29	0.03	-0.01	-0.02	-0.01	-0.03	-0.12	-0.10	-0.07	0.69	-0.07	-0.49	-1.19	-1.38	-1.45	-1.27	-2.11	-1.53	-1.6	-0.9
30	0.03	-0.01	-0.02	-0.02	-0.04	-0.10	-0.08	-0.07	0.46	-0.06	-0.20	-0.43	-0.89	-0.66	-0.66	-0.81	-0.57	-0.9	-0.9
31	0.19	-0.01	-0.01	-0.01	-0.03	-0.14	-0.12	-0.07	0.44	-0.07	-0.49	-1.47	-1.51	-1.48	-1.20	-1.77	-1.39	3.2	-1.7
32	0.04	-0.01	-0.02	-0.01	-0.03	-0.12	-0.11	-0.06	1.20	-0.07	-0.29	-0.60	-1.05	-0.82	-0.86	-1.20	-0.88	4	-5.6
33	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	-0.11	-0.11	-0.06	0.54	-0.07	-0.42	-0.75	-1.42	-1.16	-0.92	-1.14	-1.27	4	-2.7
34	0.03	-0.01	-0.02	-0.01	-0.03	-0.15	-0.11	-0.08	0.95	-0.08	-0.55	-1.06	-2.09	-1.88	-1.67	-1.69	-2.30	-0.8	-6.7
35	0.03	-0.01	-0.02	-0.01	-0.04	-0.14	-0.11	-0.07	0.79	-0.08	-0.44	-1.04	-0.99	-1.21	-1.27	-1.54	-1.16	-0.7	-3.9
36	0.23	0.01	-0.01	-0.01	0.02	-0.10	-0.08	-0.06	0.45	-0.06	-0.27	-0.60	-0.78	-0.79	-0.68	-0.91	-0.67	-0.8	-0.2
37	0.17	-0.01	-0.01	-0.01	0.06	-0.11	-0.08	-0.05	0.61	-0.06	-0.24	-0.41	-0.67	-0.65	-0.66	-0.66	-0.63	-1.1	-0.2
38	0.28	0.01	-0.01	-0.01	-0.01	-0.12	-0.12	-0.07	0.72	-0.07	-0.30	-0.46	-0.77	-0.82	-0.67	-1.10	-0.67	-0.6	-0.4
39	0.25	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.14	-0.13	-0.08	0.70	-0.08	-0.22	-0.69	-0.76	-0.82	-0.80	-0.73	-0.74	-0.9	-0.2
40	0.16	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.08	-0.08	-0.06	0.53	-0.05	-0.29	-0.52	-0.91	-0.68	-0.63	-1.01	-0.56	-0.6	-0.1
41	0.32	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	-0.10	-0.09	-0.06	0.70	-0.06	-0.22	-0.70	-0.71	-0.64	-1.03	-0.88	-0.70	-0.7	-0.1
42	0.20	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.08	-0.07	-0.05	0.48	-0.05	-0.28	-0.49	-0.63	-0.64	-1.51	-1.43	-0.69	-1	-0.2
43	0.19	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	-0.10	-0.08	-0.06	0.45	-0.05	-0.28	-0.41	-0.71	-0.60	-0.76	-1.16	-0.61	-0.6	-0.2
44	0.21	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	-0.09	-0.09	-0.06	0.77	-0.06	-0.26	-0.95	-1.00	-0.75	-0.62	-1.60	-0.79	-0.8	-0.1
45	0.88	-0.01	-0.01	-0.01	0.04	-0.07	-0.09	-0.05	0.48	-0.04	-0.25	-0.39	-0.71	-0.57	-0.58	-1.02	-0.55	-0.6	-0.2
46	0.10	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.08	-0.07	-0.05	0.85	-0.06	-0.21	-0.42	-0.61	-0.55	-0.45	-0.78	-0.48	-1.2	-0.3
47	0.17	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.11	-0.10	-0.07	1.26	-0.08	-0.24	-0.63	-0.74	-0.75	-1.71	-1.57	-0.46	-1.1	-0.2
48	0.05	-0.01	-0.02	-0.02	-0.03	-0.07	-0.06	-0.05	0.60	-0.04	-0.19	-0.47	-0.45	-0.49	-0.58	-0.49	-0.46	-1.1	-0.2
49	0.09	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	-0.10	-0.09	-0.06	0.78	-0.06	-0.21	-0.41	-0.58	-0.65	-0.64	-1.63	-0.60	-0.6	-0.2
50	0.10	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.10	-0.08	-0.06	1.01	-0.06	-0.24	-0.49	-0.77	-0.78	-0.91	-2.12	-0.57	-1	-0.5
51	0.06	-0.01	-0.01	-0.01	0.12	-0.08	-0.07	-0.06	0.90	-0.05	-0.24	-0.40	-0.67	-0.61	-0.53	-1.68	-0.56	-1	-0.5
52	0.07	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.11	-0.11	-0.07	0.90	-0.08	-0.22	-0.49	-0.79	-0.71	-0.86	-2.33	-0.79	1.8	-0.1
53	0.14	-0.02	-0.05	-0.05	-0.11	-0.08	-0.06	-0.05	1.16	-0.06	-0.28	-0.40	-0.58	-0.53	-0.54	-1.93	-0.61	4.6	-1.6
54	0.07	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.09	-0.07	-0.05	1.01	-0.05	-0.21	-0.36	-0.46	-0.51	-0.57	-0.89	0.84	0.7	-1.6
55	0.05	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.09	-0.08	-0.05	0.73	-0.06	-0.25	-0.41	-0.66	-0.62	-0.90	-1.84	-0.63	8.7	-2.3
56	0.84	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	-0.07	-0.07	-0.04	1.00	-0.05	-0.22	-0.35	-0.53	-0.52	-0.43	-0.80	-0.50	-0.8	-0.1
57	0.58	-0.01	-0.01	-0.01	-0.02	-0.11	-0.10	-0.07	0.19	-0.08	-0.37	-0.61	-0.69	-0.72	-0.69	-1.04	-0.75	-0.4	-0.2
58	0.15	-0.01	-0.01	-0.01	0.01	-0.06	-0.07	-0.04	0.26	-0.04	-0.28	-0.37	-0.42	-0.51	-0.56	-0.51	-0.47	-0.4	-0.2
59	2.68	-0.01	-0.01	-0.01	0.04	-0.06	-0.05	-0.04	0.35	-0.04	-0.26	-0.40	-0.52	-0.58	-0.50	-0.70	-0.52	-0.2	-0.2
60	3.34	0.02	-0.01	-0.01	0.03	-0.10	-0.08	-0.06	0.94	-0.07	-0.38	-0.60	-0.72	-0.65	-1.19	-1.14	-0.73	8.9	-0.2
61	0.02	-0.01	-0.01	-0.01	0.02	-0.15	-0.11	-0.07	0.06	-0.06	-0.59	-1.24	-3.81	-1.06	-1.02	-1.18	-1.30	1.6	-0.1
62	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	-0.13	-0.12	-0.07	-0.07	-0.06	-0.60	-0.84	-2.38	-1.15	-1.14	-3.43	-1.29	.	.
63	0.03	-0.01	-0.01	-0.01	0.03	-0.14	-0.11	-0.06	-0.19	-0.07	-0.69	-1.00	-2.90	-1.16	-1.06	-1.24	-1.40	2.3	-0.3

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	ISBN-nummer 978-82-577-5876-9
---	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Jon Fuglestad	TA-nummer 2774/2011
NIVA LNR 6141-2011		SPFO-nummer 1087/2011

NIVA O-NR 11003	År 2011	Sidetall 62 + vedlegg	KLIFs kontrakt nr. 5011010
--------------------	------------	--------------------------	-------------------------------

Utgiver NIVA	Prosjektet er finansiert av KLIF
-----------------	-------------------------------------

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

Tittel - norsk og engelsk Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2010.

Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa, 2010.

Sammendrag Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB, 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, 2010. Det er òg undersøkt kvikksølv i abbor. Resultatene er sammenliknet med tidligere data fra KLIFs overvåkningsprogram, samt data fra andre forsknings- og overvåkningsprosjekter. Av hovedfunnene nevnes: 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 nå lavere enn i 1993 og 1995, dvs. før de store lokale utslippene startet. Midlere konsentrasjon av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret (2,9 kg) var 1,6 pg TE/kg våtvekt, dvs. under omsetningsgrensen på 8 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 viss økning i 2006–2010 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. Tilsvarende for abbor vil konsentrasjonen overskride grensen ved omlag 30 cm eller 0,35 kg.

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



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:

- overgjødsling
- 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.