



**KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET**

Statlig program for forurensningsovervåking

Rapportnr. 1115/2012

Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2011

TA
2889
2012

Utført av NIVA i samarbeid med NILU

NIVA
Norsk institutt for vannforskning

NILU

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 2011. 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 publisert 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 prøvetakning av biologisk materiale fra 2011 har vært gjort av personell fra NIVA (Jarl Eivind Løvik, Atle Rustadbakken, Sigurd Rognerud, Mette-Gun Nordheim og Eirik Fjeld).

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

Hovedansvarlig for rapporteringen av prosjektet har vært Eirik Fjeld.

For oppdragsgiver har ansvarlig saksbehandler vært sjefingeniør Jon L. Fuglestad, samt Norith Habberstad Eckbo.

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

Oslo, april 2012

Eirik Fjeld

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Extended abstract.....	8
3. Innledning	11
4. Materialer og metoder	12
4.1 Prøvematerialet.....	12
4.2 Analyser – forbindelser og metoder	13
4.3 Reanalyser av materiale fra 2010	13
4.4 Statistiske analyser	15
5. Lengde, vekt og stabile isotoper	16
6. Miljøgifter i fisk, 2011.....	19
6.1 Midlere konsentrasjoner	19
6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter	23
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling	25
7.1 PBDE i ørret	25
PBDE i lågåsild	29
7.2 PBDE i krøkle	31
7.3 HBCDD i fisk	32
7.4 PCB i fisk	34
7.5 DDT i fisk.....	36
7.6 Klorerte parafiner i fisk	38
7.7 Perfluorerte stoffer i fisk	39
7.8 Dioksiner og dioksinliknende PCB i fisk	41
8. Kvikksolv i fisk, tidsutvikling.....	43
8.1 Ørret	43
8.2 Krøkle.....	46
8.3 Lågåsild	48
9. Miljøgifter i <i>Mysis relicta</i>	50
9.1 PBDE.....	50
9.2 HBCDD	51
9.3 PCB	52
9.4 DDT.....	53
9.5 Kvikksolv	54
9.6 Dioksiner, perfluorerte stoffer og klorerte parafiner	55
10. Referanser	57

1. Sammendrag

Som et ledd i Klifs overvåkning av miljøgifter har NIVA høsten 2011 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* (istidskreps).

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

Det har i tillegg blitt reanalyseret arkivert prøvemateriale fra 2010, da vi fikk mistanke om at det var gjort feil i de kjemiske analysene for deler av dette materialet. Det ble bekreftet at konsentrasjonene av PCB, bromerte flammehemmere og DDT i 15 prøver av henholdsvis ørret og lågåsild fra 2010 var feilaktig lave. Disse feilene er rettet opp i denne rapporten.

For å belyse utviklingen i forurensningssituasjonen er resultatene fra 2011 satt sammen med tidligere data fra Klifs overvåkningsprogram (startet i 2003), samt data fra andre forsknings- og overvåkningsprosjekter.

For hver forbindelse/stoffgruppe ble det gjort analyser av 20 muskelprøver av hver art. Midlere vekt (\pm standard avvik) for ørret, krøkle og lågåsild var henholdsvis: $3,4 \pm 2,0$ kg, 45 ± 28 g, og 79 ± 4 g.

Resultatene bekrefter at det fra 2005/2006 av har vært en avtakende trend i nivåene av flammehemmerne PBDE og HBCDD i fisk og *Mysis*. En tidsserie for lågåsild viser at konsentrasjonene av PBDE nå er på omlag samme nivå som på første halvdel av 1990-tallet, fra før de store utsippene startet ved Lillehammer. For PCB har nivåene i hovedsak vært forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet. Konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB var under gjeldende omsetningsgrense for alle artene. Konsentrasjonen av kvikksølv har gått betydelig ned siden de høye nivåene på 1960- og 1970-tallet, men for ørret kan det registreres en viss økning i 2006–2011 sammenliknet med data fra de foregående ti år. I gjennomsnitt vil konsentrasjonen av kvikksølv i ørret overstige omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg når fisken blir større enn omlag 55 cm eller 1,9 kg.

PBDE — polybromerte difenyletere

Midlere konsentrasjoner av Σ PBDE9 (ni viktige kongenerer) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2011 var henholdsvis 48,8, 4,7 og 6,0 ng/g våtvekt. En sammenlikning med historiske data viser at dagens nivåer er omlag 5–11 % 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 omlag 80–90 % av Σ PBDE9. Andelen av BDE-99 varierte betydelig mellom artene og den var i liten grad tilstede hos krøkle.

Trendanalyser bekrefter at det har skjedd en statistisk signifikant reduksjon i konsentrasjonen av PBDE på våtvektsbasis fra midten av 2000-tallet, både for ørret, lågåsild og krøkle. For lågåsild var midlere konsentrasjonen i prøvene fra 2011 (6 ng/g våtvekt) omlag på samme nivå 1993 og 1995 (4 ng/g våtvekt), som er fra før de store utsippene av PBDE begynte.

Reduksjonen over tid har vært størst for BDE-99. Dette har trolig sammenheng med at denne kongeneren lett biotransformeres (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 2011 fra Skreia, midtfjords i Mjøsa, var 0,9 ng/g våtvekt. Dette er 14 % av konsentrasjonen i 2005 (6,6 ng/g våtvekt), som er det høyeste nivå registrert.

HBCDD — heksabromocyclododekan

Midlere konsentrasjon av α -HBCDD i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2011 var henholdsvis 10,8, 3,1 og 0,8 ng/g våtvekt. Dette er en betydelig reduksjon i forhold til de maksimale nivåene som ble målt på midten av 2000-tallet (\approx 10–30 % av nivået). De to andre isomerene, β - og γ -isomerene, forekommer kun i små mengder. I de tekniske blandingene av HBCDD dominerer γ -isomeren, men den lave tilstedeværelsen av denne i fisk kan forklares med en bioisomerisering til α -HBCDD.

For *Mysis* var middelkonsentrasjonen av α -HBCDD fra 2011 ved Skreia 0,6 ng/g våtvekt, dvs. en reduksjon til 30 % av nivået i 2009 og 20 % av nivået i 2005.

PCB — polyklorerte bifenyler

Midlere konsentrasjon av \sum PCB7 i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2011 var henholdsvis 24,5, 7,6 og 3,8 ng/g våtvekt. Dette er en betydelig reduksjon siden 1990-tallet, hvor prøver av ørret og lågåsild viser konsentrasjoner på henholdsvis 75 og 50 ng/g våtvekt (redusert til omlag 15 og 30 % av nivået).

Middelkonsentrasjonen av \sum PCB7 hos *Mysis* i fra 2011 ved Skreia var 4,2 ng/g våtvekt. Tidligere høyeste måling ved denne stasjonen var i 2006 med 2,9 ng/g våtvekt. Ekskluderes én av prøvene fra 2011 med svært høy konsentrasjon faller middelverdien til et mer vanlig forekommende nivå på 1,5 ng/g våtvekt.

DDT

Midlere konsentrasjon av \sum DDT i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2011 var henholdsvis 33,4, 6,1 og 15,4 ng/g våtvekt. Konsentrasjonene har sunket vesentlig siden 1998 da konsentrasjonene i prøver av ørret og lågåsild var henholdsvis 61 og 54 ng/g våtvekt (redusert til omlag 55 og 10 % av nivået).

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

Klorerte parafiner

Midlere konsentrasjon av SCCP (kortkjedede klorerte parafiner) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2011 var henholdsvis 1,7, 1,5 og 0,9 ng/g våtvekt. Dette er omlag likt med nivåene i 2009 og 2010, men en markert reduksjon til omlag 10–30 % av 2008-nivåene.

Konsentrasjonen av MCCP (mellomkjedede klorerte parafiner) var som tidligere under deteksjonsgrensen (typisk $< 0,5$ ng/g våtvekt). For krøkle finnes det analyser 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 2011 var 3,2 ng/g våtvekt. Dette er vesentlig lavere enn nivåene fra 2008 (13–20 ng/g våtvekt).

Perfluorerte stoffer

Av perfluorerte stoffer ble det i 2011 påvist følgende forbindelser i kvantifiserbare mengder: PFUnA, PFOA, PFOS og PFDcA (sortert i synkende forekomst). Summen av disse forbindelsene i ørret, lågåsild og krøkle fanget var henholdsvis 3,8, 3,0 og 4,3 ng/g våtvekt. Det er første gang PFOA, PFDcA og PFUnA er påvist i kvantifiserbare mengder. Deteksjonen av flere perfluorerte stoffer i 2011 kan skyldes at det nå har blitt benyttet et nyere analyseinstrument med bedre deteksjonsgrenser.

Hos *Mysis* var det kun PFOA som forekom i kvantifiserbare mengder i 2011, og midlere konsentrasjonen var 1,5 ng/g våtvekt. PFOA har ikke tidligere blitt påvist i kvantifiserbare mengder i *Mysis*. Tidligere har PFOS og PFOSA blitt påvist i prøvene.

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 2011 var henholdsvis 2,7, 1,1 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 ørret. Hos *Mysis* var midlere konsentrasjon i tre prøver 1,28 pg TE/g våtvekt.

Hg – kvikksølv

Midlere konsentrasjoner av kvikksølv i prøvene av ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2011 var henholdsvis 0,72, 0,12, og 0,48 mg/kg våtvekt.

For ørret finnes det et større datamateriale på kvikksølvkonsentrasjoner for perioden 1979–2009 og sammenlikninger av lengdejusterte middelverdier (57,5 cm, 2,1 kg) er mulig. Etter et svært høyt nivå i 1979–80 på 1,39 mg/kg, falt konsentrasjonen og nådde et minimum i 2005 på 0,36 mg/kg. Deretter økte den brått til et høyere nivå i området 0,44–0,59 mg/kg i 2006–2011. Nivået i 2011 (0,59 mg/kg) var ikke statistisk signifikant forskjellig fra de i 2006–2010. Basert på materialet fra 2006–2011 er det overveiende sannsynlig at omsetnings-grensen 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 til ørreten eller redusert vekst.

For *Mysis* i 2011 var den midlere konsentrasjonen i tre prøver fra Skreia 2009 ved 0,017 mg/kg våtvekt, og dette er innenfor variasjonsområdet vi har observert siden 2006.

2. Extended abstract

Title: Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa, 2011

Year: 2012

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

Source: Climate and Pollution Agency (Klif) report TA-2889/2011

ISBN NO: 978-82-577-6092-2

Here, we report the results of 2011 from the monitoring program on environmental contaminants in Lake Mjøsa. The study is done by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and Norwegian Institute for Air Research (NILU) (chemical analysis) on behalf of the Climate and Pollution Agency (Klif). 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. From each fish species, 20 samples of muscle filets were analyzed for different contaminants. The mean weight (\pm SD) of the analyzed fishes was: brown trout, 3.4 ± 2.0 kg; smelt, 45 ± 28 g; vendace, 79 ± 4 g.

Time series of contaminants in fish were compiled by combining data from the monitoring program of Klif (started in 2003) with data from other surveys and research projects, extending 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 2011 were respectively 48.8, 4.7 and 6.0 ng/g w.w. (wet weight). This is about 5–11% 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 this congener was present only in 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 2011 (6 ng/g w.w.) was about the same as in 1993 and 1995 (4 ng/g w.w.), which is before major discharges of PBDEs from a local textile factory began.

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

A decreasing trend of PBDE was also shown for the planktonic crustacean *Mysis relicta* (an important food item for smelt). At the Skreia station, in the central part of the lake, the mean concentration was reduced from 26.2 ng/g w.w. in 2005 to 0.9 ng/g w.w. in 2011 (three samples).

HBCDD — heksabromocyclododekan

Mean α -HBCDD concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2011, were 10.8, 3.1 and 0.8 ng/g w.w., respectively. The concentrations were dominated by the α -isomere, whereas the β - and γ -isomeres only existed in small amounts. In technical HBCDD products the γ -isomere is prevailing, but the low presence of this isomere in fish may be

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

In the planktonic crustacean *M. relicta* the mean concentration in three samples from 2011 was 0.6 ng/g w.w.. This is a reduction to 30% of the 2009 level and 20% of the 2005 level.

PCB — polychlorinated biphenyls

Mean Σ PCB7 concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2011, were 24.5, 7.6 and 3.8 ng/g w.w. This is a significant reduction compared to the 1990's, when the concentrations in trout and vendace were about 50 and 75 ng/g w.w., respectively.

The average concentration of Σ DDT in *Mysis* samples from 2011 was 4.2 ng/g w.w., which is his somewhat higher than the levels in recent years. This is mostly due to an elevated concentration in one of the three 2011 samples. If this one is excluded, the mean concentration drops to the more common concentration of 1.5 ng/g w.w.

DDT

Mean Σ DDT concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2011, were 33.4, 6.1 and 15.4 ng/g w.w., respectively. This is a substantial reduction as compared with data from 1998, when concentration of 61ng/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 2011 was 3.3. ng/g w.w. This is about 60% of the concentration in 2006.

Chlorinated paraffins

Mean concentrations of SCCP (short chained chlorinated paraffins) in brown trout, vendace and smelt, caught in 2011, were respectively 1.7, 1.5 and 0.9 ng/g w.w. The levels are about the same as those in the two previous years, but reduced to approximately 10–30% of the levels in 2008. 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 (usually < 0.5 ng/g w.w.)

Mean concentrations of SCCP in three samples of *M. relicta* from 2011 were 3.2 ng/g w.w. This is substantially lower than the levels from 2008 (13–20 ng/g w.w.).

Perfluorinated alkylated substances

PFUnA, PFOA, PFOS and PFDcA were found in quantifiable amounts in all three fish species in 2011(sorted in decreasing concentrations). The mean sum of these compounds in brown trout, vendace and smelt were respectively 3.8, 3.0 and 4.3 ng/g w.w. For the first time PFOA and PFUnA are found in quantifiable concentrations in fish from Lake Mjøsa. The detection of new PFCs may be due to the use of a new and improved analytical instrument.

Only PFOA were found in quantifiable amounts in the three samples *M. relicta* from 2011. Average concentration was 1.5ng/g w.w. This is the first time PFOA is found in quantifiable concentrations in *M. relicta* from Lake Mjøsa.

Dioxins and dioxin-like PCBs

Mean concentrations of toxic dioxin equivalents (TE) of dioxins and dioxon-like PCBs in brown trout, vendace and smelt, caught in 2011, were 2.7, 1.1 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. relictus* was 1.28 pg TE/g w.w.

Mercury

Mean concentrations of mercury in brown trout, vendace, smelt and perch, caught in 2011 were 0.72, 0.12, and 0.48 mg/g w.w., respectively.

In brown trout, the length adjusted mean mercury concentrations (mean length \approx 57,5 cm, mean weight \approx 2,1 kg) was reduced from 1.39 mg/kg in a survey from 1979–1980 to 0.36 mg/kg in survey carried out in 1982–1984. A decreasing trend was found up to 2005 (0.36 mg/kg), but then the concentrations in 2006 abruptly increased and varied between 0.44–0.59 mg/kg in 2006–2011. The level in 2011 (0.59 mg/kg) was not statistically significantly different from those in 2006–2010. Based on the 2006–2011 data 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.

For *M. relictus* the average concentration of mercury in 2011 was 0.017 mg/kg w.w, which is within the concentration range observed since 2006.

3. Innledning

Som et ledd i Klifs overvåkning av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa høsten 2011. Prøvene ble analysert for ulike organiske miljøgifter og kvikksølv ved NILUs analyselaboratorium. Dette overvåkningsprogrammet startet opp i 2003, etter at det ble rapportert om betydelig forhøyede konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i fisk fra Mjøsa (Fjeld *et al.* 2001, NILU/NIVA 2003).

I denne rapporten redegjøres det for forekomsten av bromerte flammehemmere av typen PBDE og HBCDD, PCB, klorerte parafiner, dioksiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv i fisk og krepsdyret *Mysis relicta* (sistidskreps).

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.

4. Materialer og metoder

4.1 Prøvematerialet

Prøvematerialet av ørret, lågåsild, krøkle og *Mysis* ble innsamlet i løpet av høsten 2011 (september–oktober), mens materialet av abbor ble innsamlet i november.

Fisken ble i hovedsak fanget av lokale fiskere. Det meste av fisken ble fanget nord i Mjøsa, ved Vingrom, mens et mindre antall krøkle og ørret ble fanget vest for Helgøyea eller 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* blandet med zooplankton ble oppbevart kjølig ($\approx 4^{\circ}\text{C}$) noen få timer etter prøvetakning fram til at de ble bearbeidet og *Mysis* ble sortert fra. *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. Blandprøvene besto av materiale fra to til tre jamnstore individer. Alle prøver ble oppbevart nedfryst ved -20°C på spesialbehandlerte glass (glødet ved 500°C) fram til analyse.

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

art	fangstår	miljøgift	referanse
krøkle, lågåsild	1967–1968	Hg	Underdal 1970
krøkle, lågåsild, ørret, abbor	1979–1980	Hg	Sandlund <i>et al.</i> 1981
krøkle, ørret	1982–1984	Hg	Eriksen <i>et al.</i> 1991
krøkle, ørret, abbor	1998	Hg, PCB	Fjeld <i>et al.</i> 1999
krøkle, lågåsild, ørret	1993–2003	PBDE, PCB	Fjeld <i>et al.</i> 2004a Mariussen <i>et al.</i> 2008
krøkle, lågåsild, ørret	1993–2003	PBDE, PCB	Fjeld <i>et al.</i> 2004b
krøkle, lågåsild, ørret	2004	PBDE, PCB, Hg	Fjeld <i>et al.</i> 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, 2009, 2010	PBDE, HBCDD, PCB, Hg	Fjeld <i>et al.</i> 2008, 2009, 2010, 2011

4.2 Analyser – forbindelser og metoder

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

- Polyklorerte bifenyl (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-ortho PCB, opparbeider sammen med dioksiner)
- Dioksin (polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner)
- Kortkjedete klorparafiner (SCCP)
- Mellomkjedete klorparafiner (MCCP)
- Diklordifenylytrikloretan (DDT) med nedbrytningsproduktene DDD og DDE
- Perfluorerte forbindelser (PFCs) (PFOSA, PFBS, PFHxS, PFOS, PFDCS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDCa, PFUnA)

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

De tidligste dataene på Σ 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 analysene gjort på blandprøver av flere individer.

4.3 Reanalyser av materiale fra 2010

Ved multivariate analyser av resultater fra 2010 og sammenlikninger med resultater fra 2009 og 2011 ble det registrert et avvikende lavt resultat for en rekke forbindelser i 30 fiskeprøver

fra 2010. I det følgende gis det en redegjørelse fra NILU om forholdene omkring reanalyser gjort av 2010-materialet.

Ny opparbeidelse og ny analyse av 2010-prøver viste at konsentrasjonene av komponentgruppene PCB, DDT, HCH og BFR i flere prøver fra 2010 var underestimert. Det samme var ikke tilfelle for dioksin og PFC. Det beregnede fettinnhold i prøvene var også det samme som i 2010. Samtlige av prøvene med feil i konsentrasjoner var opparbeidet i samme periode.

Kvalitetssikring av resultater

Kvalitetskontrollen avslørte ingen feil i resultatene. Samtlige av de ulike trinnene som kan føre til feil i resultater har blitt kontrollert og funnet i orden:

- Korrekt bruk av samtlige standarder
- Korrekte utveiinger av prøver og adsorbenter
- Riktig beregninger av resultater
- Korrekt kvantifisering av topper i kromatogrammer
- Alle metoder som er brukt er de korrekte metodene
- Det var også kjørt kontrollprøver i perioden. Kontrollprøven var godkjent for gjeldende periode.
- Alt personale som hadde jobbet med prøvene var opplært og godkjente i prosedyrene som var benytter

Reanalyse av prøver

Da ingen feil ble oppdaget under kontroll, ønsket NILU å gjøre bestemmelsene på nytt.

Reanalyse av dioksiner, furaner og lipidinnhold var som 2010. Bestemmelsen av komponentgruppene PCB, DDT, HCH og BFR viste imidlertid høyere resultater for de resultater som var mistenkt å være for lave.

Årsaken til feil i resultater

Den mest sannsynlige forklaringen er at blandingsforhold i ekstraksjonsmiddelet har vært feil for de gjeldende prøver. Det har gitt en for lav ekstraksjonseffektivitet av de nevnte komponentene. Interne standarder var likevel godt nok ekstrahert fra prøven, og feilen har derfor ikke vært oppdaget. Ved blanding av løsemiddel for ekstraksjon lages et fast volum. Volumet holder til ca 30 ekstraksjoner før det igjen blandes nytt. Alle prøvene med for lave resultater var opparbeidet samtidig og dermed også samme flaske med blandet løsemiddel. Denne feilen har ikke blitt fanget opp. Den eneste måten å kunne ha oppdaget denne feilen var om kontrollprøven var blitt ekstrahert med samme løsemiddel batch som de aktuelle prøver.

Konsekvens

En måte å sikre mot at en slik feil vil skje igjen er å analysere en kontrollprøve pr. løsemiddelflaske. Et alternativ er å repetere enkelte prøver i prøvesettet (stikkprøver) for å kunne avdekke eventuelle feil. Begge alternativer vil være tid- og ressurskrevende og vil bety en betydelig økt kostnad. NILU kjenner heller ikke til at en slik feil har skjedd tidligere, og det er svært lite sannsynlig at en slik feil blir gjentatt.

Dataanalysen er også en svært viktig del av kvalitetssikringen. Tett kontakt mellom laboratoriet og den som foretar dataevaluering er svært viktig for totalkvaliteten av et prøvesett av denne typen.

4.4 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 analyser) 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 det må 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 i hovedsak lite (Tabell 1, Figur 1). Ørreten var typisk sportsfiskstørrelse, med en midlere lengde og vekt på omlag 67 cm og 3,4 kg. Dette er noe større enn hva som opprinnelig ble ønsket (foretrukket middelvikt \approx 2 kg), men uvanlige værforhold med store nedbørsmengder og kraftig flom gjorde at tilbudet av fisk var begrenset og vi kunne ikke være selektive i valg av fisk. 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.

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

Forholdet mellom de stabile N-isotopene kan benyttes til å si noe om fiskens relative plass i næringskjeden (trofisk posisjon), mens forholdet mellom de stabile C-isotopene kan si noe om karbonkildene i dietten. Forholdet mellom den tyngste og letteste stabile N-isotopen, målt som $\delta^{15}\text{N}$, øker med ca 3,4 ‰ for hvert trofisk nivå i næringskjeden. (Minagawa and Wada, 1984). Bruken av stabile N-isotoper gir et kontinuerlig og individuelt mål på fiskens trofiske posisjon i næringskjeden.

Midlere trofisk posisjon, målt som $\delta^{15}\text{N}$, var høyest hos ørret (14,72 ‰), mens krøkle og lågåsild hos ørret og krøkle hadde sammenliknbare middelverdier (henholdsvis 13,87 og 13,62 ‰). Som tidligere (2008–2010) fantes det betydelig individuell variasjonen innenfor hver av artene; variasjonsbredder nær 2 ‰ hos krøkle, og 1,6 og 1,3 ‰ hos lågåsild og ørret. Trofisk nivå hos Mysis (midlere $\delta^{15}\text{N}$ var 10,65 ‰) indikerte at den lå mer enn ett trofisk trinn under ørret (forskjell på 4 ‰), nær ett trofisk nivå under krøkle og lågåsild (forskjell på henholdsvis 2,9 og 3,2 ‰).

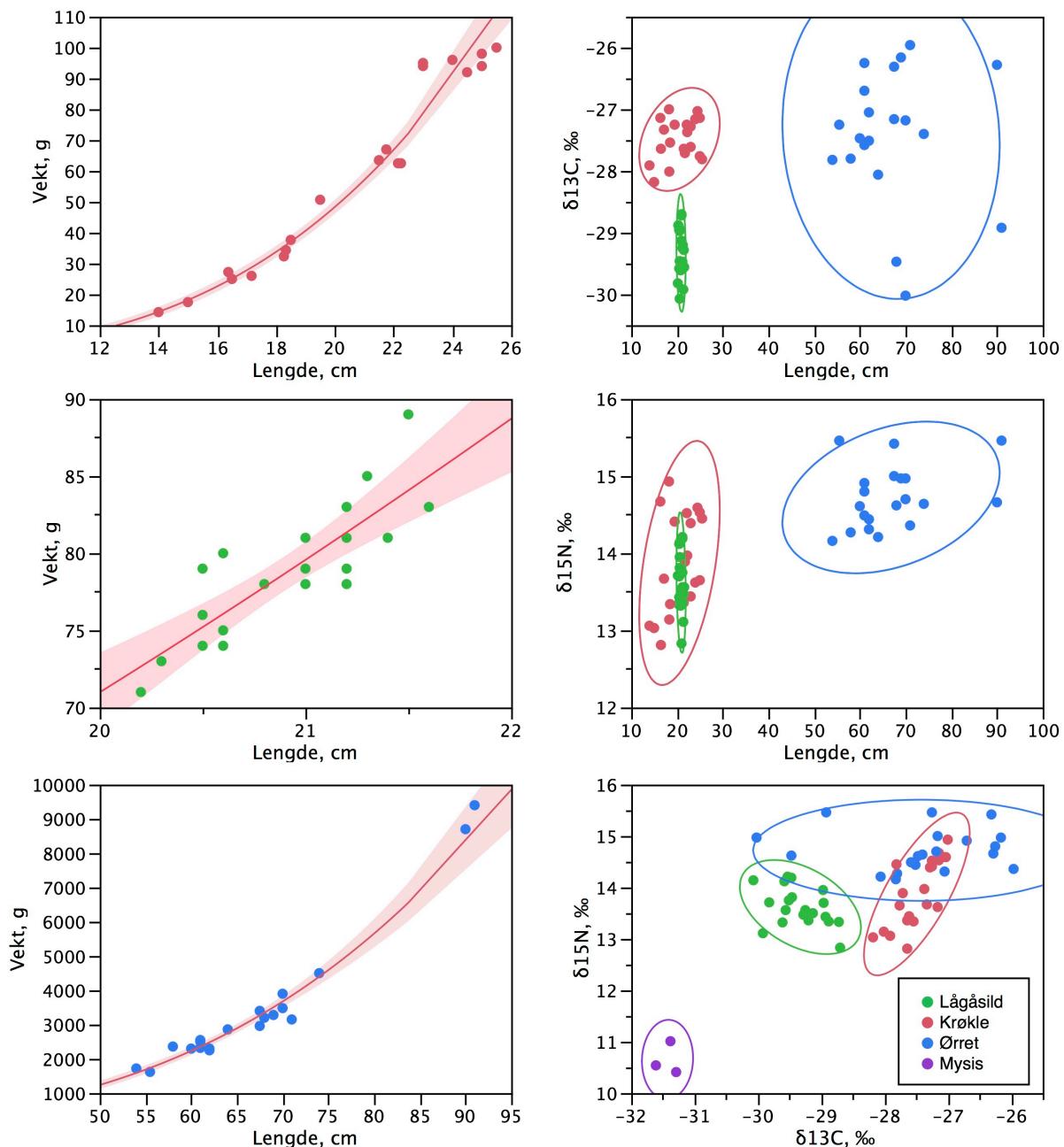
Tabell 2. Lengde, vekt og forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) for individene/prøvene av fisk og Mysis fra Mjøsa, fanget i 2011. Antall prøver (N), middelverdi og standardavvik (SD) er gitt.

Art		Lengde, cm	Vekt, g	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	$\delta^{13}\text{C}$, ‰
Krøkle	N	45	45	20	20
	Middel	18,9	45,2	13,87	-27,49
	SD	3,6	27,9	0,65	0,34
Lågåsild	N	20	20	20	20
	Middel	20,9	78,9	13,62	-29,33
	SD	0,4	4,3	0,37	0,39
Ørret	N	20	20	20	20
	Middel	66,8	3437,5	14,72	-27,42
	SD	9,7	2047,4	0,40	1,09
Mysis	N			3	3
	Middel			10,65	-31,43
	SD			0,32	0,17

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). Lågåsild 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 lågåsild. Den større krøkla sine kannibalske tendenser er vel dokumentert (Sandlund et al. 1980). Det er derfor rimelig at de har nært samme trofiske posisjon som mjøsørret.

Lågåsildas $\delta^{13}\text{C}$ signatur er typisk for fisk som lever av plankton og særlig vannlopper i innsjøens øvre deler (Rognerud et al. 2008). Krøkle og ørret hadde i hovedsak en tyngre signatur (ca 2–4 ‰) enn lågåsild. Da C-isotoper fraksjonerer lite fra ett trofisk nivå til ett annet, kanskje ikke mer enn 0,2 ‰ (France and Peters 1997), kan slik fraksjonering ikke forklare de store forskjellene mellom artene. En mulig årsak er 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 lågåsild.



Figur 1. Lengde – vekt forhold (regresjonskurver m. 95 % konfidensintervall) mellom fisken fanget i 2011 (venstre kolonne) og spredningsdiagram med 95 % konfidensellipser for isotopforhold ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) og fiskelengde (høyre kolonne).

6. Miljøgifter i fisk, 2011

6.1 Midlere konsentrasjoner

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

I Figur 2 har vi plottet konsentrasjonen av de enkelte hovedgruppene miljøgifter mot fiskelengde. Vi ser at det for flere av forbindelsene var en relativt svak sammenheng mellom konsentrasjon og fiskelengde for de enkelte artene. Det må her bemerkes at det er en svært liten spredning i fiskestørrelse innen de enkelte artene, særlig for krøkle og lågåsild. 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).

I omtalen av konsentrasjonene i ørret har vi her inkludert samtlige 20 individer. I de seinere kapitlene hvor vi beskriver trendene har vi imidlertid for visse komponenter ekskludert to storvokste individer slik at disse resultatene er basert på 18 individer. Dette har vi gjort for å få et størrelsesmessig mest mulig homogent materiale.

Tabell 3. Midlere konsentrasjoner (med standard avvik, SD) av de ulike hovedgruppene miljøgifter i fisk fra Mjøsa, fanget høsten 2011. Alle konsentrasjoner er oppgitt på våtvektsbasis. Antall prøver var 20.

analysevariabel	gjennomsnitt			SD		
	krøkle ^a	lågåsild	ørret	krøkle ^a	lågåsild	ørret
Lipid, %	0,98	4,39	3,19	0,53	1,02	2,17
Hg, mg/kg	0,48	0,12	0,72	0,21	0,02	0,44
ΣPCB7, ng/g	3,81	7,59	24,54	2,16	2,02	15,64
ΣPCB, ng/g	8,31	12,92	51,96	4,76	3,90	35,10
ΣPCDD/PCDF, pg TE/g	0,31	0,42	0,50	0,16	0,11	0,28
Σn-o PCB, pg TE/g	0,42	0,65	2,04	0,25	0,19	1,12
Σm-o PCB, pg TE/g	0,02	0,04	0,13	0,01	0,01	0,08
ΣDDT, ng/g	6,06	15,39	33,88	0,25	0,19	1,12
a-HBCD, ng/g	0,75	3,13	10,79	1,16	1,12	9,45
ΣPBDE9 ^b , ng/g	4,73	6,00	48,80	3,32	1,97	56,88
SCCP, ng/g	0,9	1,5	1,7	0,4	2,1	1,4
PFOS, ng/g	0,83	0,55	0,75	0,40	0,21	0,25
PFOSA, ng/g	0,51			1,08		

^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), med unntak av et fåtall verdier av PBDE-28 (3 krøkle) og PBDE-49+71 (3 lågåsild). Dette er som for undersøkelsene fra 2007–2010 (Fjeld *et al.* 2008, 2009, 2010, 2011). De øvrige sju analyserte kongenerene var i all hovedsak under deteksjonsgrensen, og vi har derfor ikke benyttet oss av disse. Midlere konsentrasjon av disse ni, ΣPBDE9, varierte mellom 4,7–48,8 ng/g våtvekt. Høyest for ørret og lavest for krøkle.

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). Dette har vært et gjennomgående fenomen siden overvåkningen startet. Konsentrasjonene av BDE-209 (hovedingrediensen i det tekniske 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	0,4	0,4	0,3
BDE-47	73,1	59,6	64,8
BDE-66,	0,8	1,1	1,0
BDE-49+71	1,9	2,5	1,7
BDE-99	2,1	19,6	7,8
BDE-100	15,8	11,3	17,3
BDE-153	1,5	1,9	2,1
BDE-154	4,4	3,7	5,1

* 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 1 % og 90 %, minst hos ørret og mest hos krøkle. Ved å erstatte observasjonene under deteksjonsgrensen med halve denne har vi beregnet de midlere konsentrasjonene av sum HBCDD til 1,0–11,1 ng/g våtvekt (lavest hos krøkle og høyest hos ørret), hvor α -HBCDD dominerte med 91–97 %.

PCB

For PCB var midlere sum av sju vanlig forekommende kongenerer (Σ PCB7, «Seven Dutch») i området 3,8–24,5 ng/g våtvekt, mens den totale mengden PCB var omlag det dobbelte. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet hos ørret, den laveste hos krøkle. Omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) var midlere konsentrasjon av sum mono-ortho PCB (Σ m-o PCB) i området 0,02–0,13 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 6,1–33,9 ng/g våtvekt, høyest hos ørret og lavest hos krøkle. Konsentrasjonene ble dominert av *p,p'*-DDE (59–80 %) og *p,p'*-DDT (13–27 %).

Dioksiner og non-orto PCB

Midlere sum av toksiske dioksinekvivalenter (TE) fra dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) var i området 0,31–0,50 pg TE/g våtvekt. For summen av non-orto PCB (Σ n-o PCB) varierte det mellom 0,44–2,17 pg TE/g våtvekt. De høyeste konsentrasjonene ble funnet hos

ørret og de laveste hos krøkle. Beregningen av toksiske ekvivalenter er gjort etter Van den Berg *et al.* (2006)

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).

Midlere sum av toksiske dioksinekvivalenter fra dioksiner, dibenzofuraner, non-ortho og mono-ortho PCB var under EUs grenseverdier for alle artene. For ørret, lågåsild og krøkle var de henholdsvis 2,67, 1,13 og 0,75 pg TE/g våtvekt. 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.

Klorerte parafiner

For klorerte parafiner behandler vi her kun SCCP (kortkjedede klorerte parafiner). For MCCP (mellomkjedede klorerte parafiner) var nivåene svært lave og 90 % av prøvene under metodens deteksjonsgrense (<0,1 ng/g våtvekt). Vi velger derfor å se bort fra disse resultatene. Midlere konsentrasjoner av SCCP var i området 0,9 – 1,7 ng/g våtvekt, høyest for ørret og lavest for krøkle.

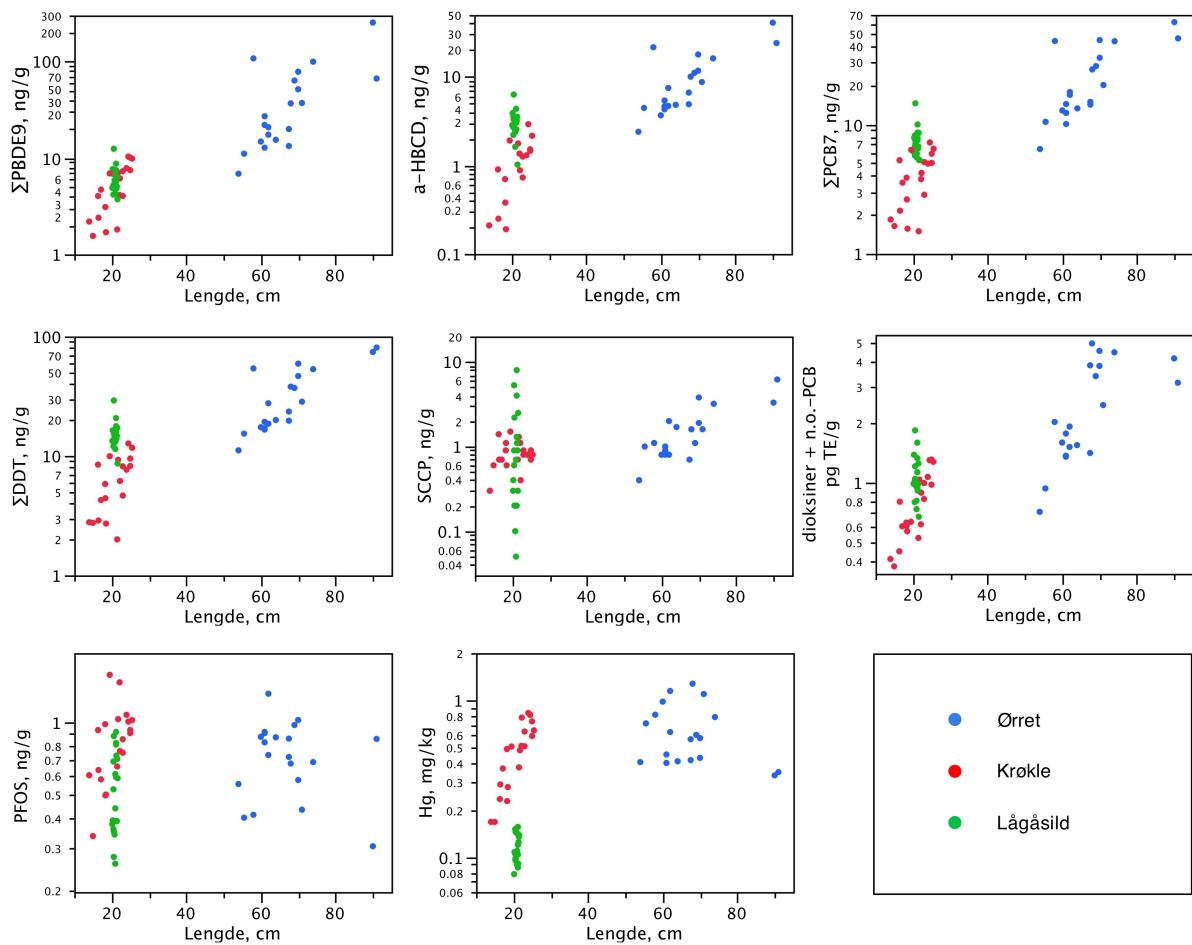
Perfluorerte stoffer, PFC

Av de perfluorerte forbindelsene var det PFOS, PFOA, PFDcA og PFUnA som gjennomgående hadde konsentrasjoner over metodens deteksjonsgrenser. Av disse var det kun PFOS som vi tidligere har påvist i kvantifiserbare konsentrasjoner i fisk fra Mjøsa, og da som den dominerende forbindelsen. Midlere konsentrasjoner av PFC i 2011 varierte mellom 3,0–4,3 ng/g våtvekt, høyest for krøkle og lavest for lågåsild. PFOA og PFUnA var nå de dominerende PFC-forbindelsene. Vi ser ikke bort fra at deteksjonen av flere PFC i 2011 kan skyldes at det nå har blitt benyttet et nyere analyseinstrument med bedre deteksjonsgrenser.

Kvikksølv

Midlere konsentrasjon av kvikksølv hos ørret var 0,72 mg/kg våtvekt. Krøkle hadde også en høy middelkonsentrasjon på 0,48 mg/kg våtvekt. Til sammenlikning er omsetningsgrensen for konsum satt til 0,5 mg/kg våtvekt. Hos lågåsild var midlere konsentrasjon svært lav med 0,12 mg/g våtvekt.

Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2011 (TA-2889/2012)



Figur 2. Spredningsdiagram for konsentrasjonene (våtvekt) av utvalgte hovedgrupper av miljøgifter og lengde for fisk fra Mjøsa, 2011.

6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter

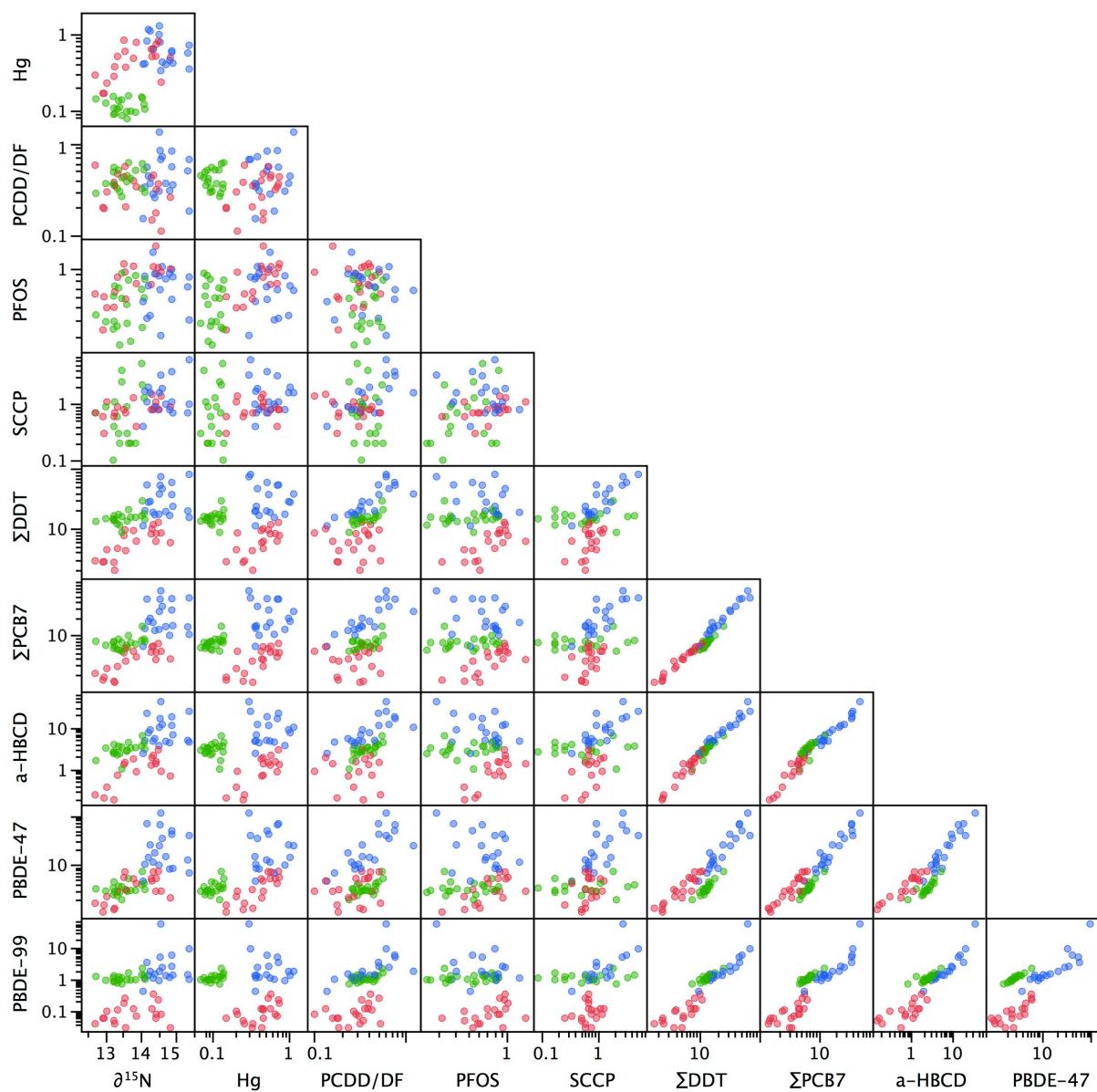
Konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene samvarierte til dels betydelig, også når vi behandlet hele gruppen av fisk samlet. I Tabell 5 og Figur 3 har vi framstilt korrelasjonene mellom et utvalg av miljøgiftene (log-transformerte konsentrasjoner), $\delta^{15}\text{N}$ (reflekterer fiskens trofisk 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 0,67–0,99. Den svært høye på 0,99 ble funnet mellom BDE-100 og BDE-47, mens mellom BDE-99 og BDE-100 og mellom BDE-47 og BDE-99 var de forholdsvis like (henholdsvis 0,67 og 0,72).

En nærmere inspeksjon av forholdet mellom BDE-47 og BDE-99 (Figur 3) viste at ved samme konsentrasjon av BDE-47 hadde låråsild 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 fire 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, låråsild og krøkle fra 2011. Konsentrasjonene er log-transformert. $N = 60$.

	$\delta^{15}\text{N}$, ‰	log Hg	log PCDD/DF	log PFOS	log SCCP	log ΣDDT	log ΣPCB7	log a-HBCD	log BDE-47	log BDE-99	log BDE-100
$\delta^{15}\text{N}$, ‰	1,00										
log Hg	0,57	1,00									
log PCDD/DF	0,09	0,05	1,00								
log PFOS	0,39	0,45	-0,10	1,00							
log SCCP	0,42	0,26	0,12	0,25	1,00						
log ΣDDT	0,57	0,15	0,55	-0,05	0,36	1,00					
log ΣPCB7	0,64	0,30	0,53	0,01	0,42	0,98	1,00				
log a-HBCD	0,60	0,19	0,51	-0,02	0,34	0,99	0,96	1,00			
log BDE-47	0,67	0,56	0,52	0,11	0,44	0,85	0,93	0,85	1,00		
log BDE-99	0,37	-0,07	0,54	-0,26	0,27	0,92	0,88	0,91	0,72	1,00	
log BDE-100	0,68	0,59	0,46	0,12	0,46	0,81	0,91	0,82	0,99	0,67	1,00



Figur 3. Forholdet mellom konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter i ørret, krøkle og lågåsild fra Mjøsa, 2011. Alle enheter er i ng/g våtvekt, med unntak av PCDD/DF (pg TE/g våtvekt) og $\delta^{15}\text{N}$ (%). Fargekoding: ørret - blå; krøkle - rød; lågåsild - grønn.

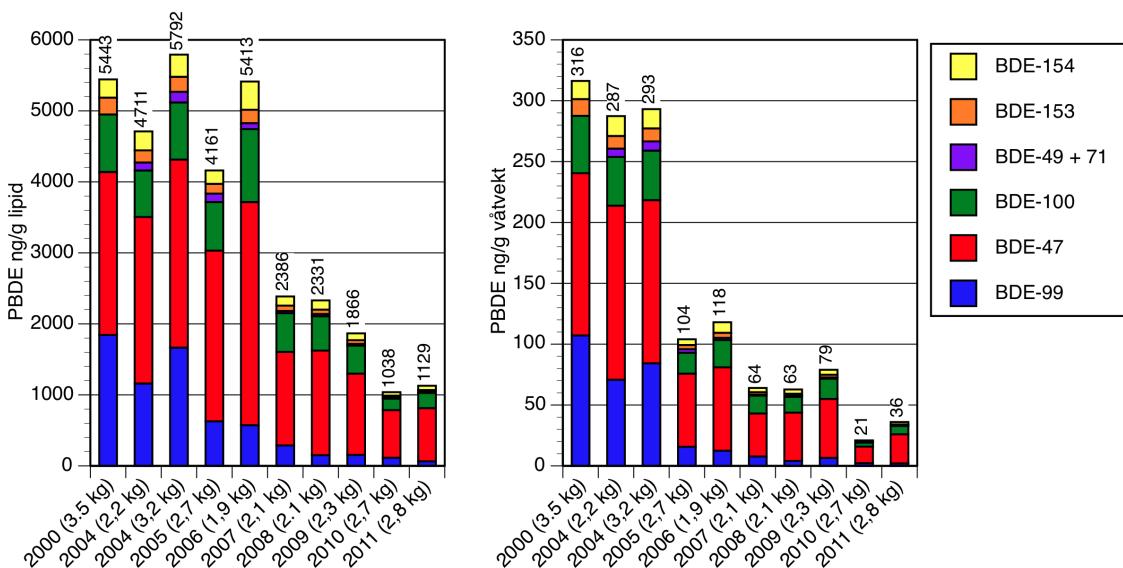
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling

7.1 PBDE i ørret

Vi har data på PBDE i ørret i størrelsesgruppen som er vanlig i fangstene hos sportsfiskere ($\approx 2\text{--}3,5$ kg) for år 2000 og fra perioden 2004–2011. Det ble analysert på individuelle prøver (enkeltfisk) for 2000 og 2007–2011, mens det for de øvrige årene ble analysert på blandprøver hver bestående av materiale fra omlag 20 individer.

Prøvematerialet fra 2000 er fra et NFR-finansiert forskningsprogram hvor vi bl.a. ønsket å studere den størrelsesavhengige biomagnifiseringen av PBDE. Materialet besto av 15 individer, hvorav noen var svært store (80–94 cm, ca 6–12 kg). For materialet fra 2004–2011, 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 materialet fra 2011 var gjennomsnittsstørrelsen større enn i for årene 2007–2010 (3,4 kg vs. 2,1–2,7 kg). Dette skyldes særlig to store individer på omlag 9 kg. Ekskluderes disse synker gjennomsnittsstørrelsen i 2011 til 2,8 kg. For miljøgifter med en sterk korrelasjon mellom konsentrasjon og fiskestørrelse vil dette kunne slå ut på den midlere konsentrasjonen, såfremt denne ikke lengdejusteres. I Figur 4, hvor vi har vist tidsutviklingen av PBDE (middelverdier eller resultater fra blandprøver), har vi ekskludert to storvokste individer fra 2011 for å få et størrelsesmessig mer homogent materiale.



Figur 4. Konsentrasjoner av PBDE (sju viktigste kongenerer) i ørret fra Mjøsa i perioden 2000–2011. Midlere vekt av fisken er gitt i parentes etter fangståret. Venstre panel: lipidjusterte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på vektbasis. Konsentrasjonene for 2000 og 2007–2011 er aritmetiske middelverdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

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.

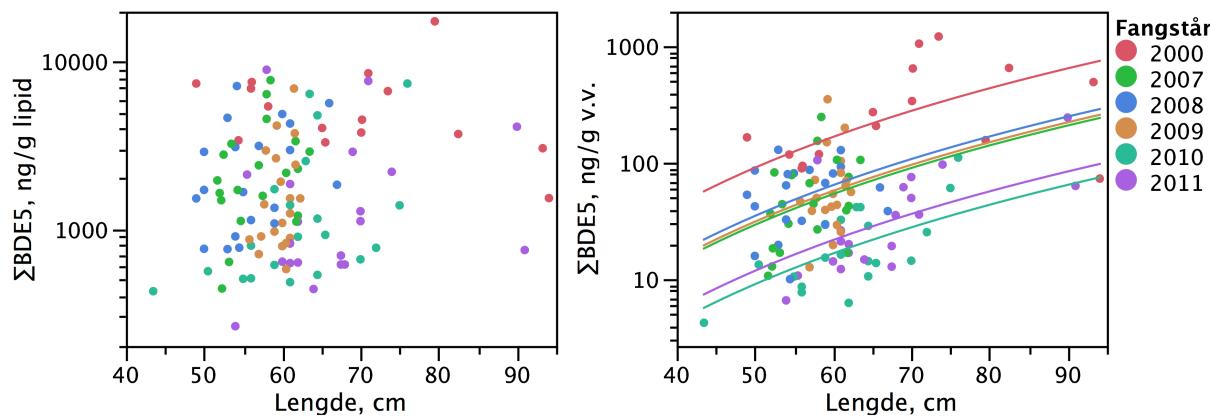
Konsentrasjonen av PBDE (syv viktigste kongenerer) i 2011 var 36 ng/g våtvekt. Dette er noe høyere enn i 2010, da middelkonsentrasjonen var 21 ng/g våtvekt. Det er imidlertid en betydelig reduksjon sammenliknet med de høyeste nivåene på begynnelsen av 2000-tallet som var omlag 300 ng/g våtvekt. En statistisk analyse viste en signifikant nedadgående trend fra 316 ng/g våtvekt i 2000 og til 36 ng/g våtvekt i 2011 (Mann-Kendall trend analyse: $p = 0,004$). 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 2 ng/g våtvekt i 2011. 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 6 % i 2011, mens andelen av BDE-47 økte fra 42 % til 66 % 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 5 siste årene inntraff en markert reduksjon og konsentrasjonen i 2011 sank til 1129 ng/g lipid, og en Mann-Kendall trend analyse påviste en statistisk signifikant trend ($p = 0,002$).

En statistisk analyse av effekten av fiskelengde på konsentrasjoner (våtvekt, kovariansanalyse på log-transformerte data) påviste en signifikant positiv effekt av fiskestørrelse og signifikante forskjeller mellom årene (Figur 5, Tabell 6). Vi har her brukt fem kongenerer, da analysene på materialet fra år 2000 omfattet et færre antall kongenerer enn for de etterfølgende år. En nærmere analyse (*post hoc* tester) viste tre følgende hovedfunn: (i) den lengdejusterte middelkonsentrasjon for 2000 var signifikant høyere enn alle de etterfølgende ($p < 0,001$); (ii) det kunne ikke kunne påvises noen statistisk signifikante forskjeller mellom årene 2007–2009 ($p = 0,9$), og denne gruppen atskilte seg fra de andre ($p = 0,01$); (iii) konsentrasjonene i 2010 og 2011 var ikke signifikant forskjellige, men de var signifikant lavere enn de øvrige ($p < 0,001$). Disse justerte gjennomsnittene gir trolig et mer representativt bilde av endringene i PBDE-konsentrasjonene enn de aritmetiske middelverdiene i Figur 4.

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: $n = 115$, $R^2 = 0,31$, $F = 27,9$, $df = 6/114$, $p < 0,0001$).



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: lipidvektbasis. Høyre panel: våtvektsbasis.

Regresjonsformelen for forholdet mellom de våtvektsbaserte konsentrasjonene av $\sum\text{PBDE}5$ (ng/g våtvekt) og fiskelengde (cm) er gitt i Eq. 1, og parameterverdiene er gitt i Tabell 6.

$$\text{Eq. 1} \quad \log \sum\text{PBDE}5 = a \cdot \log \text{Lengde} + b_i + c$$

Tabell 6. Kovariansanalyse av konsentrasjonen $\sum\text{PBDE}5$ (ng/g våtvekt) i ørret på fiskelengde (cm), med test for forskjeller mellom fangstår. Analysen er gjort på log-transformerte data. $n = 115$; $R^2 = 0,58$; $F_{6/108} = 25,14$; $p < 0,001$.

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-9,817	2,491	-3,94	0,0001
b ₁ (år = 2000)	1,249	0,182	6,87	<,0001
b ₂ (år = 2007)	0,119	0,158	0,75	0,4542
b ₃ (år = 2008)	0,296	0,161	1,84	0,0689
b ₄ (år = 2009)	0,182	0,152	1,20	0,2347
b ₅ (år = 2010)	-1,055	0,151	-6,97	<,0001
b ₆ (år = 2011)	-0,790	0,159	-4,98	<,0001
a (effekt av lengde)	3,344	0,605	5,52	<,0001

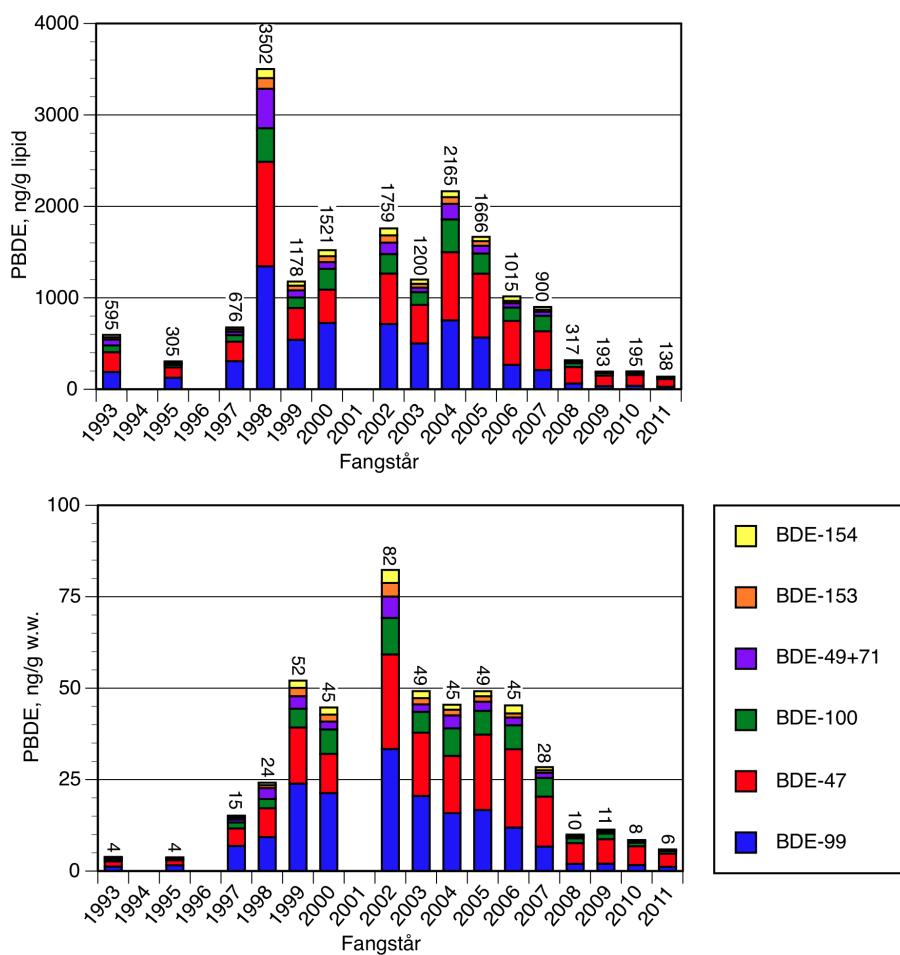
Tabell 7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av $\sum\text{PBDE}5$ (ng/g) i ørret fanget i ulike år (geometrisk middel). Konsentrasjonene er basert på henholdsvis våtvekt og lipidvekt (ng/g lipid). Konsentrasjonene er justert for forskjeller i lengde i ulike fangstårene, og er beregnet for fiskestørrelse på 60 cm (ca 2,7 kg).

matriks	år	gjennomsnitt	95% konfidensområde
våtvekt	2000	168	112 – 252
	2007	54	39 – 76
	2008	65	46 – 91
	2009	58	42 – 80
	2010	17	12 – 23
	2011	21	15 – 31
lipidvekt	2000	4223	2790 – 6409
	2007	2177	1547 – 3063
	2008	2250	1593 – 3179
	2009	1506	1078 – 2105
	2010	1068	763 – 1495

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 2007–2011 er det analysert på blandprøver, og for disse fem årene er det benyttet midlere konsentrasjoner av 20 individuelle prøver fra hvert år.

Konsentrasjonen av Σ PBDE7 i prøvene fra 2011 var svært lav, med et gjennomsnitt på 6 ng/g våtvekt. Det er omlag samme nivå som i første halvdel av 1990-tallet (4 ng/g våtvekt), før de store utsippene ved Lillehammer startet. Fra 1997 av, etter at utsippene 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 Σ PBDE7 (syv viktigste kongenerer) i lågåsild fra Mjøsa i perioden 1993 til 2011. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007 til 2011 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 6 ng/g våtvekt i 2011. En statistisk analyse påviste en signifikant nedadgående trend fra 2002 av (Mann-Kendalls test, $p = 0,001$).

Justert til lipidvektbasis var midlere konsentrasjon i 2011 138 ng/g fett, noe som er en svak reduksjon i forhold til konsentrasjon i 2010 på 195 ng/g lipid. Den maksimale konsentrasjonen på 3502 ng/g lipid ble funnet 1998, men fisken dette året var i dårlig kondisjon og hadde et uvanlig lavt fettinnhold (0,7 % vs. normalnivået på omlag 2,5–3,5 %). Trolig har konsentrasjonene av fettløselige miljøgifter blitt koncentrert på grunn av sult denne sesongen.

Også hos lågåsilda har den prosentvise andelen av BDE-99 sunket de siste årene. I år 2000 var andelen BDE-99 på sitt høyeste med nær 48 %, men sank til 20 % i 2011. I samme periode har andelen BDE-47 økt fra omlag 24 % til 61 %. Som tidligere nevnt for ørret, kan den synkende andelen av BDE-99 forklares med at den i større grad enn andre kongenerer biotransformeres (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).

For de fem siste fangstårene ble det tatt individuelle prøver av lågåsild, og en mer inngående statistisk analyse av forskjellene mellom disse årene var derved mulig. En kovariansanalyse med fangstår og fiskelengde som forklaringsvariabler kunne ikke påvise noen effekt av fiskelengde på konsentrasjonene, til det var av trolig lengdeintervallet for snevert. En lengdejustering av konsentrasjonene syntes derfor unødvendig, og i Tabell 8 har vi vist resultatene fra en variansanalyse av forskjellene mellom de fem årene. Disse bekrefter at det er en betydelig og statistisk signifikant reduksjon i PBDE-konsentrasjonene fra 2007 og til 2011. Da de statistiske analysene er gjort på log-transformerte data, blir middelverdiene tilbaketransformert til geometrisk middel.

Tabell 8. Konsentrasjoner av $\sum\text{PBDE}7$ (summen av syv vanligste kongenerer) i lågåsild fanget i 2007–2011 (geometrisk middel 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	7,3	177
	95% K.I.	5,9 – 9,0	141 – 226
2011	geometrisk middel	5,7	132
	95% K.I.	4,3 – 7,5	99 – 137
Variansanalyse			
<i>F</i>		27,3	37,2
d.f.		4/92	4/92
<i>p</i>		< 0,0001	< 0,0001

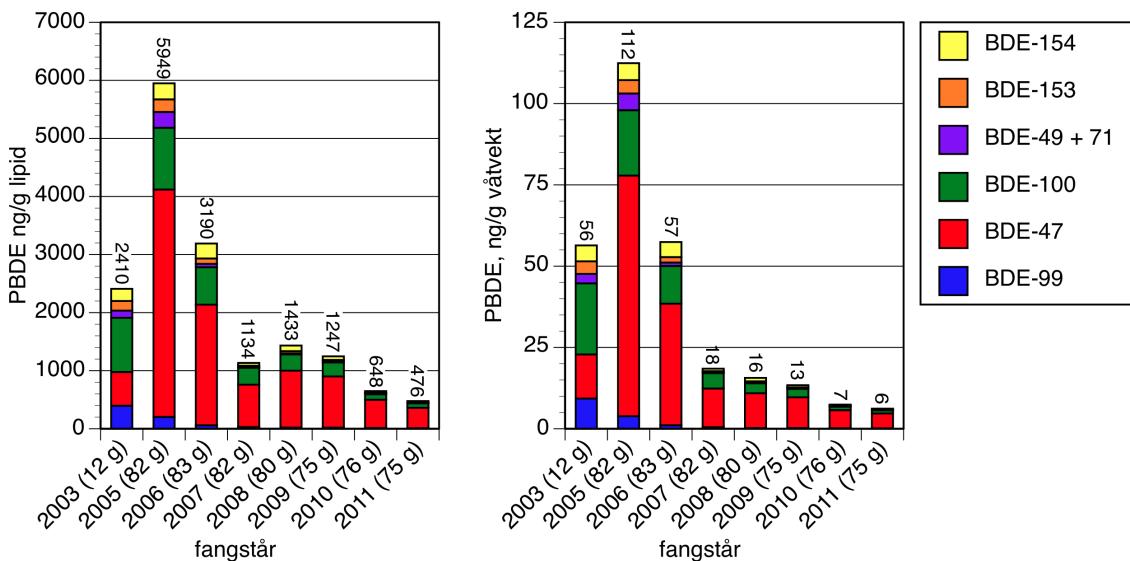
7.2 PBDE i krøkle

For krøkle har vi resultater fra prøver tatt i 2003 og 2005–2011 (Figur 7). Prøvematerialet fra 2003 besto imidlertid av mindre fisk (middelvekt 12 g) enn prøvematerialet fra de seinere år. Da krøkles størrelse er korrelert med konsentrasjonene av PBDE, er ikke konsentrasjonene fra 2003 direkte sammenliknbare med de andre prøvene. For å få en mest mulig homogen størrelse på fisken i det øvrige materialet presentert i Figur 7, har vi ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 og 2011 (antallet prøver som gjennomsnittet er basert på var henholdsvis 12 og 13 for disse årene).

For de sju vanligste PBDE-kongenerene sank konsentrasjonen fra 112 ng/g våtvekt (v.v.) i 2005 til 6 ng/g v.v. i 2011. Det var en konsistent reduksjon, og en trendanalyse bekreftet en statistisk signifikant trend (Mann-Kendalls test, $p = 0,016$). For de fem siste årene, 2007–2011, hvor vi hadde vi individuelle analyser hvert år, var middelkonsentrasjonene mer like (6–18 ng/g våtvekt), men variansanalyser påviste signifikante forskjeller mellom disse ($F = 8,29$, d.f. = 4/81, $p < 0,0001$).

Justert for mengden fett endret dette mønsteret seg ikke nevneverdig, og konsentrasjonene i perioden 2005–2011 sank fra 5949 ng/g lipid og til 476 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 i større grad enn andre kongenerene biotransformeres (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).



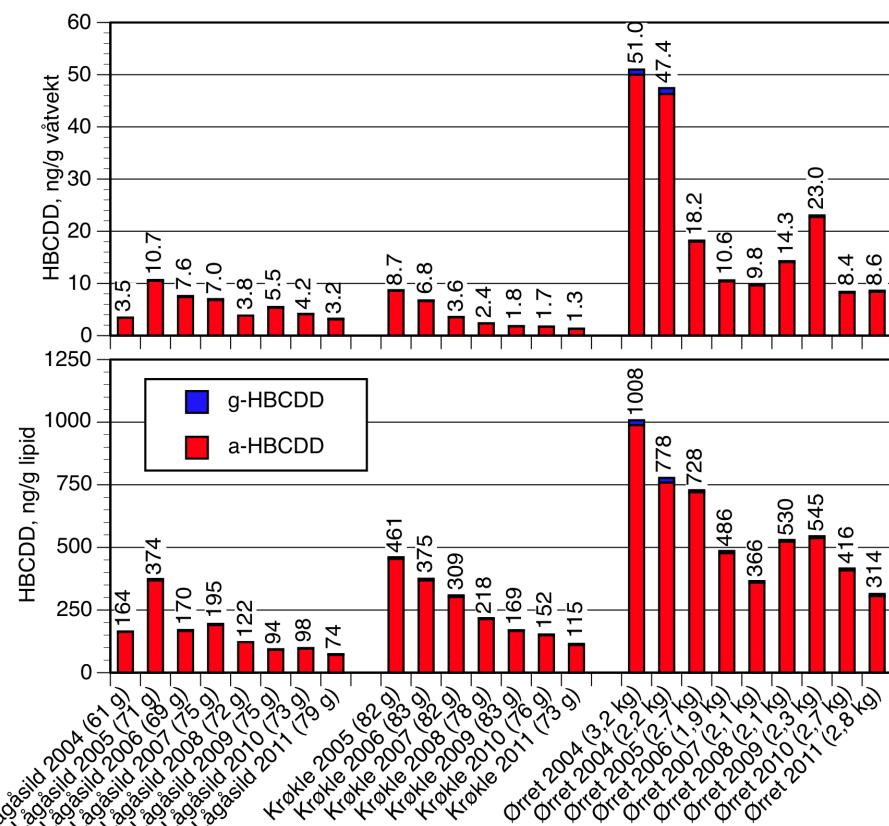
Figur 7. Konsentrasjoner av PBDE (syv viktigste kongenerer) i krøkle fra Mjøsa i perioden 2003 til 2011. Venstre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007–2011 er aritmetiske middelverdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra blandprøver

7.3 HBCDD i fisk

For flammehemmeren HBCDD har vi årlige data fra 2004 for ørret og lågåsild, og fra 2005 av for krøkle. Konsentrasjonene utgjøres i all hovedsak isomeren α -HBCDD, med en liten andel av γ -HBCDD (Figur 8). Midlere konsentrasjon av HBCDD i prøvene fra 2011 varierte fra 1,3 til 8,6 ng/g våtvekt, lavest hos krøkle og høyest hos ørret.

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

Konsentrasjonene av β -isomeren var vanligvis under metodens deteksjonsgrense, og for krøkla i 2011 var samtlige konsentrasjoner under denne. Vi har derfor nå ekskludert β -HBCDD fra dataframstillingen. For 2008 var det avvikende analysedata for γ - og β -isomeren i lågåsild, muligens kontaminering, og disse dataene har vi heller ikke brukt. Dette har liten praktisk betydning da disse isomeren vanligvis ikke utgjør mer enn 1–2% av total konsentrasjon HBCDD i fisk fra Mjøsa. For beregning av aritmetiske gjennomsnitt har vi ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 og 2011, samt to store ørret fra 2011 for å få en mer homogen størrelse på fisken (som for PBDE). Inkluderes samtlige prøver fra 2011 ville konsentrasjonene i ørret og krøkle være henholdsvis 10,8 og 0,8 ng/g våtvekt slik de er fremstilt i tabell 3.



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 – 2011, ørret 2006).

Vi satt sammen tidsserier bestående av konsentrasjonene i de tidligere blandprøvene eller gjennomsnittlige konsentrasjonene for de tilfellene hvor vi har analyser av individuelle prøver (2007–2011, og har testet tidsseriene for signifikante trender (Mann-Kendall tester).

For ørret har det over tid vært en markant reduksjon i konsentrasjonen av HBCDD. Fra et maksimumskonsentrasjon på 47,4 ng/g våtvekt i 2004 (prøven med midlere fiskevekt på 2,2 kg) ble den redusert til 8,6 ng/g våtvekt i 2011. 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, $p = 0,08$).

For lågåsild og krøkle har det fra 2005 av vært en reduksjon i konsentrasjonene. For lågåsild sank konsentrasjonen fra 10,7 ng/g våtvekt i 2005 til 3,2 ng/g våtvekt i 2011, og en Mann-Kendall test viste en signifikant trend ($p = 0,01$). For krøkle sank konsentrasjonen fra 8,7 til 1,3 ng/g våtvekt, og dette var også en signifikant trend ($p = 0,02$).

7.4 PCB i fisk

Tidsutviklingen av PCB har vi dokumentert med konsentrasjonen av de sju vanlig rapporterte kongenerene kalt $\sum\text{PCB}7$.

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 gruppene av storvokst fisk (middelvekt: 3,5–10,2 kg) fanget i perioden 1998–2002. Vi har her (som for PBDE) ekskludert to store ørret fra 2011 for å få en mer homogen størrelse på fisken. Ser vi på perioden 2005–2011 har vi størrelsesmessig et materiale med middelvakter på 1,9–2,8 kg. For disse varierte gjennomsnittlig konsentrasjon av $\sum\text{PCB}7$ usystematisk mellom 14,5–29,1 ng/g våtvekt eller 576–876 ng/g lipid, og ingen statistisk signifikant trend kunne påvises (Mann Kendall test). De to storvokste individene fra 2011 hadde imidlertid ingen vesentlig innflytelse på middelkonsentrasjonen dette året, inkluderes disse øker denne fra 21,3 til 24,5 ng/g våtvekt.

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

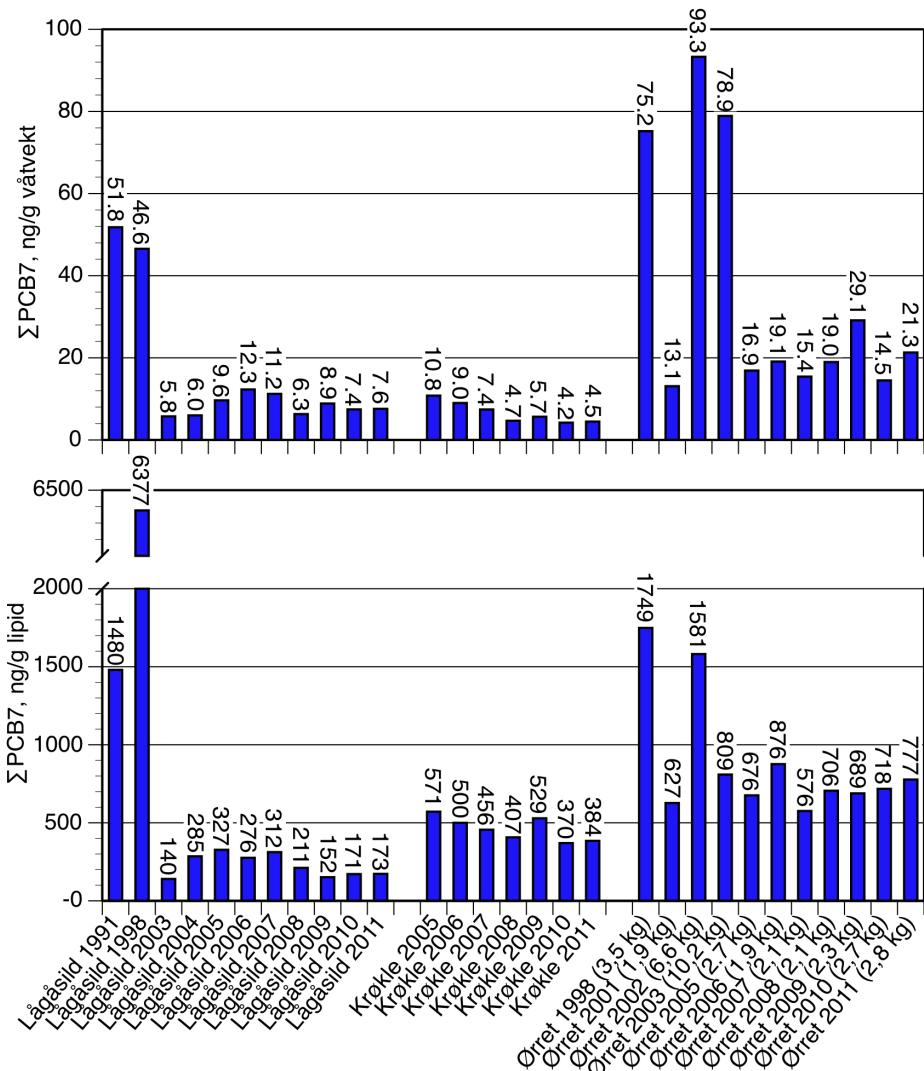
For krøkle var det perioden 2005–2011 en tendens til reduksjon i konsentrasjonene, mest uttalt på våtvektsbasis (fra 10,8 til 4,1 ng/g våtvekt) og noe svakere på fettvektsbasis (fra 571 til 384 ng/g lipid). Konsentrasjonene i 2011 (4,5 ng/g våtvekt, 384 ng/g lipid) var nærmest identiske med de funnet foregående år. Vi har inkludert de småvokste individene i utvalget fra 2011, da en eksklusjon av disse hadde liten innflytelse på de gjennomsnittlige konsentrasjonene (4,6 ng/g våtvekt; 377 ng/g lipid). Trendanalyser (Mann Kendall tester) indikerte statistisk signifikante trender, både som våtvekt ($p=0,01$) og lipidvekt ($p=0,05$).

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 forurensset grunn og fjerning av sterkt forurensede sedimenter ved Hamar (Kjellberg og Løvik, 2000).

Det er gjort få undersøkelser av PCB i norske bestander av storørret, men fra Randsfjorden, hvor vi ikke kjenner til betydelige lokale forurensningskilder, ble det i fisk fanget i 1998 (middelvikt 2,5 kg) rapportert om en konsentrasjon av $\sum\text{PCB}7$ på 24 ng/g våtvekt (Fjeld 1999). Til sammenlikning var konsentrasjonen i en prøve av Mjøsørret fra samme året tre ganger høyere.

For sjørøret fra Drammensjorden, 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 $\sum\text{PCB}7$ i området 9–58 ng/g våtvekt (middelvikt av fisk fra hver blandprøve: 0,4–1,9 kg), mens de i Indre Drammensfjord var i området 12–27 ng/g (middelvikt 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 $\sum\text{PCB}7$ 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 (2007–2011).

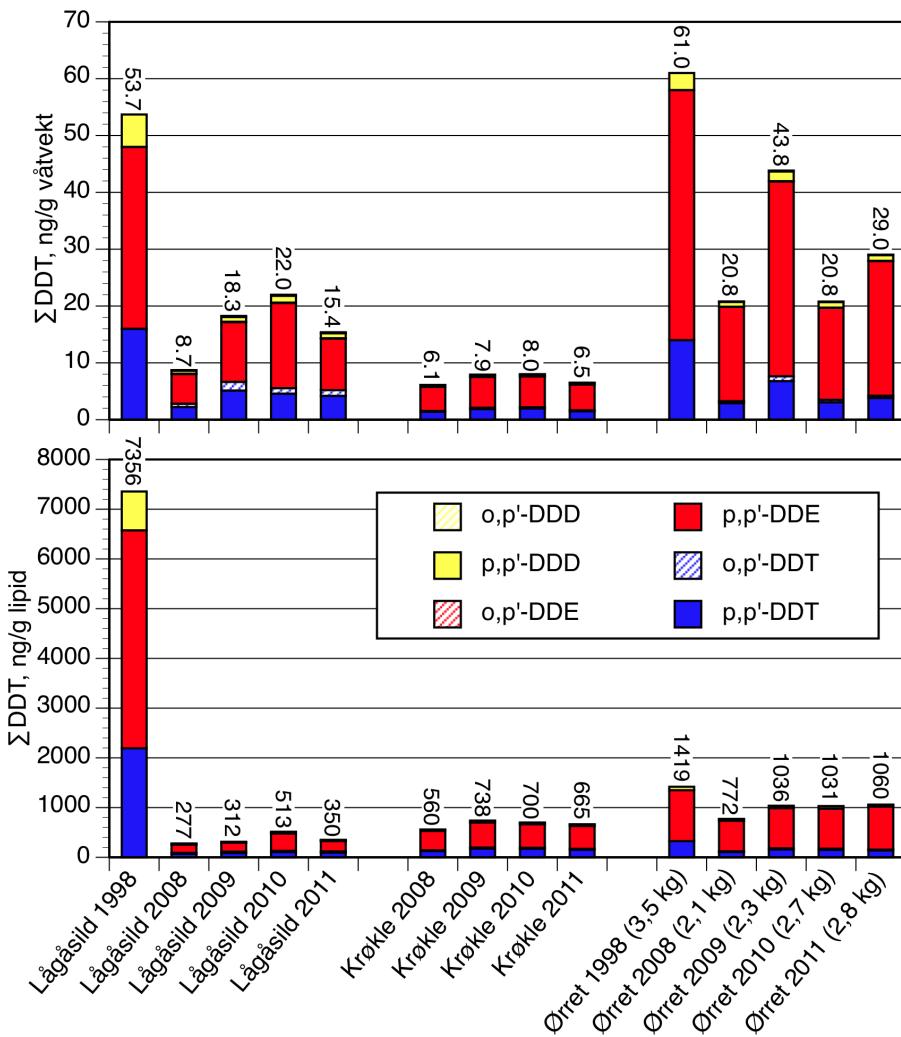
7.5 DDT i fisk

For ørret og lågåsild har vi historiske data på DDT i fisk fra Mjøsa fra 1998 (Fjeld *et al.* 2001). En sammenlikning med data fra 2011 viser at det har skjedd en reduksjon i konsentrasjonene i disse artene, og mest for lågåsild (**Figur 10**). I 1998 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. For krøkle har vi ingen data fra før 2008.

For ørret ble den høyeste konsentrasjonen av Σ DDT (summen av samtlige DDT-forbindelser) påvist i en blandprøve fra 1998, med 61 ng/g våtvekt eller 1419 ng/g lipid. I perioden 2008–2011 varierte midlere konsentrasjoner på våtvektbasis usystematisk mellom omlag 21 og 44 ng/g våtvekt. På lipidvektbasis var den derimot mer stabil med en konsentrasjon i 2008 på 772 ng/g lipid og for perioden 2009–2011 var den i området 1031–1036 ng/g lipid. For å oppnå mer homogene gjennomsnittstørrelser av ørretutvalget har vi ekskludert de to største individene fra 2011. Dette har imidlertid ingen vesentlig innflytelse på middekonsentrasjonen dette året, inkluderes disse øker denne fra 29,0 til 33,4 ng/g våtvekt.

For lågåsild ble høyeste konsentrasjon også funnet i en blandprøve fra 1998, med omlag 53 ng/g våtvekt eller 7356 ng/g lipid. I perioden 2008–2011 varierte konsentrasjonen usystematisk i området 8,7–22,0 ng/g våtvekt eller 277–513 ng/g lipid.

For krøkle varierte midlere konsentrasjoner i perioden 2008–2011 forholdsvis lite og var i området 6,1–8,0 ng/g våtvekt eller 560–738 ng/g lipid. Vi har inkludert de småvokste individene i utvalget fra 2011, da en ekskludering av disse hadde liten innflytelse på de gjennomsnittlige konsentrasjonene. En utelatelse av disse ville resulterte i en økning i Σ DDT fra 6,5 til 7,3 ng/g våtvekt.



Figur 10. Konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter i fisk fra Mjøsa, fanget i 1999, 2008–2011. Øvre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Nedre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2008–2011).

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 2011.

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. At oppryddingen skulle ha medført noen vesentlig utlekking av DDT til Mjøsa, og at dette skulle ha ført til en konsentrasjonsøkning i fisk i 2009, ser vi som lite sannsynlig. Vi har en årlig variasjon i middelkonsentrasjonene i perioden 2008–2011, og endringen fra 2008 til 2009 er i så måte ikke spesiell.

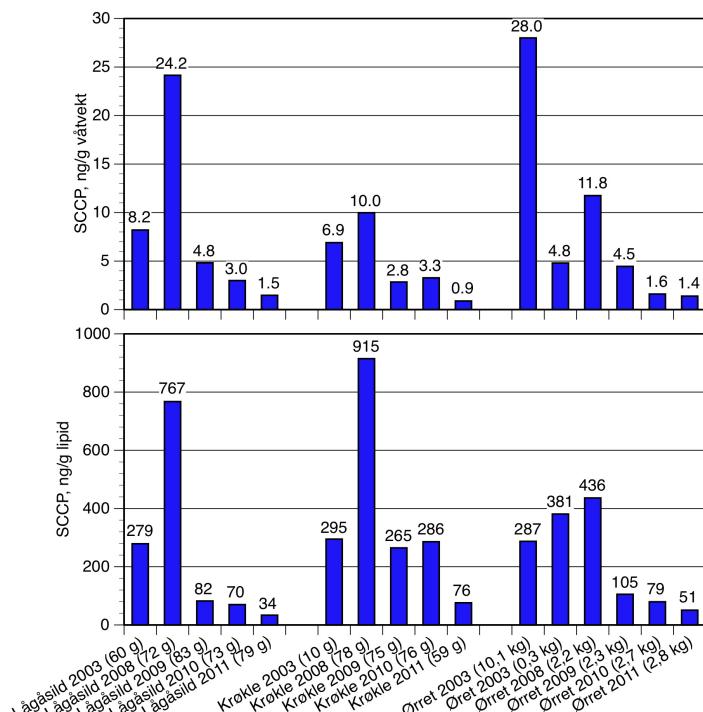
7.6 Klorerte parafiner i fisk

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 – 2011. Vi presenterer her kun data på kortkjedede klorerte parafiner, SCCP, da konsentrasjonen av langkjedede i all hovedsak var under deteksjonsgrensen ($<0,1$ ng/g våtvekt). Det må her anføres at måleusikkerheten på SCCP når den nærmer seg deteksjonsgrensen (typisk omkring 1 ng/g våtvekt) er betydelig, og for slike nivåer kan forskjeller mindre enn 5 ng/g våtvekt ikke ansees å være signifikante i en statistisk vurdering.

Vi ser i Figur 11 at konsentrasjonen i 2011, både på våtvekts- og fettvektsbasis, var den lavest registrerte, med unntak for ørret på våtvektsbasis hvor den var omlag lik som i 2010.

Ser vi bort fra én ørretprøve fra 2003, som var basert på svært stor fisk (10 kg), finner vi de høyeste nivåene i 2008. De gjennomsnittlige konsentrasjonene hos de tre artene lå da området 11,8–24,2 ng/g våtvekt eller 915–381 ng/g lipid. I 2011 ble middelverdiene redusert til 0,9–1,5 ng/g eller 34–76 ng/g lipid, hvilket er en reduksjon til omlag 6–15 % av 2008-nivået. Variansanalyser bekrefter at konsentrasjonene i 2008 hos alle artene var statistisk signifikant større enn i de etterfølgende årene ($p < 0,001$).

Vi har her, som for PCB, ekskludert de to største individene av ørret fra 2011 for å skape mer homogene størrelsesgrupper. Inkluderer vi disse øker konsentrasjonene marginalt til 1,7 ng/g våtvekt eller 54 ng/g våtvekt. For krøkle har vi beholdt de små individene; dette har heller ingen betydning for konsentrasjonene som ville være 0,7 ng/g våtvekt (uforandret) og 71 ng/g lipid (svak økning) om vi ekskluderte disse.



Figur 11. Konsentrasjoner av SCCP i fisk fra Mjøsa, fanget i 2003 og 2008–2011. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2008–2011).

7.7 Perfluorerte stoffer i fisk

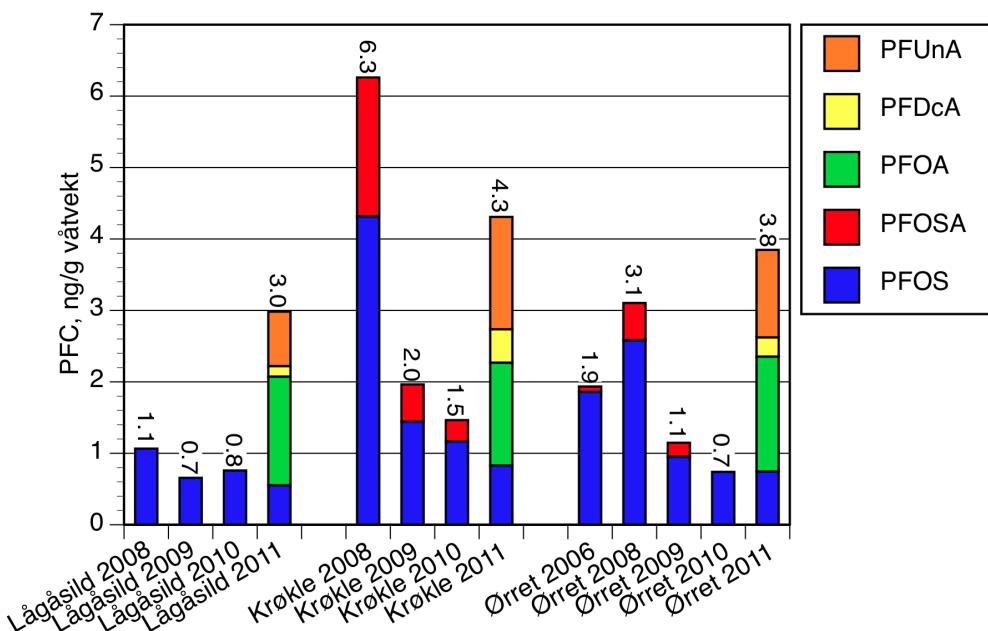
Perfluorerte forbindelser (PFC) har rutinemessig blitt analysert i fisk fra Mjøsa siden 2008. Fram til 2010 var det kun PFOS og PFOSA som forekom i kvantifiserbare konsentrasjoner, med PFOS som dominerende forbindelse hos alle tre artene. I 2011 ble det også påvist PFOA, PFDcA og PFUnA i kvantifiserbare mengder (**Figur 12**). Vi ser ikke bort fra at deteksjonen av flere PFC i 2011 kan skyldes at det nå har blitt benyttet et nyere analyseinstrument med bedre deteksjonsgrenser.

De høyeste konsentrasjonene av PFC ble funnet i krøkle og de laveste i lågåsild. Da perflourerte stoffer er knyttet til proteiner og ikke til fettfraksjonen i fisk, så har vi ikke justert for mengden lipid i prøvene. Vi har ikke lengdejustert konsentrasjonene, da for hver art generelt var en dårlig sammenheng mellom fiskestørrelse og konsentrasjoner.

PFOS ble påvist i kvantifiserbare konsentrasjoner i alle tre arter i hele perioden 2008–2011. For krøkle og ørret var det en tendens til at konsentrasjonene sank fra 2008 og til 2011. For alle tre artene var det signifikante forskjeller mellom årene (variansanalyser, $p < 0,001$), og *post hoc* tester viste at konsentrasjonene i 2008 var større signifikant større enn i de i de påfølgende år ($p < 0,001$).

Kvantifiserbare konsentrasjoner av PFOSA ble kun påvist hos ørret og lågåsild i perioden 2008–2010. Konsentrasjonene var hovedsakelig svært lave (0,1–0,5 ng/g våtvekt) med unntak av noe forhøyet på 1,9 ng/g våtvekt hos krøkle i 2008. Årsakene til at krøkle har den høyeste konsentrasjonen av sum PFOS og PFOSA i 2008 har vi intet grunnlag for å spekulere om.

PFOA, PFDcA og PFUnA (alle perfluorerte karboksylsyrer, C₈-, C₁₀- og C₁₁-kjeder) ble første gang påvist i kvantifiserbare mengder i 2011. Midlere sum av disse utgjorde 2,4–3,5 ng/g våtvekt, med PFOA og PFUnA som dominerende forbindelser.



Figur 12. Konsentrasjoner av perfluorerte forbindelser (PFC) i muskelfilet av fisk fra Mjøsa, fanget i 2006 og 2008–2011. Konsentrasjonen fra 2006 er basert på en enkelt blandprøve, for 2008–2011 er de aritmetiske gjennomsnitt av individuelle prøver.

Generelt er det gjort få undersøkelser over forekomsten av perfluorerte stoffer i ferskvannsfisk 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 av PFOSA, på 1,9 ng/g våtvekt og dominans av PFOS, er svært like resultatene for 2008–2010 (**Figur 12**).

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.

I en regional undersøkelse av 20 bestander av ørret (ikke fiskespisende) fra Sør-Norge var median konsentrasjon av PFOS og PFUnA omlag 1 ng/g våtvekt (Fjeld og Rognerud 2009). Dette er innsjøer uten kjente lokale tilførsler av PFC. Sammenliknet med dette antatte bakgrunnsnivået var konsentrasjonene av PFC i fisken fra Mjøsa i 2011 omlag tre ganger høyere.

Årsaken til at de perfluorerte karboksylsyrrene PFOA, PFDcA og PFUnA ble påvist for første gang i 2011 har vi ingen spesifikke opplysninger om, men som før nevnt kan det skyldes at det nå har blitt benyttet et nyere analyseinstrument med bedre deteksjonsgrenser.

7.8 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, 2009–2011), og i Figur 13 har vi framstilt disse sammen med data fra 2011. Med dioksiner menes her polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner, mens dioksinliknende PCB omfatter non-ortho og mono-ortho 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 WHOs reviderte faktorer (Van den Berg *et al.* 2006). De reevaluerte faktorene atskiller seg fra de tidligere ved at mono-ortho PCB har blitt klassifisert som mindre toksiske, mens non-ortho PCB kongenerer har blitt klassifisert som mer toksiske, samt at det har blitt gjort noen mindre endringer (hovedsaklig økninger) i toksiteten 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 2009–2011 bety en gjennomsnittlig økning på omlag 15 %. Vi har benyttet den nye beregningsmetoden for prøvene fra 2009 av, men har ikke endret de tidligere beregningene. I beregningene av midlere TEF-verdier for 2011 har vi ekskludert de minste krøkler for å få mer homogene størrelsesgrupper (n= 13, samme utvalg som for PBDE).

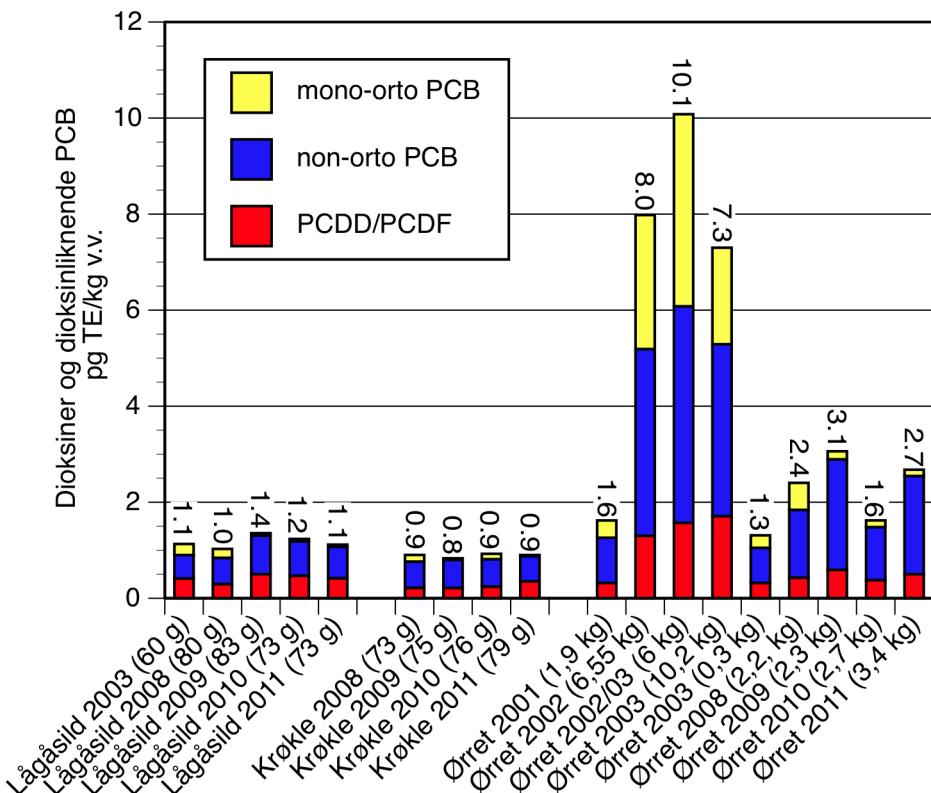
For alle tre artene bidro non-ortho PCB mest til sum TE, fra omlag 60 % hos lågåsild og krøkle til omlag 75 % hos ørret.

For lågåsild har det ikke vært noen vesentlige endringer i summen av toksiske dioksinekvivalenter fra 2003 (én blandprøve) og til 2011. 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 2008–2011, 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 prøefisken mye, fra 0,3 kg og til 10,2 kg. Da konsentrasjonen kan øke med fiskens størrelse bør en sammenlikning av materialet innebære at man justerte for eventuelle størrelsesforskjeller. Dette er ikke mulig da materialet baserer seg på blandprøver, og vi kan derfor ikke beregne relasjonene mellom konsentrasjon og fiskelengde. Størrelsesfordelingen i prøvematerialet fra 2008 og seinere er også så snever at det ikke kan beregnes en pålitelig sammenheng mellom konsentrasjon og fiskestørrelse. Vi kan derfor kun sammenlikne konsentrasjonene i prøver som representerer omlag samme størrelsesgruppe, dvs. materialet fra 2001 og for perioden 2008–2011 (middelvekt 1,9–3,4 kg). Summen av toksiske ekvivalenter i prøven fra 2001 var 1,6 pg TE/g våtvekt, mens middelkonsentrasjonen i årene 2008–2011 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 fra 2002 og 2003 som var basert på større individer (middelstørrelse: 6–10,2 kg) var summen av toksiske ekvivalenter i området 7,3–10,1 pg TE/g våtvekt. For 2011 påvirkes imidlertid ikke middelkonsentrasjonen vesentlig dersom vi ekskluderer de to største individene (hver på omlag 9 kg); den faller da fra 2,7 til 2,5 pg TE/g våtvekt.



Figur 13. Konsentrasjonen av dioksiner (PCDD/PCDF) og dioksinliknende PCB i muskelfilet fra fisk fra Mjøsa. Prøven merket «Ørret 2002/03» er fra fisk fanget i utløpselva Vorma. Konsentrasjonene er gitt i toksiske dioksinekvivalenter (TE). Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2008–2011).

8. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling

8.1 Ørret

I tillegg til materialet fra 2011 presenterer vi tidligere data på kvikksølv fra undersøkelser utført i perioden 1979–2010. 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. De individuelle 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 størrelsесfordelingene mellom fangstårene. I den statistiske behandlingen av datane har vi ekskludert de to største individene fra 2011 (ca. 9 kg), da disse oppførte seg som statistiske «outliers» med avvikende lave kvikksølvkonsentrasjoner i forhold til det øvrige materialet. Trolig ser vi her effektene av en vekstfortynning på kvikksølvkonsentrasjonene.

En analyse av sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde (kovariansanalse på log-transformerte data) påviste ingen statistisk signifikante forskjeller mellom stigningskoefisientene for de ulike fangstårene (test for interaksjoner mellom år og lengde, $p = 0,40$).

I Figur 14 har vi framstilt de lengdejusterte kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangstårene sammen med et spredningsplot som viser sammenhengen mellom konsentrasjoner og fiskelngder. De lengdejusterte konsentrasjonene har blitt beregnet for en fisk på 57,5 cm (geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget), det vil si en vekt på omlag 2,1 kg. I undersøkelsen fra 1979–80 var midlere lengdejusterte konsentrasjon hele 1,39 mg/kg. I den påfølgende undersøkelsen med materiale fra 1982–84 sank denne konsentrasjonen betydelig, ned til 0,47 mg/kg. Deretter var det en avtagende trend fram til 2005 hvor konsentrasjonen var 0,36 mg/kg, men denne trenden ble brutt i 2006 da den lengdejusterte konsentrasjonen økte til 0,54 mg/kg (en økning på 60 %)

For perioden 2006–2011 var nivået forholdvis konstant og de lengdejusterte middelkonsentrasjonene varierte mellom 0,44–0,59 mg/kg. Det kunne ikke påvises noen statistisk signifikant forskjell mellom de lengdejusterte konsentrasjonene fra fangstårene 2006–2011 (*post hoc* test, $p = 0,14$), mens konsentrasjonene i denne gruppen var signifikant ulik fra de innsamlet i perioden 2000–2005 (0,35–0,41 mg/kg, *post hoc* test: $p < 0,001$)

Mens den høye konsentrasjonen i materialet fra 1979–80 anses som et resultat av tidligere kvikksølvutslipp fra Mesna Kartongfabrikk (Sandlund *et al.* 1981), er årsaken til konsentrasjonsøkningen etter 2006 uviss. Som det framgår av resultatene på krøkle og lågåsild finner vi ingen tilvarende 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 2006–2011. Disse viser at omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg med stor

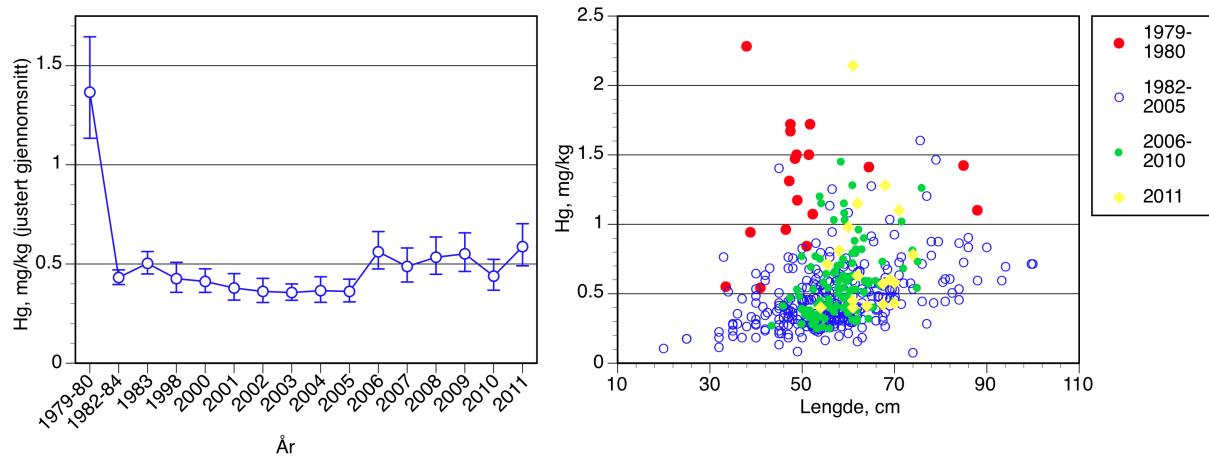
sannsynlighet overskrides når ørreten når en størrelse på omlag 55 cm eller 1,9 kg. Da ørreten fra disse årene er fra en begrenset størrelsesgruppe, og trolig effekter relatert til alder og veksthastighet også influerer konsentrasjonen, blir imidlertid sammenhengen mellom kvikksølv og størrelse svak. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølv-konsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\ln \text{Hg} = -6,6032 + 1,4742 \ln \text{lengde} \quad n = 140 \quad r^2 = 0,14 \quad p < 0,0001$$

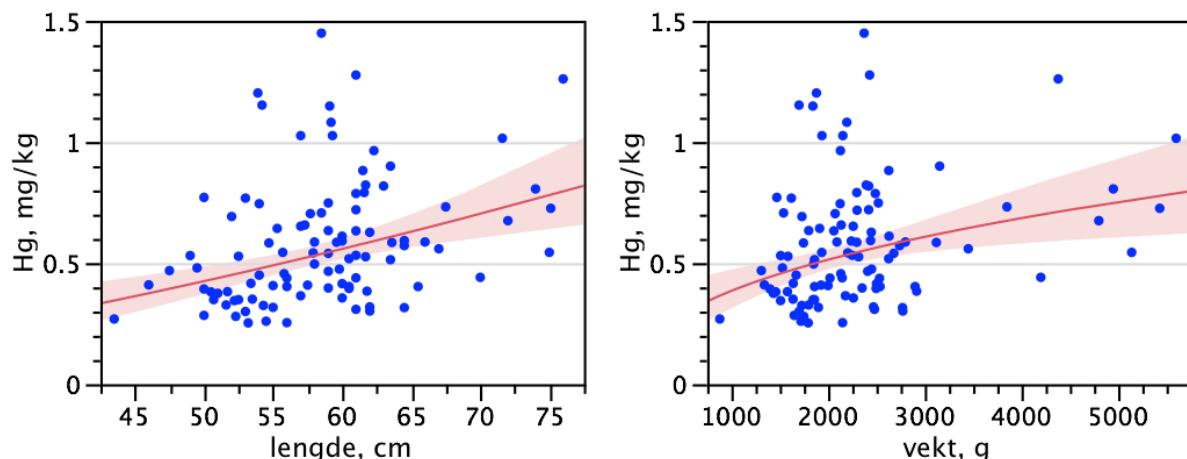
$$\ln \text{Hg} = -3,6794 + 0,3998 \ln \text{vekt} \quad n = 140 \quad r^2 = 0,10 \quad p = 0,001$$

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

fangstår	N	lengde, cm		vekt , g		Hg, mg/kg	
		Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
1979-80	18	51,7	14,3	1820	1980	18	1,29
1982-84	150	51,4	12,2	2072	1815	150	0,46
1998	20	62,8	10,7	3416	2111	20	0,51
2000	31	65,5	12,0	3877	2635	31	0,53
2001	20	55,7	5,0	1908	450	20	0,39
2002	22	59,7	7,0	2245	754	22	0,41
2003	48	63,8	11,7	3124	2417	48	0,44
2004	20	58,0	5,7	2224	617	20	0,40
2005	24	61,8	6,8	2559	969	24	0,41
2006	22	58,1	8,3	2459	1308	22	0,62
2007	20	56,3	4,2	2069	485	20	0,55
2008	20	56,1	5,1	2053	515	20	0,59
2009	20	59,7	1,8	2321	184	20	0,63
2010	20	62,1	7,9	2675	1125	20	0,52
2011	18	64,2	5,7	2814	743	18	0,77



Figur 14. Kvikksølv i ørret. Venstre panel: Lengdejustert middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk middel: 57,5 cm, dvs. 2,1 kg). Høyre panel: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde, gruppert for ulike fangstperioder. Konsentrasjonene er gitt som våtvekt.



Figur 15. Kvikksolv i ørret, fanget i 2006 – 2011, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene. Omsetningsgrensen er vist med en horisontal strek ved 0,5 mg Hg/kg. Konsentrasjonene er gitt som våtvekt.

8.2 Krøkle

Materialet av krøkle ble samlet inn i perioden 1967–2011 (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. De individuelle kvikksølvkonsentrasjonene viste også en stor variasjon og lå i området 0,03–1,54 mg/kg våtvekt.

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

I materialet er en tydelig tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen øker med fiskelengden. Det er imidlertid vanskelig å beregne lengdejusterte middelverdier av konsentrasjonen for enkelte år med en akseptabel usikkerhet, da det disse årene er fanget innenfor et svært begrenset lengdeintervall. I Figur 16 har vi derfor framstilt kvikksølvkonsentrasjonene som funksjon av lengde og vekt, sammen med de lengdejusterte middelverdiene av kvikksølvkonsentrasjonene for fangstårene 2005–2011.

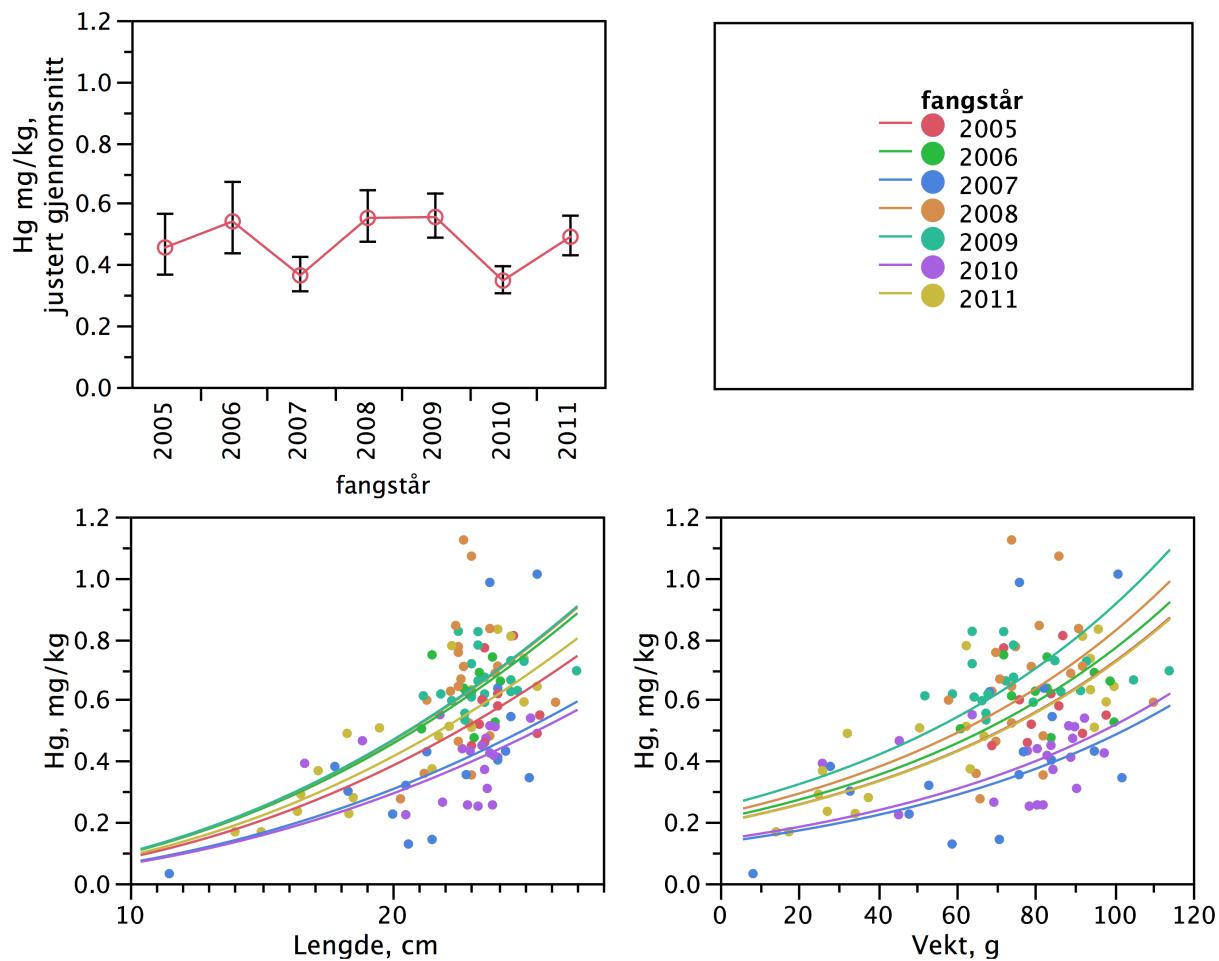
For disse årene (2005–2011) viste kovariansanalyser av kvikksølvkonsentrasjon på henholdsvis lengde og vekt (**Tabell 11**) at det var signifikante forskjeller mellom årene ($p < 0,001$) og at de lengdejusterte konsentrasjonene i 2007 og 2010 lå signifikannt noe lavere enn for de øvrige årene (*post hoc* tester, $p < 0,001$). Det var ingen systematisk trend i nivåene, de lengdejusterte konsentrasjonene varierte i området 0,35–0,56 mg/kg våtvekt (justert til geometrisk gjennomsnitt av lengde: 21,6 cm). Vi kunne heller ikke påvise noen parallel til den brå økningen i kvikksølvnivået som finnes 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
2011 [†]	13 (16,1*)	73,4	24,4	22,3	2,5	0,57	0,19
2011	20 (36,0*)	51,8	36,0	19,7	4,3	0,44	0,25

* Sum av statistiske vektionsfaktorer hvor blandprøver har vært benyttet.

[†] Små individer (< 50 g) er ekskludert.



Figur 16. Kvikksov i krøkle (våtvekt) fanget i 2005-2011. Øvre venstre panel: Lengdejustert gjennomsnitt med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk gjennomsnitt av lengde: 21,6 cm). Nedre venstre panel: Kvikksovkoncentrasjon mot fiskelengde. Nedre høyre panel: Kvikksovkoncentrasjon mot vekt.

Tabell 11. Kovariansanalyse av konsentrasjonen kvikksov (mg/kg våtvekt) i ørret på fiskelengde (cm), med test for forskjeller mellom fangstår. Analysen er gjort på log-transformerte data. Analyse av varians: $R^2 = 0,70$; $F_{7/112} = 37,17$; $p < 0,001$. Test av forskjeller mellom år: $F_{6/112} = 7,69$; $p < 0,001$.

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-7.500	0.589	-12.74	<.0001
b ₁ (år = 2005)	-0.020	0.098	-0.21	0.8360
b ₂ (år = 2006)	0.152	0.096	1.57	0.1186
b ₃ (år = 2007)	-0.244	0.075	-3.26	0.0015
b ₄ (år = 2008)	0.172	0.072	2.41	0.0177
b ₅ (år = 2009)	0.178	0.063	2.81	0.0058
B ₆ (år = 2010)	-0.292	0.062	-4.69	<.0001
B ₇ (år = 2011)	0.054	0.066	0.82	0.4131
a (effekt av lengde)	2.191	0.191	11.50	<.0001

8.3 Lågåsild

I tillegg til materialet fra 2011, presenterer vi også data fra lågåsild innsamlet i perioden 1967–2010. Fisken størrelse var i intervallet 17–23,5 cm eller 30–97 g, og med et årlig midlere kvikksølvinnhold i området 0,08–0,37 mg/kg (Tabell 12). 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 17 har vi vist de gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangstårene 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 varierede 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 vet vi ikke, men om utvalget i 2009 besto av yngre fisk eller fisk med en høy vekstrate kan det ha påvirket konsentrasjonene.

Vi har vist kvikksølvkonsentrasjonen som funksjon av fiskestørrelse for de fem siste fangstårene (2005–2011) i Figur 18. 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:

$$\text{fiskelengde: } \ln Hg = -5,4651 + 0,1416 \cdot \text{lengde} + b(\text{år}) \quad R^2 = 0,42 \quad p < 0,001$$

$$b(2005–2008, 2010–2011) = 0,4992$$

$$b(2009) = -0,4992$$

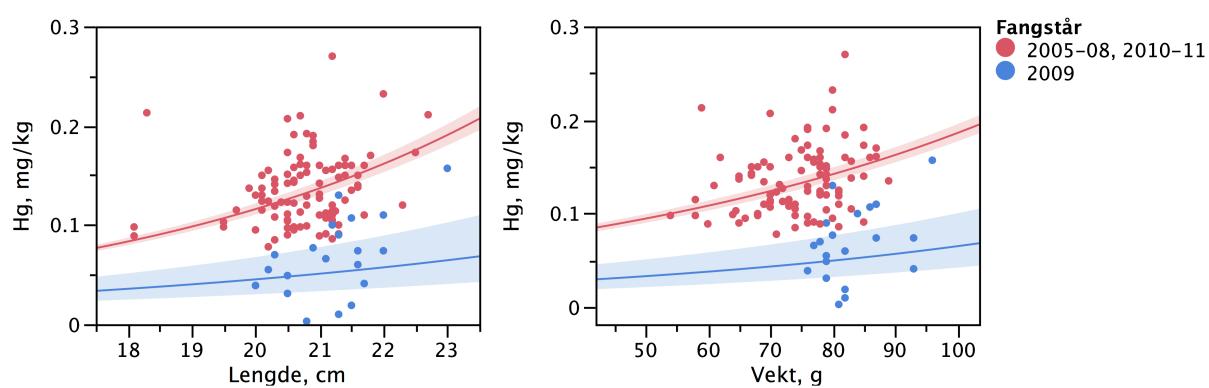
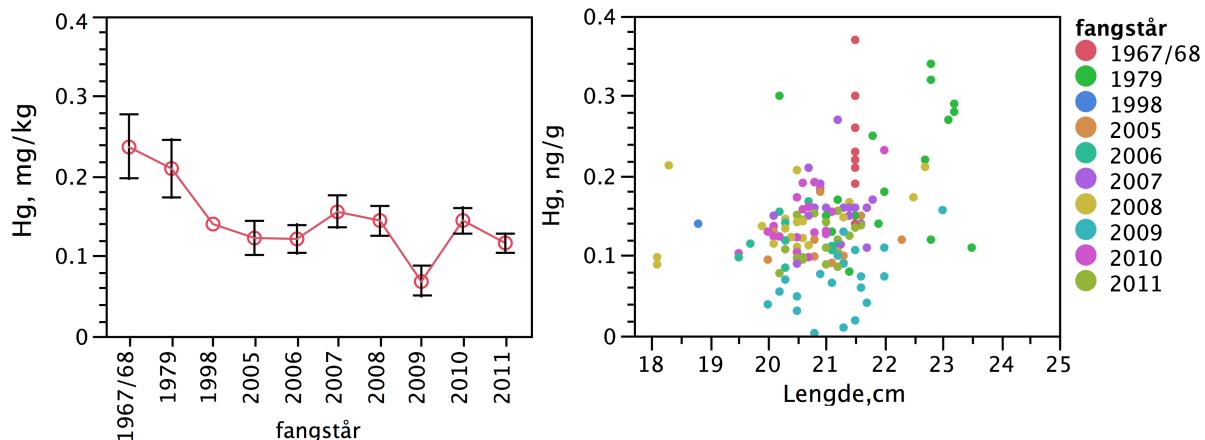
$$\text{vekt: } \ln Hg = -3,5583 + 0,0135 \cdot \text{vekt} + b(\text{år}) \quad R^2 = 0,41 \quad p < 0,001$$

$$b(2005–2008, 2010–2011) = 0,5245$$

$$b(2009) = -0,5245$$

Tabell 12. 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
2011	20	20,9	0,41	78,9	4,3	0,12	0,02



9. Miljøgifter i *Mysis relicta*

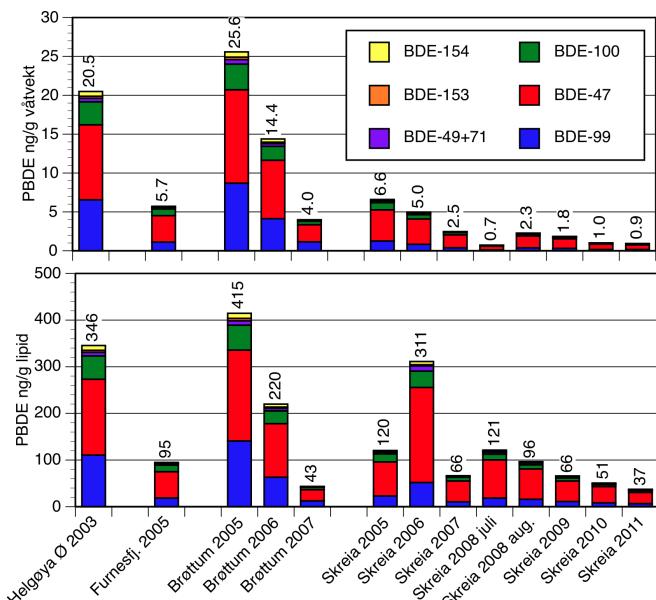
Prøver av *Mysis relicta* ble innsamlet i september 2011 ved overvåkningsstasjonen ved Skreia. Denne stasjonen er representativ for de dype sentrale deler av Mjøsa. *Mysis* er et viktig byttedyr for det zooplanktonspisende pelagiske fiskesamfunnet, og krøkle anses som en spesialist på denne. *Mysis* er en rovform av et zooplankton og voksne individer kan ernære seg av annet zooplankton, gjerne vannlopper (*Cladocera*). *Mysis* driver en utstrakt vertikalvandring. De står i de dypere vannlag, eventuelt i nær kontakt med bunn om dagen, men om kvelden migrerer de opp i de øvre vannlag hvor de ernærer seg på zooplankton. Disse vertikalvandringene regnes som en antipredator-strategi for å unngå zooplanktonspisende fisk som jakter ved hjelp av synet. Under prøvetakningen ble det tatt ut tre separate prøver som ble sendt til analyse. Dette har vært gjort årlig siden 2008, og i det følgende benytter vi oss av midlere konsentrasjon av fra hvert av disse årene.

9.1 PBDE

For *Mysis* fanget ved Skreia har konsentrasjonen av PBDE sunket i tidsrommet 2005–2011, målt både på våtvekts- og lipidbasis (Figur 19). I 2011 var midlere konsentrasjon av \sum PBDE7 i 2011 på våtvektsbasis 0,9 ng/g, noe som var nært identisk med konsentrasjonen i 2010 på 1,0 ng/g. Dette er en betydelig nedgang fra høyeste nivå i 2005 som ble målt til 6,6 ng/g. En trend-analyse basert på våtvektsdata fra 2005 av (juni-prøven fra 2008 er ekskludert) indikerer en statistisk signifikant nedgang (Mann-Kendall test, $p = 0,002$).

Justert for mengden lipid i prøvene var middelkonsentrasjonen i 2011 37 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.



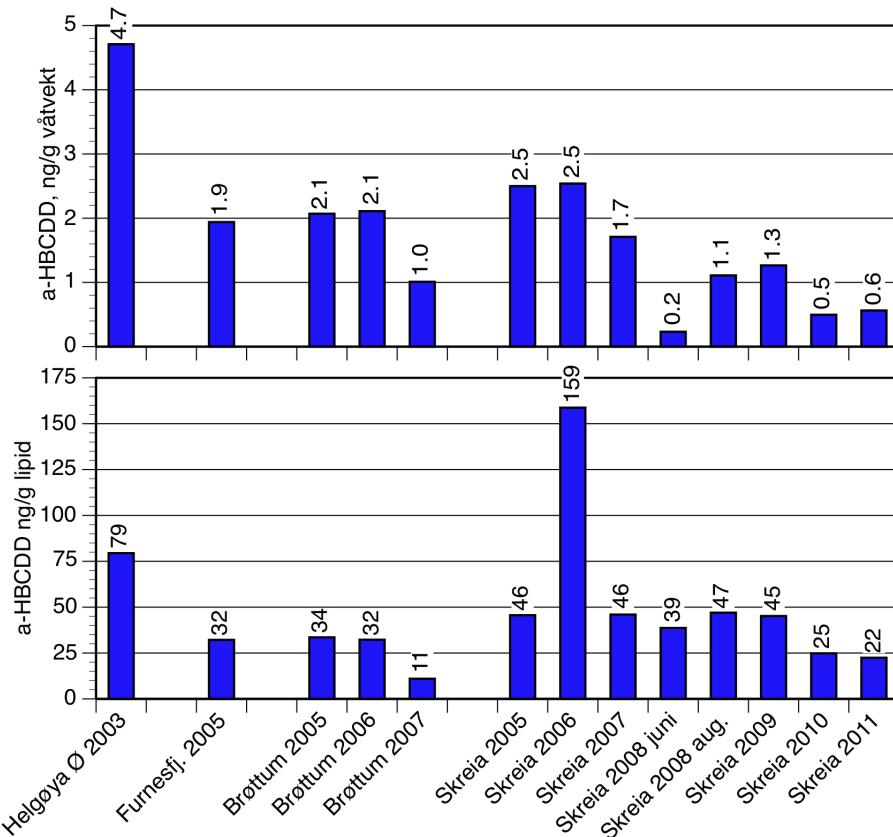
Figur 19. Konsentrasjoner av \sum PBDE7 (syv vanlig forekommende kongenerer) i *Mysis* fra Mjøsa. Øvre panel: våtvekt, nedre panel: lipidvekt.

9.2 HBCDD

For HBCDD ble det i hovedsak påvist detekterbare konsentrasjoner av α -isomeren (Figur 20). Ved Skreia, hvor vi har en måleserie fra perioden 2005–2011 har konsentrasjonene sunket betydelig, fra et maksimalt nivå i 2005–2006 på 2,5 ng/g våtvekt og til 0,5–0,6 ng/g våtvekt i 2010 og 2011.

På lipidvektsbasis 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 og 2011 var imidlertid henholdsvis 25 og 22 ng/g lipid, det vil si nær en halvering av 2009-nivået.

Konsentrasjonen i 2011, både på våtvekt- og lipidvektsbasis, 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 forurensningsnivået i *Mysis*-bestanden. En trend-analyse basert på våtvektsdata fra 2005 av (juni-prøven fra 2008 er ekskludert) indikerer en statistisk signifikant nedgang (Mann-Kendall test, $p = 0,02$).



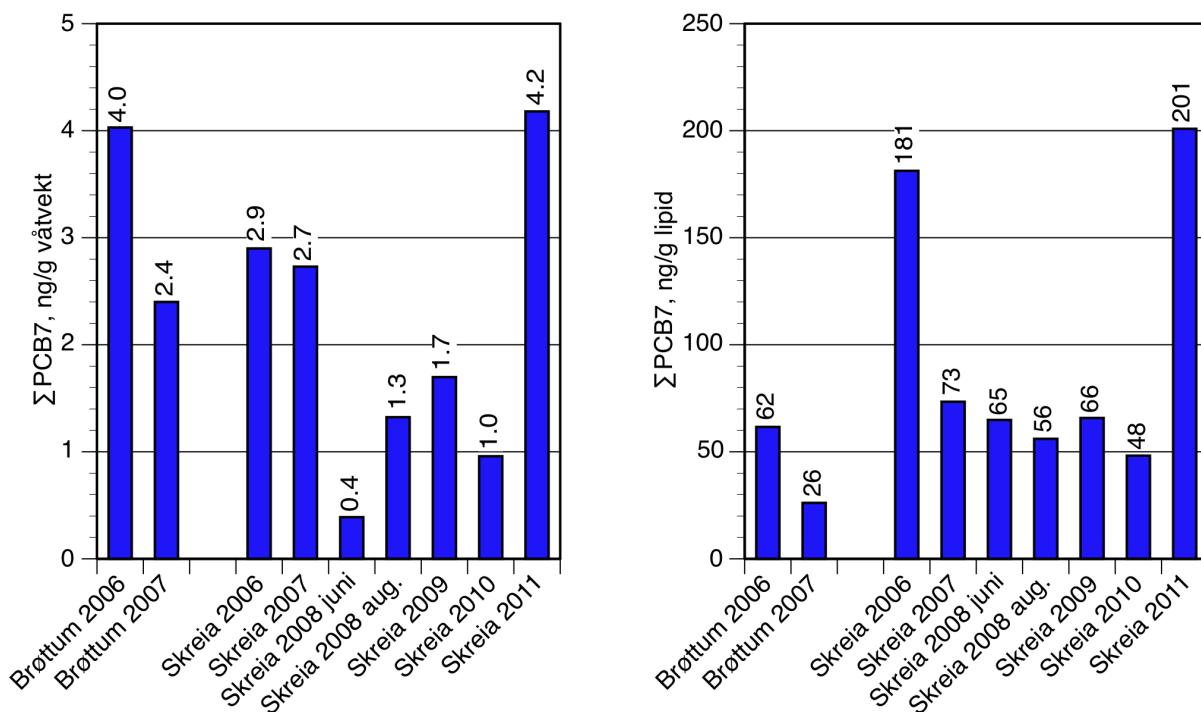
Figur 20. Konsentrasjoner av α -HBCDD i *Mysis* fra Mjøsa. Øvre panel: våtvekt, nedre panel: lipidvekt.

9.3 PCB

For PCB eksisterer det data fra Skreia for perioden 2006–2011 og fra Brøttum for 2006–2007. Fram til 2010 var konsentrasjonen av $\Sigma\text{PCB}7$ 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 (2006–2007) var 2,4–4 ng/g våtvekt eller 2662 ng/g lipid.

I 2011 steg de midlere konsentrasjonene ved Skreia markert til 4,2 ng/g våtvekt eller 201 ng/g lipid. Dette er de høyeste konsentrasjonene målt ved denne stasjonen. I hovedsak skyldes det høye nivået innflytelsen fra én prøve, som var en blandprøve av materiale innsamlet 31. august og 29. september. De to andre prøvene var begge innsamlet 31. august. Denne prøven hadde en konsentrasjon av $\Sigma\text{PCB}7$ på 9,6 ng/g våtvekt, mens to andre hadde konsentrasjoner på 1,3–1,6 ng/g våtvekt. Vi har ingen holdepunkter for at denne prøven er kontaminert eller feilanalysert, og har derfor ikke ekskludert resultatet. Hvorvidt flommen eller andre hendelser denne sesongen kan ha bidratt til økte PCB-konsentrasjoner i *Mysis* utover høsten har vi intet grunnlag for å spekulere om. Da *Mysis* er en flerårig art vil en ny prøve på våren/forsommeren 2012 kunne avklare hvorvidt den høye konsentrasjonen i 2011 var representativ.

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



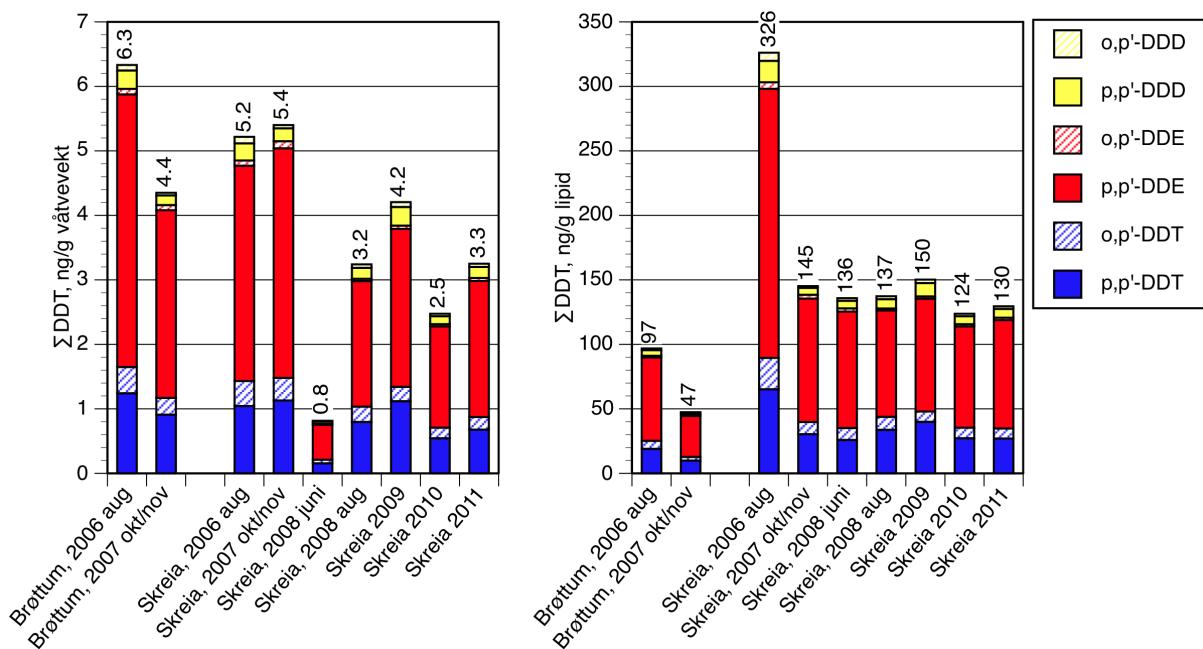
Figur 21. Konsentrasjoner av $\Sigma\text{PCB}7$ i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.4 DDT

Som for PCB har vi data for DDT fra Skreia for perioden 2006–2011 (Figur 22) og fra Brøttum for 2006–2007. Konsentrasjonen av \sum 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 \sum DDT i Skreia-prøvene fra 2011 var 3,3 ng/g våtvekt eller 130 ng/g lipid. Sammensetningen av DDT-forbindelsene var omtrent som hos fisk, hvor den dominerende forbindelsen var DDE, deretter fulgt av DDT og DDD.

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



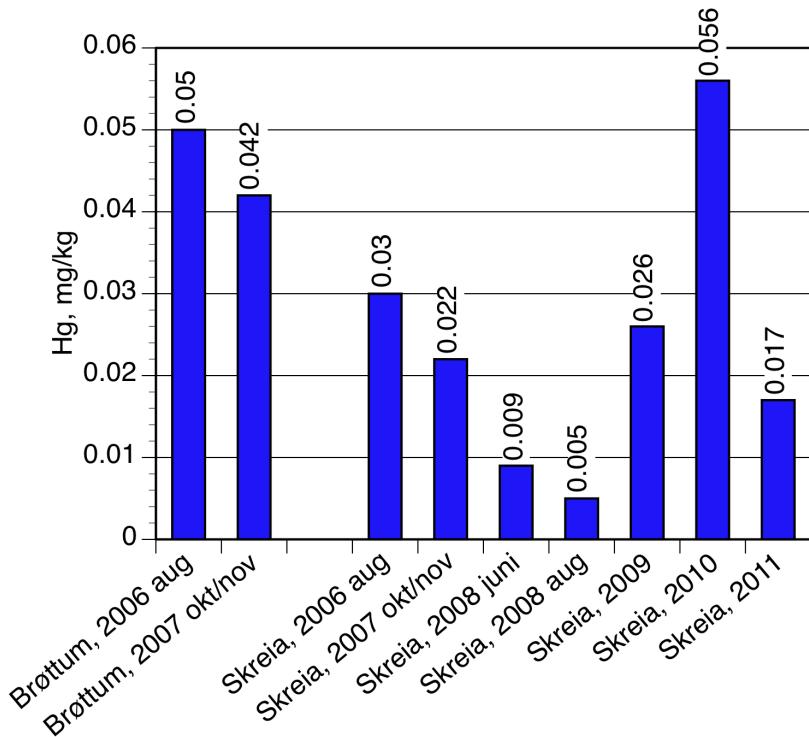
Figur 22. Konsentrasjoner av DDT i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.5 Kvikksølv

Vi data for kvikksølv fra Skreia for perioden 2006–2011 og fra Brøttum for 2006–2007 (Figur 23). Konsentrasjonene har variert en del, typisk mellom 0,02–0,06 mg/kg, med unntak for 2008 da vi hadde to prøver med lave konsentrasjoner (0,005 og 0,006 mg/kg).

I 2011 var midlere kvikksølvkonsentrasjon i de tre prøvene 0,017 mg/kg våtvekt. Dette er innenfor det vanlig forekommende konsentrasjonsområdet, men vesentlig lavere enn i 2010 da middelkonsentrasjonen i prøvene var 0,056 mg/kg våtvekt.

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



Figur 23. 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 2008–2011 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 13** 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 kapitelet om dioksiner i fisk har det fra 2009 av blitt benyttet en revidert beregningsmetode for toksiske ekvivalenter (TE) av dioksiner og dioksinliknende PCB. Resultatene for disse to årene er derfor ikke helt sammenliknbare med de fra 2008.

I 2011 var konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB i *Mysis* var 1,28 pg TE/g våtvekt, dvs. omlag samme nivå som i zooplanktonspisende fisk. Dette er en økning i forhold til 2010, hvor konsentrasjonen var 0,32 pg TE/g våtvekt. Hovedandelen ble utgjort av mono-orto PCB, og som nevnt før hadde en prøve et avvikende høyt PCB-innhold. Ekskluderes denne prøven synker middelkonsentrasjonen til 0,94 pg TE/g våtvekt, men den er fortsatt høyere enn i 2010. Her må det imidlertid gjøres oppmerksom på at beregningene av toksiske ekvivalenter gjøres på en svært konservativ måte: er konsentrasjonen av de aktuelle forbindelsene fra lavere enn deteksjonsgrensene, så settes konsentrasjonene lik deteksjonsgrensene og TE beregnes ut fra disse. For to av prøvene var deteksjonsgrensene for et par av non-ortho PCB-forbindelsene noe høye, og dette har bidratt til at beregnet sum TE ble høy. Det er derfor ikke gitt at økningen fra 2010 til 2011 er reell.

De klorerte parafinene ble dominert av SCCP (kortkjedede forbindelser) og middelkonsentrasjonen i 2011 var 3,2 ng/g våtvekt. Dette var omlag som i 2010 og 2009, men betydelig lavere enn i 2008 (12–20 ng/g våtvekt). Middelkonsentrasjonen hos *Mysis* i 2011 var av omlag samme størrelse (eller større) enn konsentrasjonene i fisk (1,5 – 3,3 ng/g våtvekt). Samme fenomen ble funnet i alle foregående år Dette synes vi er overraskende, da SCCP er kjent for å biomagnifisere og således kunne forventes å forekomme i lavere konsentrasjoner i zooplankton enn i fisk på et høyere trofisk nivå.

Av de perfluorerte stoffene var det kun PFOA som i 2011 hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen, med en middelkonsentrasjon på 1,53 ng/g våtvekt. Denne forbindelsen har vi ikke tidligere funnet i kvantifiserbare konsentrasjoner i *Mysis* fra Mjøsa. At vi nå finner kvantifiserbare konsentrasjoner av PFOA kan skyldes at et nytt og forbedret analyseinstrument ble tatt i bruk. Tidligere har PFOS og PFOSA dominert blant de ulike perfluorerte forbindelsene, men for 2011 var nivåene av disse under deteksjonsgrensene med henholdsvis <0,11 og <0,25 ng/g våtvekt.

Tabell 13. 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). For 2009–2011 ble det analysert tre parallelle prøver og middelkonsentrasjonen av disse er oppgitt..

hoved-gruppe	enhet	forbindelse	våtvekt					lipidvekt				
			juni 2008	aug 2008	sept 2009	sept 2010	sept 2011	juni 2008	aug 2008	sept 2009	sept 2010	sept 2011
dioksiner og dioksin-liknende PCB	pg TE/g	mono-ortho PCB	0,02	0,05	0,01	0,01	0,02	4,1	2,0	0,44	0,36	
		non-ortho PCB	0,04	0,17	0,25	0,16	1,06	6,1	7,2	9,7	8,1	
		PCDD	0,05	0,13	0,13	0,09	0,12	8,6	5,3	4,7	4,6	
		PCDF	0,04	0,14	0,12	0,06	0,08	6,4	5,7	4,5	3,2	
		PCDD/PCDF/PCB	0,15	0,48	0,51	0,32	1,28	25,2	20,2	19,4	16,2	
perfluorerte stoffer (PFC)	ng/g	PFOSA	0,29	<0,25	<0,22	<0,15	<0,25					
		PFOS	1,56	1,91	0,16	0,06*	<0,11					
		PFOA					1,53					
klorerte parafiner	ng/g	SCCP	12,8	20,0	4,2	2,0	3,2	2133	848	151	80	129
		MCCP	0,5	1,7	<0,3	<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 1. 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 1. 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., 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 1. nr OR-5541. 33 s. + vedlegg

Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A., Løvik, J.E. 2009. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2008. Statlig program for forurensningsovervåkning, Klif. Rapport TA-2483/2009. 49 s. + vedlegg.

Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A., Løvik, J.E. 2010. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2009. Statlig program for forurensningsovervåkning, Klif. Rapport TA-2620/2010. 58 s. + vedlegg.

Fjeld, E. Enge, E.K., Rognerud, S., Rustadbakken, A. og Løvik, J.E. 2011. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2010. Statlig program for forurensningsovervåkning, Klif. Rapport TA-2774/2011. 62 s. + vedlegg.

Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A., Wiborg, M.L, 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport 1. 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 renseanlegg 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 Kvikkolv, 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 sjørøret. 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. Næringsreasjoner 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., Alaee, 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.

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

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

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

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. Kvikkølv i fisk og øvertebrater 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. Krökla 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 kvikkølvinnholdet 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, Hajlova, J. 2003. Miljøgifter i fisk 2001/2002 Vänern-Vättern. Vätternvårdförbundet (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 fra 2010 (delvis reanalyseret) og 2011. Konsentrasjoner for organiske miljøgifter er oppgitt i ng/g våtvekt, med unntak av dioksiner, dibenzofuraner og non-ortho 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 (-).



KLIMA- OG
FORURENSNINGSDIREKTORATET

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
Internett: www.klif.no

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	ISBN-nummer 978-82-577-6092-2
---	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Jon Fuglestad	TA-nummer 2889/2012
NIVA LNR 6357-2012		SPFO-nummer 1087/2011

NIVA O-NR 12003	År 2012	Sidetall 63 + vedlegg	Klifs kontraktnr. 5011185
--------------------	------------	--------------------------	------------------------------

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

Forfatter(e) Eirik Fjeld, Ellen Katrin Enge (NILU), Sigurd Rognerud, Atle Rustadbakken, Jarl Eivind Løvik
Tittel - norsk og engelsk Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2011.
Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa, 2011.
Sammendrag Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksolv er analysert i prøver av fisk (ørret, lågåsild og krøkle) og zooplankton (<i>Mysis relicta</i>) fra Mjøsa, 2011. Det er også undersøkt kvikksolv 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 flammehemmerne PBDE og HBCD i fisk og zooplankton. Konsentrasjonene av PBDE i lågåsild er på omrent samme nivå som i 1993 og 1995, dvs. før de store lokale utslippene startet. Midlere konsentrasjon av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret (2,9 kg) var 2,7 pg TE/kg våtvekt, dvs. under omsetningsgrensen på 8 pg TE/kg våtvekt. Konsentrasjonen av kvikksolv 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 2006–2011 sammenliknet med data fra de foregående ti år. For ørret er det overveiende sannsynlig at kvikksølvkonsentrasjonen overskridet omsetningsgrensen på 0,5 mg for fisk større enn 55 cm eller 1,9 kg.

4 emneord persistente organiske mijøgifter kvikksolv 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 langsigte 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.