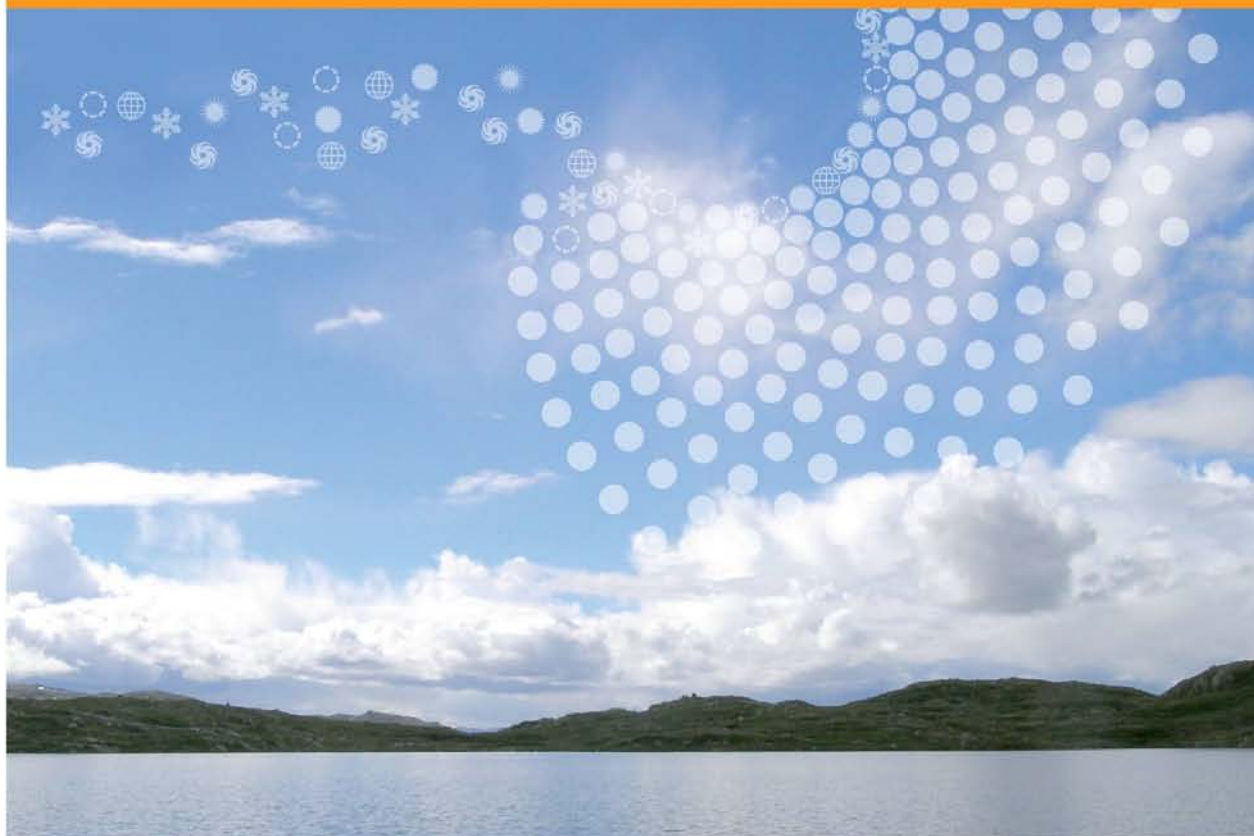


Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluoreerte stoffer og kvikksølv

MILJØGIFTER I FISK OG ZOOPLANKTON I MJØSA – 2008

1045
2008





Statlig program for forurensningsovervåking

SPFO-rapport: 1045/2009
TA-2483/2009
ISBN 978-82-577-5506-5

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)
Utførende institusjon: NIVA

**Miljøgifter i fisk og
zooplankton i Mjøsa -
2009**

Rapport
1045/2009

Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB,
dioksiner, klorerte parafiner, perfluoreerte stoffer og
kvikksølv

NIVA
Norsk institutt for vannforskning



NIVA prosjektnummer: O-28322, O-29056
NIVA rapport nr: OR 5771-2009

Forord

På oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) kartlagt forekomsten av utvalgte miljøgifter i fisk og zooplankton fra Mjøsa, 2008. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere (PBDE og HBCDD), PCB, klorerte parafiner, dioksiner, perfluoreerte stoffer og kvikksølv.

Resultatene er sammenliknet med tidligere data fra SFTs overvåkningsprogram fra Mjøsa, samt data fra andre forskningsprosjekter, rapporter og ikke tidligere publisert data fra NIVA. Deler av dette materialet er framskaffet i forbindelse 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 2008 har vært gjort av personell fra NIVA (Jarl Eivind Løvik, Atle Rustadbakken, Sigurd Rognerud og Eirik Fjeld).

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

Hovedansvarlig for rapporteringen av prosjektet har vært Eirik Fjeld.

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

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

Oslo, mars 2009

Eirik Fjeld
Forsker

Innhold

1. Sammendrag	1
2. Extended abstract	4
3. Innledning	7
4. Materiale og metoder	8
4.1 Prøvematerialet.....	8
4.2 Analyser	9
4.3 Statistiske analyser.....	10
5. Lengde, vekt og stabile isotoper	11
6. Miljøgifter i fisk, 2008	13
6.1 Midlere konsentrasjoner.....	13
6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter	16
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling	19
7.1 PBDE i ørret.....	19
7.2 PBDE i lågåsild	22
7.3 PBDE i krøkle.....	24
7.4 HBCDD.....	25
7.5 PCB i fisk.....	27
7.6 DDT	30
7.7 Klorerte parafiner.....	31
7.8 Perfluorerte stoffer, PFC	32
7.9 Dioksiner og dioksinliknende PCB	33
8. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling	34
8.1 Ørret.....	34
8.2 Krøkle	37
8.3 Lågåsild.....	39
9. Miljøgifter i <i>Mysis relicta</i>	41
9.1 PBDE	41
9.2 HBCDD.....	42
9.3 PCB.....	43
9.4 DDT	43
9.5 Kvikksølv	44
9.6 Dioksiner, polyfluorerte stoffer og klorerte parafiner	45
10. Referanser	47

1. Sammendrag

Som et ledd i SFTs overvåkning av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa, høsten 2008. Det er analysert på individuelle prøver av ørret, lågåsild og krøkle, samt det planktoniske krepsdyret *Mysis relicta* (istidskreps).

Prøvene ble analysert for bromerte flammehemmere av typen PBDE og HBCDD, PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv. Analysene ble gjort på NILUs analyselaboratorium. 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: $2,1 \pm 0,5$ kg, $79,5 \pm 17,2$ g, $72,8 \pm 8,9$ g.

For å belyse utviklingen i forurensningssituasjonen er resultatene fra 2008 satt sammen med tidligere data fra SFTs overvåkningsprogram (startet i 2003), samt data fra andre forsknings- og overvåkningsprosjekter.

Resultatene viser at det i løpet av de siste 4–6 årene har skjedd en reduksjon i nivåene av flammehemmerene PBDE og HBCDD i fisk og *Mysis*. For lågåsild har reduksjonen av PBDE vært betydelig. Konsentrasjonen er nå tilbake til det nivå som fantes på 1990-tallet, før de store tilførselene av PBDE startet. For PCB synes nivåene i fisk å være 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 2006–2008 sammenliknet med data fra de foregående ti år. Konsentrasjonen av kvikksølv i ørret overstiger omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg når fisken blir større enn omlag 1,9 kg.

PBDE — polybromerte difenyletere

Midlere konsentrasjoner av \sum PBDE9 (ni viktige kongenerer) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 59,9, 9,7 og 14,7 ng/g våtvekt. De dominerende kongenerer var BDE-47, -99, og -100. Samlet utgjorde disse ca 80–90% av \sum PBDE9, men andelen av BDE-99 varierte betydelig mellom artene. Lågåsild hadde høyest andel av BDE-99 (19%), deretter fulgt av ørret (6%), mens den i liten grad var tilstede hos krøkle (2%).

Trendanalyser viste en statistisk signifikant reduksjon i konsentrasjonen av PBDE på våtvektsbasis for ørret og lågåsild. For lågåsild var konsentrasjonen i 2008 lavere enn i 1997, som er året da de store utslippene av PBDE begynte. Konsentrasjonen av PBDE i krøkle har også sunket fra 2005 av, men ingen signifikant trend kunne påvises. Variansanalyser kunne ikke påvise noen forskjeller mellom nivåene i 2007 og 2008 for ørret og krøkle, mens det ble funnet en signifikant reduksjon for lågåsilda.

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. Ved Skreia, midtfjords i Mjøsa, var

konsentrasjonen i to prøver fra 2008 0,7 og 2,3 ng/g våtvekt, mens den i 2006 var 6.8 ng/g våtvekt.

HBCDD — heksabromocyclododekan

Midlere konsentrasjon av α -HBCDD i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 14,1, 3,8 og 1,5 ng/g våtvekt. De to andre isomerene, β - og γ -isomerene, forekommer kun i små mengder. I de tekniske blandingene av HBCDD dominerer γ -isomerer, men den lave tilstedeværelsen av denne i fisk kan forklares med en bioisomerisering av denne til α -HBCDD. Det kan registreres en nedgang i konsentrasjonene av α -HBCDD fra 2004/2005, men trendanalyser kan ikke påvise noen signifikant trend. Variansanalyser viste en signifikant reduksjon fra 2007 og til 2008 for lågåsild, ingen endring for krøkle, og en svak signifikant økning for ørret.

For *Mysis* var konsentrasjonen i to prøver fra 2008 var 0,2 og 1,1 ng/g våtvekt, mens den i 2006 var 2,5 ng/g våtvekt.

PCB — polyklorerte bifenyler

Midlere konsentrasjon av \sum PCB7 i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 19,0, 6,4 og 4,7 ng/g våtvekt. Sammenliknet med analysedata for ørret og lågåsild fra 1990-tallet, er dette en betydelig reduksjon i konsentrasjonene. Konsentrasjonene har vært mer stabile på 2000-tallet og ingen signifikante trender kan spores i dette materialet. Sammenlikninger (variansanalyser) mellom 2007 og 2008 viste imidlertid en signifikant reduksjon for lågåsild, men ingen signifikante endringer for ørret og krøkle.

Konsentrasjonen av \sum PCB7 hos *Mysis* i to prøver fanget i 2008 var 0,4 og 1,3 ng/g våtvekt. Dette er noe lavere enn nivåene i 2006 og 2007 som var henholdsvis 2,9 og 2,7 ng/g våtvekt.

DDT

Midlere konsentrasjon av \sum DDT i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 20,8, 8,7 og 6,1 ng/g våtvekt. Dette er en betydelig reduksjon i konsentrasjonene sammenliknet med data for ørret og lågåsild fra 1999, som var henholdsvis 61 og 54 ng/g våtvekt.

For *Mysis* i 2008 var konsentrasjonen av \sum DDT i to prøver 0,8 og 3.2 ng/kg våtvekt, og det har vært en reduksjon i nivåene siden 2005 (5.2 ng/kg våtvekt).

Klorerte parafiner

Midlere konsentrasjon av SCCP (kortkjedede klorerte parafiner) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 11,8, 24,2 og 10,0 ng/g våtvekt. Konsentrasjonen av MCCP (mellomkjedede klorerte parafiner) var i hovedsak under deteksjonsgrensen. 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.

Konsentrasjonen av SCCP hos *Mysis* i to prøver fanget i 2008 var 12,8 og 20,0 ng/g våtvekt.

Perfluorerte stoffer

Kun PFOS og PFOSA ble funnet i kvantifiserbare mengder. Summen av disse i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 3,1, 1,1 og 6,3 pg/g våtvekt. PFOS var den dominerende forbindelsen. Det eksisterer tidligere data på ørret fra Mjøsa, og i 2006 var disse 1,9 pg/g våtvekt, dvs. svakt lavere enn i 2008.

PFOS+PFOSA hos *Mysis* var kvantifiserbar i én prøve fra 2008. Konsentrasjonen var 1,9 pg/g våtvekt, og PFOS og PFOSA forekom i omlag like store mengder.

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 2008 var henholdsvis 2,4, 1,0 og 0,9 pg TE/g våtvekt. Dette er under EUs omsetningsgrense på 8 pg TE/g våtvekt. Sammenliknet med fisk fra samme størrelsesgrupper har det ikke skjedd noen vesentlige endringer siden begynnelsen på 2000-tallet. Det ble da funnet at konsentrasjonen kunne overstige omsetningsgrensen i større fisk.

Hg – kvikksølv

Midlere konsentrasjoner av kvikksølv i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2008 var henholdsvis 0,59, 0,65 og 0,14 mg/kg våtvekt.

For ørret finnes det et større datamateriale på kvikksølvkonsentrasjoner for perioden 1979–2008 og sammenlikninger av lengdejusterte middelverdier (≈ 56 cm) 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 på omkring 0,53 mg/kg i 2006–2008. Basert på materialet fra 2006–2008 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 to siste årene er uvisst, men en hypotese kan være endringer i dietten.

For krøkle og lågåsild finner vi ingen tilsvarende økning i kvikksølvkonsentrasjonen de siste årene slik som hos ørret.

For *Mysis* var konsentrasjonen i to prøver fra 2008 omlag 0,005 mg/kg våtvekt, og det har vært en reduksjon i nivåene siden 2005 (0,03 mg/kg våtvekt).

2. Extended abstract

Title: Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa – 2008

Year: 2007

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

Source: Norwegian Pollution Control Authority SFT report TA-2483/2009

ISBN NO: 978-82-577-5506-5

Here, we report the results of 2008 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 Norwegian Pollution Control Authority (SFT). 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. As in 2007, the analyses this year were done on samples from individual fishes, in contrast to previous years where pooled samples were analyzed. From each species, 20 samples of muscle filets were analyzed for different contaminants. The mean weight of the analyzed fishes were: brown trout, 2.1 ± 0.5 kg, smelt, 79.5 ± 17.2 g, vendace, 72.8 ± 8.9 g.

Time series of contaminants in fish were compiled by combining data from the monitoring program of SFT (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 \sum PBDE9 (nine congeners) in brown trout, vendace and smelt, caught in 2007, were 59.9, 9.7 and 14.7 ng/g w.w. (wet weight), respectively. Main congeners were BDE-47, -99 and -100. Together they constituted 80–90% of \sum PCB9. However, the fraction of BDE-99 varied significantly between species. The highest fraction was in vendace (19%), followed by trout (6%) and smelt (2%).

Trend analyses (Mann Kendall tests) proved a statistical significant decreasing trend ($p < 0.05$) in PBDE concentration for brown trout and vendace. For vendace, the PBDE concentration in 2008 were below the levels found in samples from 1997, which is the year the large discharges of PBDEs from a local textile factory started

The reduction through time was greatest for BDE-99, which probably is due to a biotransformation (debromination) to BDE-47. Different degree of debromination in the food webs for the different fish species, or differences between the species may also explain the varying fraction of BDE-99 in brown trout, vendace and smelt.

The planktonic crustacean *Mysis relicta* (an important food item for smelt) showed a reduction in the PBDE concentration through time. At the Skreia station, in the central part of the lake, the concentration was reduced from 26.2 in 2005 to 0.7 and 2.3 ng/g w.w. in two samples from 2008.

HBCDD — heksabromocyclododekan

Mean α -HBCDD concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2008, were 9.8, 7.0 and 1.9 ng/g w.w. (wet weight), 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.

In the planktonic crustacean *M. relicta* the concentration in two samples from 2008 were 0.2 og 1.1 ng/g w.w. This is a reduction compared to the concentration of 2.5 ng/g w.w. found in 2006.

PCB — polychlorinated biphenyls

Mean Σ PCB7 concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2008, were 19.0, 6.4 and 4,7 ng/g w.w. This is a substantial reduction compared with data on brown trout and vendace from the 1990s. The concentrations during the last decade have been more stabile, and no significant trends could be detected.

The concentration of Σ PCB7 in two samples of *M. relicta* from 2008 were 0.4 and 1.3 ng/g w.w. This is a reduction compared to the concentration of 2.9 and 2.7 ng/g w.w. found in 2006 and 2007.

DDT

Mean Σ DDT concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2008, were 20.8, 8.7 and 6.1 ng/g w.w., respectively This is a substantial reduction as compared with data from 1999, when concentration of 61 ng/g and 54 ng/g were found in brown trout and vendace, respectively.

The concentration of Σ DDT in two samples of *M. relicta* from 2008 were 0.8 and 3.2 ng/g w.w. This is a reduction compared to the concentration of 5.2 ng/g w.w. found in 2005.

Chlorinated paraffins

Mean concentrations of SCCP (short chained chlorinated paraffins) in brown trout, vendace and smelt, caught in 2008, were 11.8, 24.2 and 10 ng/g w.w., respectively. The concentration of SCCP in a comparable sample of vendace from 2003 was 8.2 ng/g w.w. The concentrations of MCCP (medium chained chlorinated paraffins) were in general below the detection limits.

The concentration of SCCP in two samples of *M. relicta* from 2008 were 12.8 and 20.0 ng/g w.w.

Perfluorinated alkylated substances

In general, only PFOA and PFOSA were found in quantifiable concentrations. The sum of these in brown trout, vendace and smelt were 3.1, 1.1 and 6.3. pg/g w.w. PFOS was the most abundant compound.

The concentration of PFOA+PFOAS were quantifiable in one sample of *M. relicta*, The concentration was 1.9 pg/g, and both compounds were equally abundant

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 2008, were 2.4, 1.0 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.

Mercury

Mean concentrations of mercury in brown trout, vendace and smelt, caught in 2008, were 0.59, 0.65 and 0.14 mg/g w.w., respectively.

In brown trout, the length adjusted mean mercury concentrations (mean length \approx 56 cm, mean weight \approx 2 kg) was reduced from 1.39 mg/kg in a survey from 1979–1980 to 0.36 mg/kg in survey carried out in 1982–1984. A decreasing trend was found up to 2005 (0.36 mg/kg), but then the concentrations in 2006–2008 jumped to a higher level of about 0.53 mg/kg. Based on the data from 2006–2008, 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.

In *M. relictus* the mercury concentrations in two samples from 2008 were about 0.005 mg/kg w.w. This is a reduction compared to the concentration of 0.03 mg/g w.w. in a sample from 2005.

3. Innledning

Som et ledd i SFTs overvåkingen av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa høsten 2008. 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* (istidskreps).

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

I denne rapporten har vi benyttet oss av tidligere data for å etablere tidsserier som avdekker utviklingen av miljøgifter i fisk fra Mjøsa.

4. Materiale og metoder

4.1 Prøvematerialet

Prøvematerialet av ørret, lågåsild og krøkle ble innsamlet i løpet av høsten 2008 (september–oktober), mens materialet av *Mysis relicta* ble innsamlet ved to anledninger i juni og august.

Fisken ble fanget av lokale fiskere. Lågåsilda og krøkla ble fisket nord i Mjøsa, ved Vingrom, mens ørreten ble dels fisket lenger sør ved Helgøya og ved Vingrom. Dette er alle pelagiske arter som streifer på næringsvandring omkring i Mjøsa, og det er derfor lite sannsynlig at man vil finne lokale forskjeller i deres innhold av miljøgifter. Zooplanktonprøvene og *Mysis* ble tatt med horisontale hovtrekk med planktonhov på stasjonene ved Skreia, sentralt i Mjøsa.

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

Fisken ble oppbevart nedfrost 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 og lågåsild måtte det analyseres på et separat materiale av blandprøver. Alle prøver ble oppbevart nedfrost ved $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ på spesialbehandlede glass (glødet ved $500\text{ }^{\circ}\text{C}$) fram til analyse.

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

art	fangstår	miljøgift	referanse
krøkle, lågåsild	1967–1968	Hg	Underdal 1970
krøkle, lågåsild, ørret	1979–1980	Hg	Sandlund <i>et al.</i> 1981
krøkle, ørret	1982–1984	Hg	Eriksen <i>et al.</i> 1991
krøkle, ørret	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
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	PBDE, HBCDD, PCB, Hg	Fjeld <i>et al.</i> 2008

4.2 Analyser

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

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

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

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

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

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

4.3 Statistiske analyser

Under den statistiske behandlingen ble blandprøvene av krøkle og lågåsild 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 må det være gjort flere analyser hvert år (ss. analyser av individuelle prøver). Ved kovariansanalyser justeres det for kovariater som kan influere den avhengige variabelen (f.eks. justere for lengdeforskjeller mellom ulike grupper når nivåene av miljøgifter sammenliknes).

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

Den numeriske og statistiske behandlingen av datamaterialet er gjort med programmet JMP (SAS 2006).

5. Lengde, vekt og stabile isotoper

Innen hver av de tre undersøkte artene fisk varierte størrelsen lite (Tabell 2, Figur 2). Ørreten var typisk sportsfiskstørrelse, med en midlere lengde (\pm standard avvik) på 56 ± 5 cm og vekt på $2,1 \pm 0,5$ kg. Lågåsilda var også av typisk konsumstørrelse med en midlere lengde og vekt på $21,1 \pm 1,2$ cm og 73 ± 9 g. Midlere lengde og vekt av krøkle var henholdsvis $22,9 \pm 1,6$ cm og $79,5 \pm 17,2$ g. Dette er stor krøkle som kan ha et betydelig innslag av fisk i dietten – og den er ofte kannibalistisk.

Tabell 2. Lengde, vekt og forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) for prøvene av fisk fra Mjøsa, fanget i 2008.

Variabel	Krøkle			Lågåsild			Ørret		
	N	Middel	SD	N	Middel	SD	N	Middel	SD
Lengde, cm	40	22,9	1,6	40	21,0	1,2	20	56,1	5,1
Vekt, g	40	79,5	17,2	40	72,8	8,9	20	2054	516
$\delta^{15}\text{N}$, ‰	40	14,7	0,7	39	13,0	0,4	20	14,8	0,5
$\delta^{13}\text{C}$, ‰	40	-27,1	0,4	39	-29,7	0,5	20	-27,6	0,5

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

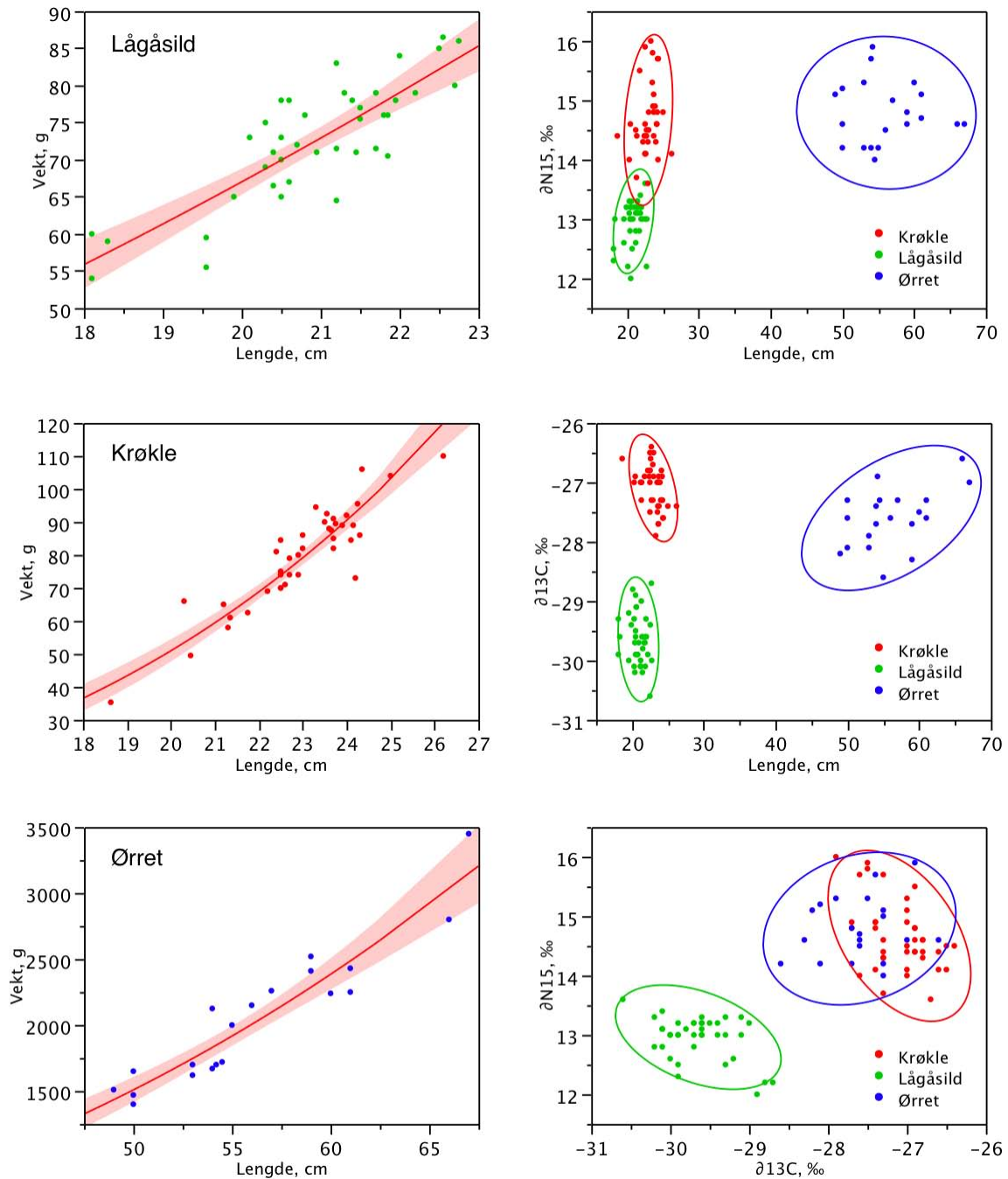
Trofisk posisjon hos ørret og krøkle, indikert ved $\delta^{15}\text{N}$, var ikke vesentlig forskjellig, men det var stor individuell variasjonen innenfor hver av artene (nær 2 ‰). Trofisk posisjon for lågåsild varierte mindre og verdiene var lavere enn for krøkle og ørret. Den store variasjon i $\delta^{15}\text{N}$ for ørret og krøkle indikerer at deres næringsvalg kan variere betydelig fra individ til individ. For lågåsild, som er en mer utpreget stimpfisk, er variasjonen i dietten mindre.

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 krøkleengel 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). Dette viser hvilke muligheter det er for individuell variasjon i trofisk posisjon for ørret og krøkle i Mjøsa.

Det er likevel interessant at de store krøklene som er analysert i denne undersøkelsen ikke skiller seg vesentlig fra ørreten. Dette 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 nær samme trofiske posisjon som mjøsørret. Trofiske posisjon for planktonspisende lågåsild er som forventet lavere enn for ørret og krøkle.

Lågåsildas $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen er typisk for fisk som lever av plankton og særlig vannlopper i innsjøens øvre deler (Rognerud et al. 2008). Krøkle og ørret hadde en litt tyngre signatur (ca

2,6 ‰) enn lågåsild. En del av dette (0,2 ‰) skyldes fraksjonering på grunn av noe høyere trofisk posisjon (France and Peters 1997). Resten av forskjellen kan skyldes at noen av krøklas viktige byttedyr *Mysis relicta* og *Gammaracanthus loricatus* lever og søker næring både i de frie vannmassene (oftest dyreplankton) og i bunnområdene (særlig på dagen). Bunndyr som lever på innsjøers sedimentoverflate i litt dypere områder har ofte en $\delta^{13}\text{C}$ -signatur på -26 til -29 ‰, da maten består av en blanding mellom terrestrisk karbon (-27 ‰) tilført fra nedbørfeltet og sedimenterte karbon fra planktonalger/dyr (-29 ‰ til -33 ‰). 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 til fisken fanget i 2008 (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, 2008

6.1 Midlere konsentrasjoner

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

I Figur 2 har vi plottet konsentrasjonen av de enkelte hovedgruppene miljøgifter mot fiskelengde. Vi ser at det er ingen eller en svært svak sammenheng mellom konsentrasjon og fiskelengde innenfor lengdeintervallene til de enkelte prøvegruppene. Det må her bemerkes at det er en svært liten spredning i fiskestørrelse innen de enkelte artene, særlig for krøkle og lågåsild. Figuren viser også at det kan være en betydelig variabilitet i konsentrasjonene av miljøgifter, også innenfor et størrelsesmessig forholdsvis homogent datamateriale. Forskjellene mellom minste og største konsentrasjoner kunne spenne over én størrelsesorden eller mer (10 x eller mer)

Tabell 3. Midlere konsentrasjoner (m. antall prøver og standard avvik) av de ulike hovedgruppene miljøgifter i fisk fra Mjøsa. Lengde, vekt, stabile N- og C-isotoper og fettprosent er òg oppgitt. Alle konsentrasjoner er oppgitt på våtvektbasis.

	n ^a			gjennomsnitt			SD		
	Krøkle	Lågåsild	Ørret	Krøkle	Lågåsild	Ørret	Krøkle	Lågåsild	Ørret
Lipid, %	40 (45,7)	40 (48,3)	20	1,15	2,96	2,69	0,29	0,78	1,06
Hg, mg/kg	20	20	20	0,65	0,14	0,59	0,22	0,04	0,27
ΣPCB7, ng/g	20	30 (34,1)	20	4,68	6,40	18,98	1,95	2,52	7,73
ΣPCB, ng/g	20	30 (34,1)	20	7,57	13,92	41,98	3,01	5,74	16,58
ΣPCDD/PCDF, pg TE/g	20 (25,7)	20 (28,3)	20	0,22	0,30	0,43	0,06	0,07	0,15
Σn-o PCB, pg TE/g	20 (25,7)	20 (28,3)	20	0,51	0,55	1,41	0,24	0,16	0,56
Σm-o PCB, pg TE/g	20 (25,7)	20 (28,3)	20	0,14	0,19	0,56	0,06	0,07	0,22
ΣDDT, ng/g	20	20	20	6,11	8,73	20,81	2,34	3,84	8,87
a-HBCD, ng/g	20	20	20	2,33	3,84	14,08	1,47	3,01	7,47
ΣPBDE9 ^b , ng/g	20	20	20	14,71	9,70	59,93	10,16	7,23	33,51
SCCP, ng/g	20	20	20	9,99	24,15	11,75	8,42	35,16	14,50
PFOS, pg/g	20,	20	20	4,58	1,07	2,58	1,92	0,46	1,40

^a Summen av vekt i parentes

^bΣPBDE9: BDE-28, -47, -66, -49+71, -99, -100, -153, -154.

PBDE

For PBDE var det ni vanlig forekommende kongenerer med analyseverdier over deteksjonsgrensen (se fotnote i Tabell 3). Dette er som for undersøkelsen fra 2007 (Fjeld *et al.* 2008). De øvrige sju analyserte kongenerene var oftest under deteksjonsgrensen, og vi har derfor ikke benyttet oss av disse. Midlere sum av disse ni, ΣPBDE9, varierte mellom 9,7–59,9 ng/g våtvekt. Høyest for ørret og lavest for lågåsild. Blant disse ni kongenerene var det en prosentvis dominans av BDE-47, -99 og -100, med unntak av krøkle hvor prosentandelen av BDE-99 var lav (Tabell 4). Konsentrasjonene av BDE-209 (hovedingrediensen i det teknisk produktet «deka-BDE») lave, og nær samtlige prøver var de <0,02 ng/g våtvekt.

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

kongener	Lågåsild	Krøkle	Ørret
BDE-28	0,4	0,3	0,3
BDE-47	56,8	69,1	63,8
BDE-66	1,2	0,6	0,8
BDE-49+71	3,4	1,4	1,5
BDE-99	18,5	1,7	6,2
BDE-100	13	18,2	19,9
BDE-153	2,3	2,5	2,4
BDE-154	4,4	6,2	5,3

* Konsentrasjonene av BDE-77, -85, -119, -138, -183, -196, -206 og -209 var i hovedsak under eller nær metoden deteksjonsgrense ($\approx 0,01$ – $0,02$ ng/g våtvekt) og er ikke tatt med i beregningene.

HBCDD

I tidligere undersøkelser av fisk fra Mjøsa har konsentrasjonene av den bromerte flammehemmeren HBCDD blitt dominert av α -isomeren, mens γ -isomeren kun har forekommet i små mengder (≈ 2 – 6 % av konsentrasjonene av α -isomeren), og β -isomeren har ikke blitt påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (Fjeld *et al.* 2008). I analysemateriale fra 2008 var det funnet tildels relativt høye konsentrasjoner av γ -HBCDD, særlig hos lågåsild (opp til $6,5$ ng/g våtvekt). Mer enn 50% av prøvene hadde også kvantifiserbare mengder av β -HBCDD ($>0,01$ ng/g våtvekt). En nærmere inspeksjon av resultatene tydet på at prøvene kan ha blitt kontaminert av disse isomerene, og vi har valgt å se bort fra disse. For α -isomeren kunne det ikke observeres noen avvikende resultater. Midlere konsentrasjoner av denne forbindelsen var $2,3$ – $14,1$ ng/g våtvekt.

PCB

For PCB var midlere sum av sju vanlig forekommende kongenerer (Σ PCB7, «Seven Dutch») i området $4,7$ – $19,0$ ng/g våtvekt, mens den totale mengden PCB var omlag det doble. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet hos ørret, den laveste hos krøkle. Omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) var midlere konsentrasjon av sum mono-orto PCB (Σ m-o PCB) i området $0,14$ – $0,56$ pg TE/g, høyest for ørret og lavest for krøkle.

For lågåsild har vi også analysert 10 ekstra prøver for PCB (i tillegg til de andre 20 prøvene). De var fra et prøvemateriale som i utgangspunktet kun ble analyser for dioksiner og non-orto PCB. Fra dette prøvematerialet ble 10 prøver analysert for «standard» PCB slik at korrelasjonen mellom disse og dioksiner/non-orto PCB kunne beregnes.

DDT

For Σ DDT (sum av DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD var) midlere konsentrasjon i området $6,1$ – $20,8$ ng/g våtvekt, høyest hos ørret og lavest hos krøkle. Konsentrasjonene ble dominert av *p,p'*-DDE (60-80%) og *p,p'*-DDT (14–26 %).

Dioksiner og non-orto PCB

Resultatene for disse forbindelsene kommer fra samme analyse, og for lågåsild og krøkle er de analysert på et annet prøvemateriale enn alle de øvrige forbindelsene. Dette måtte gjøres da det ikke var tilstrekkelig materiale igjen for disse analysene. Midlere sum av toksiske dioksinekvivalenter (TE) fra dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) var i området $0,22$ – $0,43$ pg TE/g våtvekt. For summen av non-orto PCB (Σ n-o PCB) varierte det mellom $0,14$ – $0,56$ 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.* (1998)

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-orto og mono-orto PCB for ørret, lågåsild og krøkle er henholdsvis 2,40, 1,03 og 0,90 pg TE/g våtvekt. De skulle således ikke overskride EUs grenseverdier for omsetning til konsum. Vi gjør oppmerksom på at konsentrasjonene trolig vil øke med fiskens størrelse (Fjeld *et al.* 2004), og at nivåene i stor ørret sannsynligvis er høyere enn de vi har vist her.

Klorerte parafiner

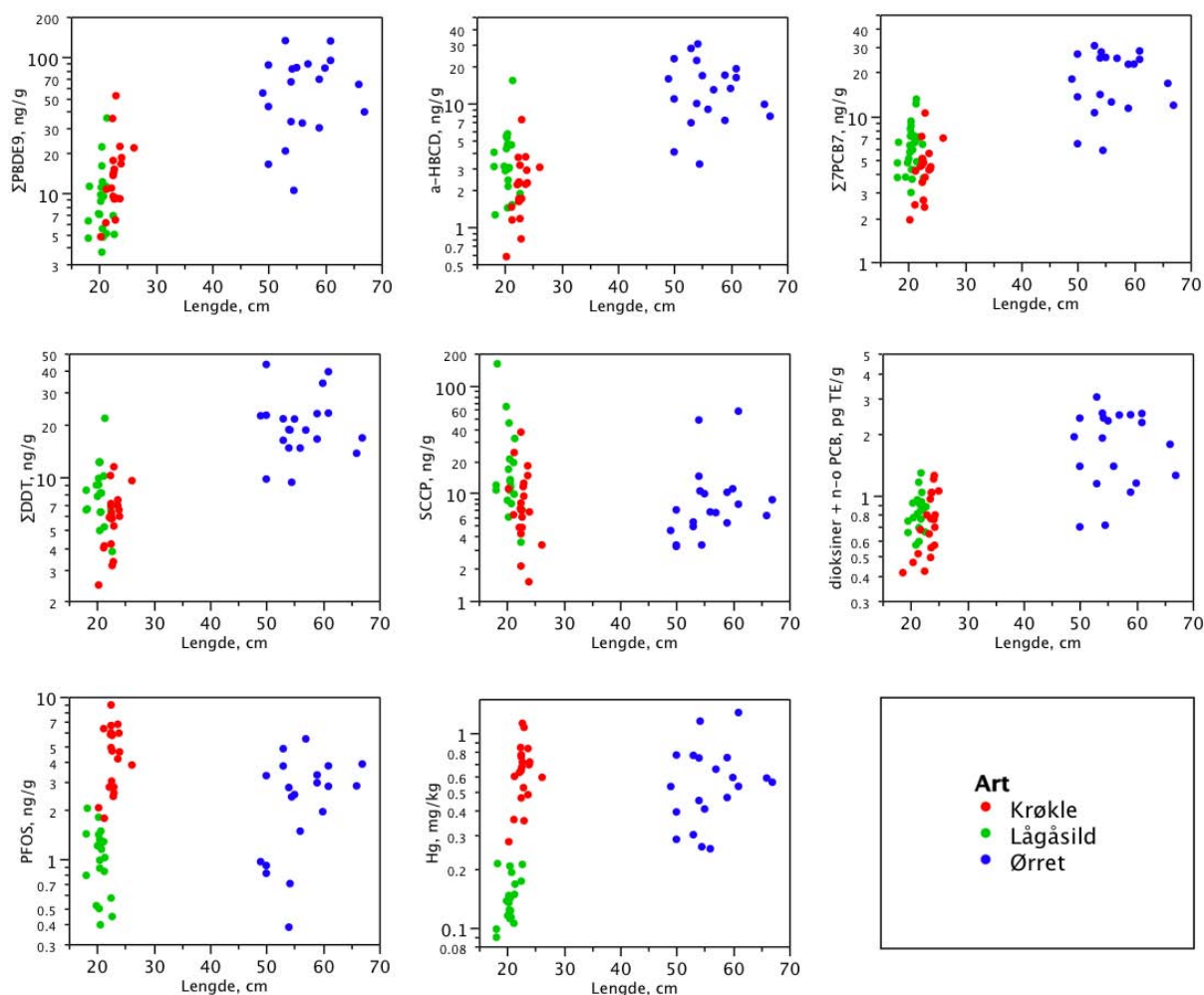
For klorerte parafiner behandler vi her kun SCCP (kortkjededede klorerte parafiner). For MCCP (mellomkjededede klorerte parafiner) var 30% av prøvene under metodens deteksjonsgrense, og det var også noen avvikende høye analyseresultater. Dette siste kan tyde på analytiske problemer. Dette, i tillegg til svært lave nivåer gjør at vi velger å se bort fra disse resultatene. Midlere konsentrasjoner av SCCP var i området 10-24 ng/g våtvekt, høyest for lågåsild og med nær identiske konsentrasjoner for ørret og krøkle.

Perfluorerte stoffer, PFC

Av de perfluorerte stoffene var det kun PFOS som gjennomgående hadde konsentrasjoner over metodens deteksjonsgrenser (hos lågåsild ble det funnet én observasjon mindre enn deteksjonsgrensen og denne ble substituert med halve deteksjonsgrensen). Midlere konsentrasjoner varierte mellom 1,1–4,5 pg/g våtvekt, høyest for krøkle og lavest for ørret. For PFOSA fantes observasjoner over deteksjonsgrensen hos ørret og krøkle (to mindre enn deteksjonsgrensen, som ble substituert med halve grensen), og midlere konsentrasjoner var henholdsvis 0,52 og 1,94 pg/g våtvekt.

Kvikksølv

Midlere konsentrasjon av kvikksølv hos ørret var 0,59 mg/kg våtvekt, og hos krøkle var den med 0,65 mg/kg våtvekt. Til sammenlikning er omsetningsgrensen for konsum satt til 0,5 mg/kg våtvekt. Hos lågåsild var midlere konsentrasjon relativt lav, med 0,14 mg/g våtvekt. Årsaken til at krøkla har høyere konsentrasjoner enn ørret er uviss, men forhold som ulikheter i diett, vekstrater (vekstfortynning) og utskillelsesrater spiller inn.



Figur 2. Spredningsdiagram for konsentrasjonene (våtvekt) av utvalgte hovedgrupper av miljøgifter og lengde for fisk fra Mjøsa, 2007.

6.2 Samvariasjon mellom miljøgifter

Konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene viste en betydelig grad av samvariasjon, 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), fiskelengde, $\delta^{15}\text{N}$ (reflekterer fiskens trofisk nivå) 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 0,50–0,98. Høyeste korrelasjon ble funnet mellom BDE-100 og BDE-47, laveste mellom BDE-100 og BDE-99, mens den mellom BDE-99 og BDE-47 var 0,53.

En nærmere inspeksjon av forholdet mellom BDE-47 og BDE-99 (Figur 3) viste at ved samme konsentrasjon av BDE-47 hadde lågåsild gjennomgående en høyere konsentrasjon av BDE-99 enn ørret, som igjen hadde en noe høyere konsentrasjon enn krøkle. Det samme

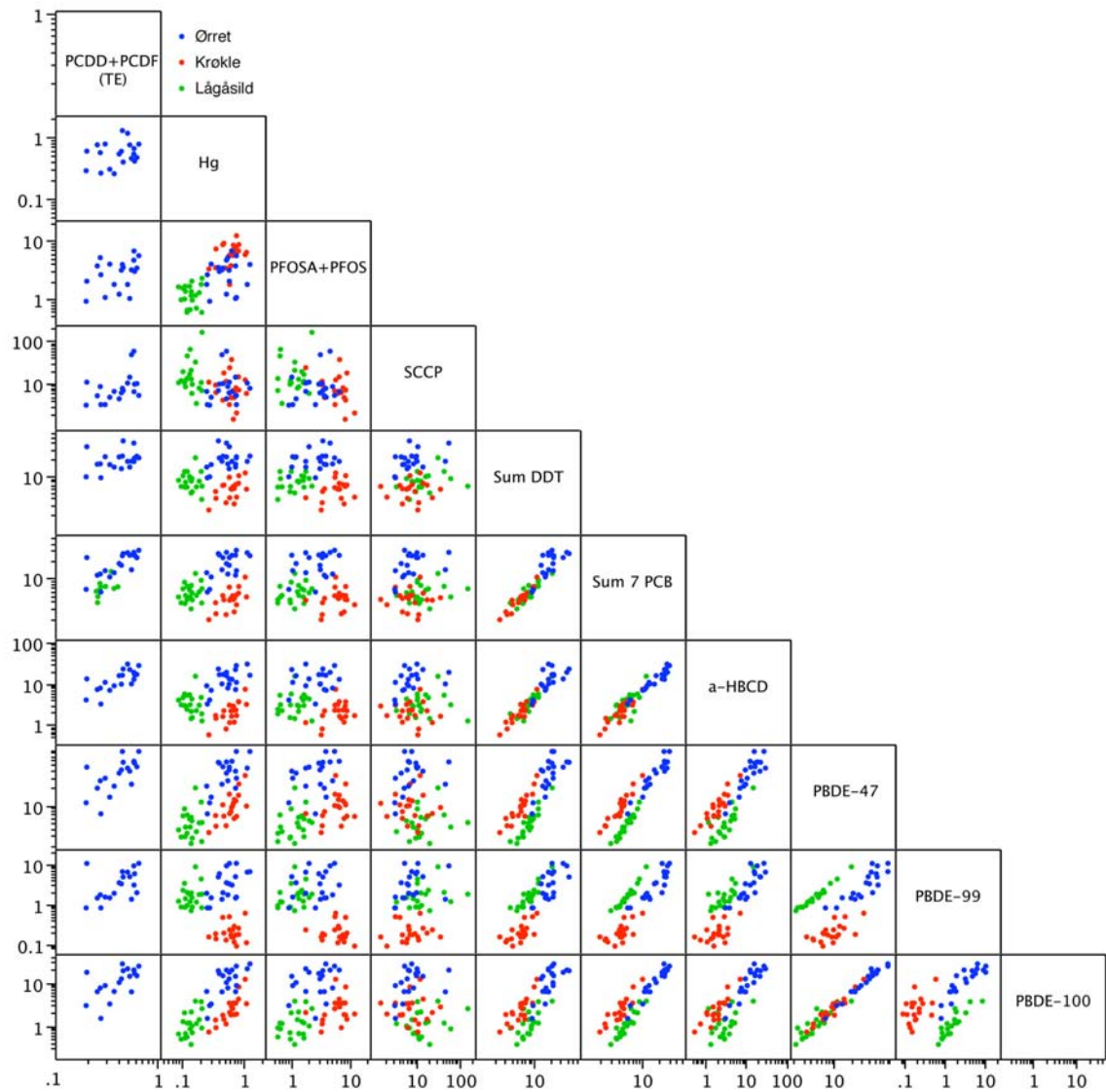
fenomenet gjør seg også gjeldene for BDE-100 og BDE-99. Dette forklarer de noe svakere korrelasjonene mellom disse kongenerene. Et slikt fenomen ble også funnet i 2007, men i forskjellene mellom artene synes å ha økt i 2008.

Tabell 5. Korrelasjoner (Pearsons r) mellom konsentrasjonene av viktige grupper av miljøgifter, fiskelengde, stabile N -isotoper ($\delta^{15}N$) og fettprosent (lipid) i det samlede fiskematerialet fra Mjøsa, 2008. Konsentrasjonene er log-transformert. $N = 60$, med unntak for korrelasjonene med PFOSA+PFOS hvor $N = 20$, alternativt 30 for korrelasjonen med $\Sigma PCB7$.

	Lipid, %	Lengde	$\delta^{15}N$	log Hg	log $\Sigma PCB7$	log BDE-47	log BDE-99	log BDE-100	log a-HBCDD	log SCCP	log ΣDDT	log PFOSA+PFOS	log PCDD+PCDF
Lipid, %	1,00	0,16	-0,51	-0,56	0,40	0,10	0,66	0,03	0,48	0,32	0,50	-0,54	0,60
Lengde		1,00	0,45	0,43	0,78	0,79	0,57	0,78	0,75	-0,16	0,75	0,10	0,56
$\delta^{15}N$			1,00	0,84	0,52	0,77	0,07	0,79	0,49	-0,29	0,44	0,54	-0,03
log Hg				1,00	0,33	0,65	-0,21	0,70	0,25	-0,30	0,18	0,70	0,27
log $\Sigma PCB7$					1,00	0,90	0,81	0,89	0,95	0,05	0,94	-0,02	0,73
log BDE-47						1,00	0,53	0,98	0,84	-0,10	0,82	0,33	0,65
log BDE-99							1,00	0,50	0,80	0,23	0,82	-0,46	0,47
log BDE-100								1,00	0,80	-0,09	0,78	0,34	0,60
log a-HBCDD									1,00	0,00	0,94	-0,08	0,71
log SCCP										1,00	0,08	-0,27	0,48
log ΣDDT											1,00	-0,07	0,32
log PFOSA+PFOS*												1,00	0,37
log PCDD+PCDF													1,00

Kovariansanalyser bekreftet dette bildet og viste at de lineære forholdene (log-transformerte data) mellom BDE-47 og BDE-99, samt for BDE-100 og BDE-99, varierte mellom artene (samme stigningskoeffisienter, ulikt konstantledd: dvs. parallellitet). Vi tror dette fenomenet skyldes artsspesifikke forskjeller i debrominering (metabolisering eller biotransformasjon) av BDE-99 hos fisken eller i deres næringsnett.

Et liknende fenomen er kjent fra Lake Michigan og de store sjøene i Nord-Amerika hvor bioakkumulasjons-faktoren av BDE-99 i «Lake trout» (canadarøye, *Salvelinus namaycush*) er lavere enn forventet ut fra dens oktanol-vann partisjonskoeffisient og løst konsentrasjon i vann, noe som antas å skyldes at BDE-99 biotransformeres i større grad enn de øvrige viktige PBDE kongenerene (Streets *et al.* 2006). Foringsforsøk med karpe (*Cyprinus carpa*) har da også vist at fisk kan debrominere BDE-99 (en penta-BDE) til BDE-47 (en tetra-BDE) (Stapleton *et al.* 2004a og b, Benedict *et al.* 2007).



Figur 3. Forholdet mellom konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter i ørret, krøkle og lågåsild fra Mjøsa, 2008.

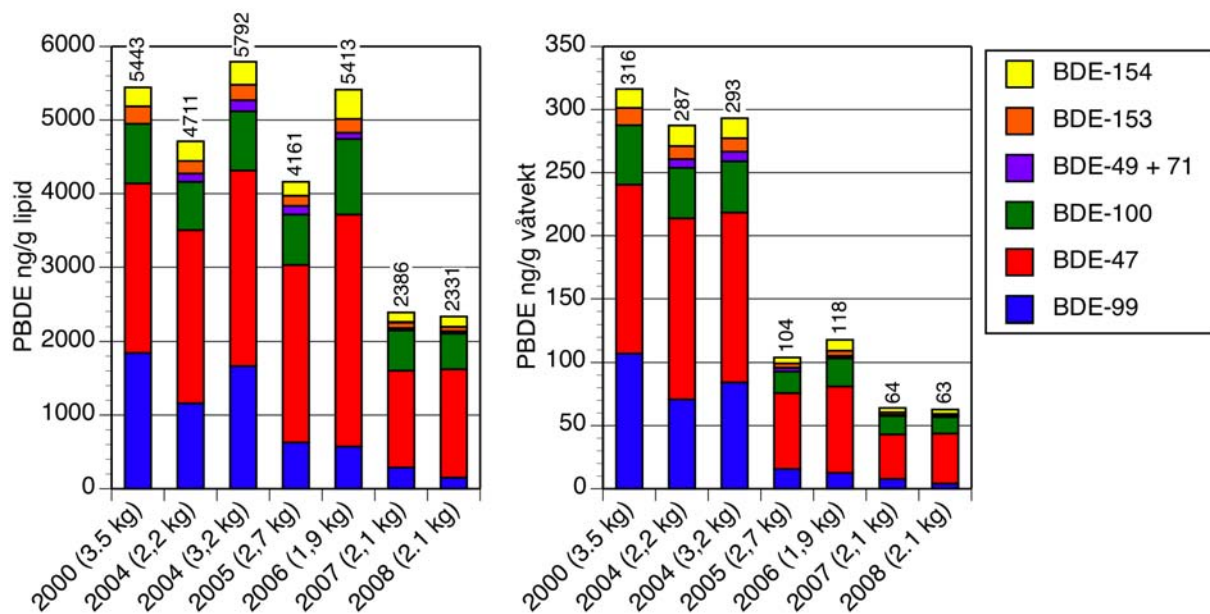
7. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling

7.1 PBDE i ørret

Vi har data på PBDE i ørret av sammenliknbar størrelse (≈ 2 kg) for år 2000 fra perioden 2004–2008. For 2000, 2007 og 2008 ble det analysert på individuelle prøver (enkeltfisk), mens det for de øvrige årene ble analysert på blandprøver hver bestående av materiale fra omlag 20 individer.

Prøvematerialet fra 2000 ble framskaffet i forbindelse med et NFR-finansiert forskningsprogram hvor vi bl.a. ønsket å studere den størrelsesavhengige biomagnifisering av PBDE. Materialet besto av 15 individer, hvorav noen var svært store (80–94 cm, ca 6–12 kg). For materialet fra 2004–2008, som er fisket til SFTs overvåkningsprogram, ble det lagt vekt på at det skulle bestå av vanlig sportsfisk-størrelse eller typisk konsumfisk (omlag 1,5–3 kg). For å gjøre prøvematerialet størrelsesmessig mest mulig sammenliknbart har vi derfor i Figur 4 basert resultatet fra 2000 på analyser fra 10 individer med middelvekt på 3,5 kg. I Figur 5 hvor vi viser resultater for individuelle fisk, har vi imidlertid inkludert samtlige resultater fra 2000.

I Figur 4 har vi vist utviklingen av PBDE i ørret fra 2000 og til 2008 i blandprøver av ørret hvor gjennomsnittlig individvekt varierte mellom 1,9 og 3,5 kg. Da de første analysene inkluderte færre PBDE-kongenerer enn hva som analyseres på i dag, viser vi kun de sju vanligste PBDE-kongenerene i prøvene. Disse utgjør vanligvis mer enn 95 % av den totale PBDE-konsentrasjonen i fisk fra Mjøsa. Prøven fra år 2000 mangler data på BDE 49+71, men disse to kongenerene utgjør en liten andel av sum PBDE.



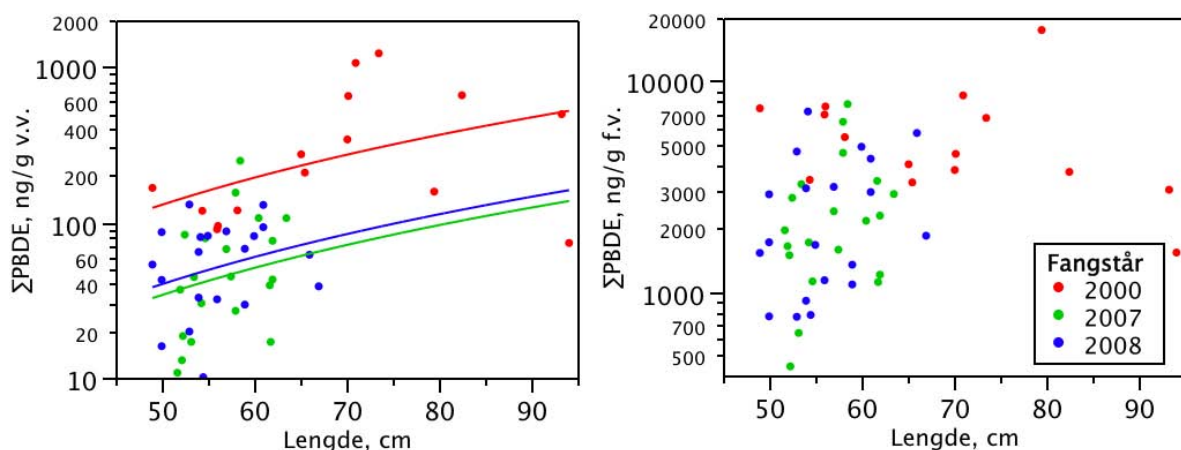
Figur 4. Konsentrasjoner av PBDE (sju viktigste kongenerer) i ørret fra Mjøsa i perioden 2000 til 2008. Midlere vekt av fisken er gitt i parentes etter fangståret. Venstre panel: lipidjusterte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Konsentrasjonene for 2000, 2007 og 2008 er aritmetiske middelerverdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

De våtvektbaserte konsentrasjonene av PBDE viste en signifikant nedadgående trend fra 316 ng/g våtvekt i 2000 og til 63 ng/g våtvekt i 2008 (Mann-Kendall trend analyse: $p = 0,01$). 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 4 ng/g våtvekt i 2007. 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 7 % i 2008, mens andelen av BDE-47 økte fra 42 % til 63 % og BDE-100 fra 15 % til 20 %. 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 to siste årene inntraff en markert reduksjon og konsentrasjonen i 2008 sank til 2330 ng/g lipid, og en Mann-Kendall trend analyse påviste en statistisk signifikant trend ($p = 0,04$).

En statistisk analyse av effekten av fiskelengde på konsentrasjoner (kovariansanalyse på log-transformerte data, (Figur 5, Tabell 6) påviste en signifikant positiv effekt av fiskestørrelse og statistisk signifikante forskjeller mellom årene. En nærmere analyse (*post hoc* tester) viste at den lengdejusterte middelkonsentrasjon for 2000 var signifikant høyere enn de i 2007 og 2008 ($p = 0,001$), mens det mellom disse to siste årene ikke kunne påvises noen signifikante forskjeller ($p = 0,5$). For de lipidnormaliserte konsentrasjonene kunne vi imidlertid ikke påvise noen signifikant sammenheng med fiskelengde, kun en signifikant forskjell mellom fangstårene (test på logaritmisk transformerte data: $F = 9,47$, $df = 2/52$, $p = 0,0003$).



Figur 5. Konsentrasjonen av PBDE (summen av fem kongenerer: BDE-47, -99, -100, -153 og -154) plottet mot fiskelengde for ørret fanget i 2000, 2007 og 2008. Venstre panel: våtvektbasis. Høyre panel: lipidvektbasis.

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

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

Tabell 6. Kovariansanalyse av konsentrasjonen Σ PBDE5 (ng/g våtvekt) i ørret, med test for forskjeller mellom fangstår og lengde (cm) som kovariat. Analysen er gjort på log-transformerte data. ($n = 54$; $R^2 = 0,57$; $F_{3/51} = 18,76$; $p < 0,001$)

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-1,997	1,576	-1,27	0,2099
b_1 (år = 2000)	0,233	0,008	4,34	<0,0001
b_2 (år = 2007)	-0,2169	0,067	-3,22	<0,0022
b_3 (år = 2008)	-0,1470	0,069	-2,13	0,0384
a (effekt av lengde)	2,327	1,053	2,21	0,0343

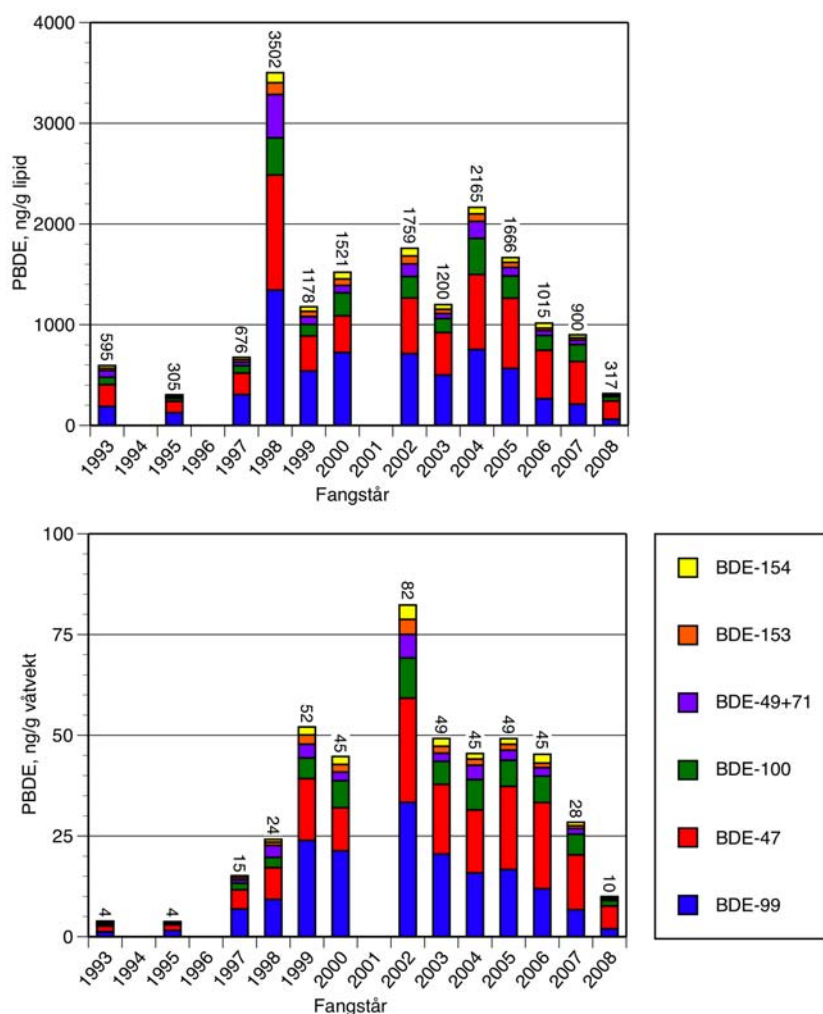
Tabell 7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av Σ PBDE5 (ng/g) i ørret fanget i 2000, 2007 og 2008 (geometrisk middel). Konsentrasjonen er oppgitt basert på våtvekt og lipidvekt (ng/g lipid). Våtvekt-konsentrasjonene er justert for forskjeller i lengde i de to fangstårene, og er beregnet for fiskestørrelse på 62 cm (ca 2,8 kg).

år	våtvekt			lipidvekt		
	2000	2007	2008	2000	2007	2008
gjennomsnitt	188	50	58	4837	2041	2078
95% konfidensområde	118 – 302	35 – 71	40 – 84	3199 – 7312	1490 – 2796	1509 – 2861

7.2 PBDE i lågåsild

For lågåsild eksisterer det en tidsserie av PBDE-analyser fra 1993 av (Figur 6). Den er delvis basert på analyser av arkivert prøvemateriale og er noe ufullstendig. Materialet er fisket under det tradisjonelle lågåsildfisket på høsten, og består derfor i all hovedsak av oppvandrende gytefisk av forholdsvis lik størrelse (typisk konsumstørrelse, omkring 19–21 cm eller ca 50–75 g). Med unntak for 2007 og 2008 er det analysert på blandprøver, og for disse to årene er det benyttet midlere konsentrasjoner av 20 individuelle prøver fra hvert år.

For de første årene, 1993 og 1995, var konsentrasjonene av Σ PBDE7 svært lave, omlag 4 ng/g våtvekt. Fra 1997 av skjedde det en betydelig økning fra 15 ng/g våtvekt og til et maksimalt nivå på 82 ng/g våtvekt i 2002. I perioden 2004–2006 lå konsentrasjonene på et stabilt nivå omkring 45–49 ng/g, for så å synke til 10 ng/g våtvekt i 2008. Det er verd på merke seg at konsentrasjonen i 2008 var lavere enn den i 1997. En statistisk analyse påviste en signifikant nedadgående trend fra 2002 av (Mann-Kendalls test, $p = 0,004$).



Figur 6. Konsentrasjoner av Σ PBDE7 (syv viktigste kongenerer) i lågåsild fra Mjøsa i perioden 1993 til 2008. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007 og 2008 er aritmetiske middelværdir basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

Justert til lipidvektbasis var midlere konsentrasjon i 2008 317 ng/g fett, noe som er en betydelig reduksjon i forhold til foregående års konsentrasjon på 900 ng/g lipid. En maksimal konsentrasjon på 3502 ng/g lipid ble funnet 1998, men prøvefisken dette året var i dårlig kondisjon og hadde et uvanlig lavt fettinnhold (0,7 % vs. normalnivået på omlag 2,5–3,5 %).

Også hos lågåsilda har den prosentvise andelen av BDE-99 sunket de siste årene. I år 2000 var andelen BDE-99 på sitt høyeste med nær 48 %, men sank til 18 % i 2008. I samme periode har andelen BDE-47 økt fra omlag 24 % til 48 %, mens BDE-100 har økt fra 15 % til 57 %. 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 to 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 to årene. Disse bekrefter at det er en betydelig og statistisk signifikant reduksjon i PBDE-konsentrasjonene fra 2007 og til 2008.

Årsaken til at vi finner en betydelig nedgang i konsentrasjonen av PBDE i lågåsild, men ikke i ørret eller krøkle (se neste underkapittel) er uvis, og vi kan bare antyde en hypotese som relaterer seg til ulikheter i diett. Lågåsilda ernærer seg i all hovedsak på zooplankton, og særlig vannlopper (*Cladocera*) av arter av slektene *Daphnia* og *Bosmina*. Dette er zooplankton med kort generasjonstid, opptil flere generasjoner per vekstsesong, og som lever i det øvre vannlag (epilimnion) uten kontakt med bunnsedimentene. Nivået av PBDE i disse byttedyrene vil derfor kunne endre seg raskt sammenliknet med en lengelevende art som *Mysis* som også kan stå i kontakt de forurensede bunnsedimentene. Ørret spiser mye krøkle, og som ungfisk (9–14 cm) spiser krøkla mye *Mysis*, mens de som eldre og større også kan bli kanniballister. Vi kan derfor forvente at dynamikken i konsentrasjonen av PBDE er ulik hos disse tre fiskeartene, hvor lågåsilda responderer raskest på endringer av PBDE-konsentrasjonene i de omgivende vannmassene. Dersom viktigste kilde til PBDE nå er forurensede sedimenter kan slike forskjeller kunne oppstå.

Tabell 8. Konsentrasjoner av Σ PBD7 (summen av syv vanligste kongenerere) i lågåsild fanget i 2007 og 2008 (geometrisk gjennomsnitt med 95 % konfidensintervall) og en variansanalyse av forskjellene mellom årene (gjort på log-transformerte data).

	2007		2008		Variansanalyse		
	middel	95% K.I.	middel	95% K.I.	F	d.f.	p
våtvekt (ng/g v.v.)	24,2	18,4 – 31,6	8,3	6,4 – 11,0	31,96	1/38	< 0,001
fettvekt (ng/g lipid)	739	561 – 973	274	208 – 360	26,81	1/38	< 0,001

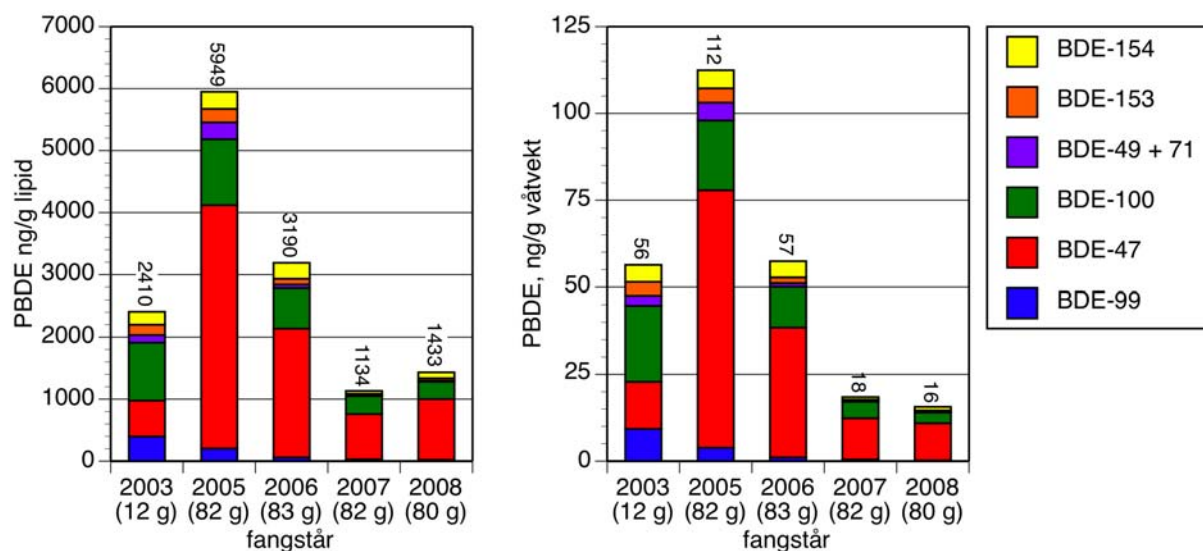
7.3 PBDE i krøkle

For krøkle har vi ingen tilsvarende lang tidsserie som for lågåsild, men har resultater fra prøver tatt i 2003 og 2005–2008 (Figur 7). Prøvematerialet fra 2003 besto imidlertid av mindre fisk (middelvekt 12 g) enn prøvematerialet fra de seinere år. Da krøklas størrelse er korrelert med konsentrasjonene av PBDE (Fjeld *et al.* 2008), er ikke konsentrasjonene fra 2003 direkte sammenliknbare med de andre prøvene. I materialet presentert i Figur 7 har vi også ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 for å få en homogen størrelse på fisken ($n = 12$).

For de sju vanligste PBDE-kongenerene sank konsentrasjonen fra 112 ng/g våtvekt (v.v.) i 2005 til 16 ng/g v.v i 2008. Dette er en markant reduksjon, men tidsserien er imidlertid for kort til at vi kan si noe om dette er en statistisk signifikant trend. For de to siste årene, 2007 og 2008, var konsentrasjonene for alle praktiske formål nær identiske, og variansanalyser kunne ikke påvise noen signifikante forskjeller mellom dem.

Justert for mengden fett endret dette mønsteret seg ikke nevneverdig, og konsentrasjonene i perioden 2005–2008 sank fra 5949 ng/g lipid og til 1433 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 for 2008 var den i praksis ubetydelig. En slik synkende trend i andelen av BDE-99 har vi også funnet hos ørret og lågåsild, og kan forklares med at den større grad andre kongenerene biotransformeres (nedbrytes), og da særlig omdannes til BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007).



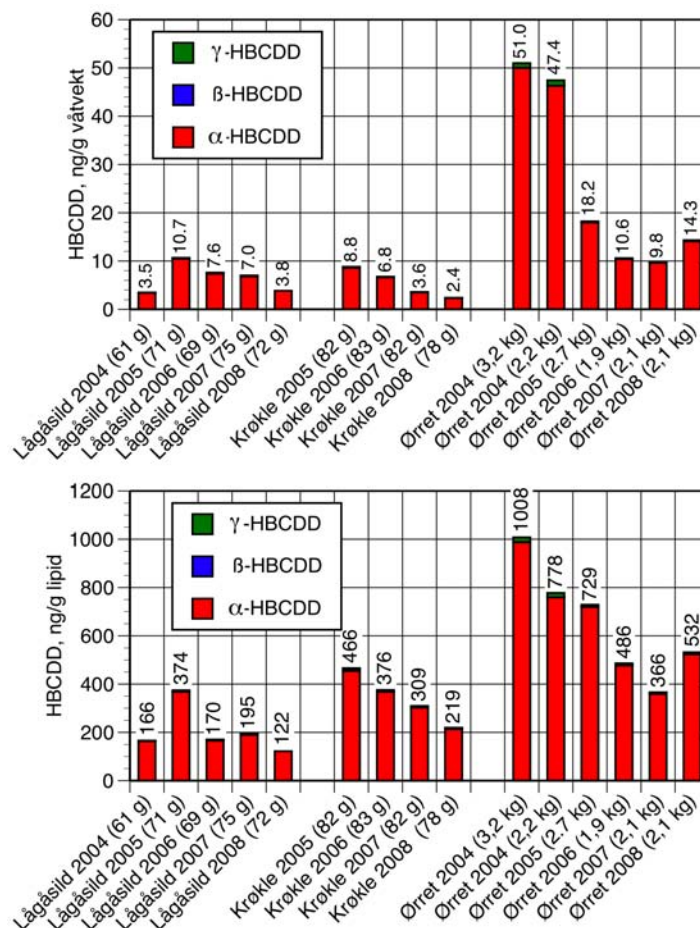
Figur 7. Konsentrasjoner av PBDE (seks viktigste kongenerer) i krøkle fra Mjøsa i perioden 2003 til 2006. Venstre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektsbasis. Konsentrasjonene for 2007 og 2008 er aritmetiske middelværdier basert på individuelle prøver, de øvrige er resultater fra analyser av blandprøver.

7.4 HBCDD

For flammehemmeren HBCDD har vi årlige data fra 2004 av (fra 2005 for krøkle) og disse viser at konsentrasjonene i all hovedsak utgjøres av isomeren α -HBCDD, med en liten avdel av γ -HBCDD (Figur 8). Konsentrasjonene av β -isomeren var vanligvis under metodens deteksjonsgrense, men vi har erstattet disse resultatene med halve deteksjonsgrensen. For 2008 var det avvikende analysedata for γ - og β -isomerene i lågåsild, trolig kontaminering, og vi har derfor ekskludert disse dataene. Dette har trolig liten praktisk betydning da disse isomerene vanligvis ikke utgjør mer enn 1-2% av total konsentrasjon HBCDD i fisk fra Mjøsa. Vi har her ekskludert de minste individene av krøkle fra 2007 for å få en homogen størrelse på fisken ($n = 12$).

Konsentrasjonene av HBCDD i prøvene fra 2008 varierte fra 2,4 til 14,3 ng/g våtvekt (v.v.) lavest hos krøkle og høyest hos ørret.

Ved analyse av tidstrender (Mann-Kendall tester) har 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 og 2008).



Figur 8. Konsentrasjoner av HBCDD i fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis. Konsentrasjonene for 2007 og 2008, samt for ørret fra 2000, er aritmetiske middelerverdi basert på individuelle analyser.

For ørret (middelvekt omkring 2 kg) har det vært en reduksjon i konsentrasjonene fra 2004 og fram til 2007 (51 – 9,8 ng/g våtvekt), men reduksjonen stanset opp i 2008 (14,3 ng/g våtvekt).

Denne reduksjonen gjorde at en tidsserieanalyse ikke lenger kunne påvise en statistisk signifikant synkende trend (Mann Kendall trend analyse, $p = 0,14$). Nivåene fra 2007 og 2008 er gjennomsnittskonsentrasjoner av 20 individuelle analyser hvert år, og forskjellene mellom disse to årene er for store til at det skyldes tilfeldige utslag pga. usikkerheten i analysene. En nærmere test for forskjeller mellom disse to årene må imidlertid gjøres med variansanalyser (se nedenunder).

For lågåsild og krøkle kunne vi heller ikke påvise noen signifikante trender, men fra 2005 av har det gjennomgående vært en reduksjon i konsentrasjonene (lågåsild: 10,7–3,8 ng/g våtvekt; krøkle: 8,8–2,4 ng/g våtvekt).

En dominans av α -isomeren, som vi ser i fisk fra Mjøsa, 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).

For de to siste fangstårene ble det tatt individuelle prøver av fisken, og en mer inngående variansanalyse av forskjellene mellom disse årene var derved mulig. Vi har her begrenset sammenlikningen til α -isomeren, for på den måten å unngår problemer med observasjoner under deteksjonsgrensene og de atypiske avvikende analysedataene for lågåsilda fanget i 2008. Det var ingen sammenheng mellom fiskelengde og HBCDD-konsentrasjonene, med unntak for krøkle. For krøkle har vi derfor justert for lengde når det skulle testes for forskjeller mellom årene (Tabell 10), mens for ørret og lågåsild var det ikke nødvendig (Tabell 9). Analysene viste at konsentrasjonen i ørret hadde økt signifikant fra 2007 til 2008, mens det motsatte var tilfelle for lågåsild. Endringene var imidlertid små og har liten praktisk relevans. For krøkle kunne ingen signifikante forskjeller påvises.

Tabell 9. Kovariansanalyse av konsentrasjonen α -HBCDD (ng/g våtvekt) i krøkle, med test for forskjeller mellom fangstår og lengde (cm) som kovariat. Analysen er gjort på log-transformerte konsentrasjoner ($n = 40$; $R^2 = 0,57$; $F_{2/37} = 24,71$; $p < 0,001$)

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-4,751	0,719	-6,61	<0,0001
a (effekt av lengde)	0,245	0,033	7,26	<0,0001
b (år: 2008-2007)	-0,148	0,196	-0,78	0,44

Tabell 10. Konsentrasjoner av α -HBCDD (våtvekt) i fisk fanget i 2007 og 2008 (geometrisk gjennomsnitt med 95 % konfidensintervall) og en variansanalyse av forskjellene mellom årene (gjort på log-transformerte data). Konsentrasjonene for krøkle er lengdejustert til fisk på 22,0 cm.

	2007		2008		Variansanalyse		
	middel	95% K.I.	middel	95% K.I.	F	d.f.	p
ørret (ng/g v.v.)	7,5	5,6 – 10,2	12,1	8,9 – 16,4	4,97	1/38	0,032
lågåsild (ng/g v.v.)	5,9	4,5 – 7,7	3,2	2,4 – 4,2	10,66	1/38	0,002
krøkle (ng/g v.v.)	1,9	1,4–2,5	1,6	1,2 – 2,1	*		

* Se Tabell 9

7.5 PCB i fisk

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

For ørretmaterialet var det en stor spredning i midlere størrelse på prøvefisken, og de høyeste konsentrasjonene (ca 75–93 ng/g våtvekt) ble funnet hos storvokst fisk (middelvekt: 3,5–10,2 kg) fanget i perioden 1998–2002. Utelater vi disse prøvene har vi et størrelsesmessig homogent materiale med middelvekt på 1,9–2,7 kg fra årene 2001 og 2005–2008. I dette materialet varierte konsentrasjonen av \sum PCB7 usystematisk mellom 13,1–19,1 ng/g våtvekt eller 627–876 ng/g lipid, og ingen statistisk signifikant trend kunne påvises.

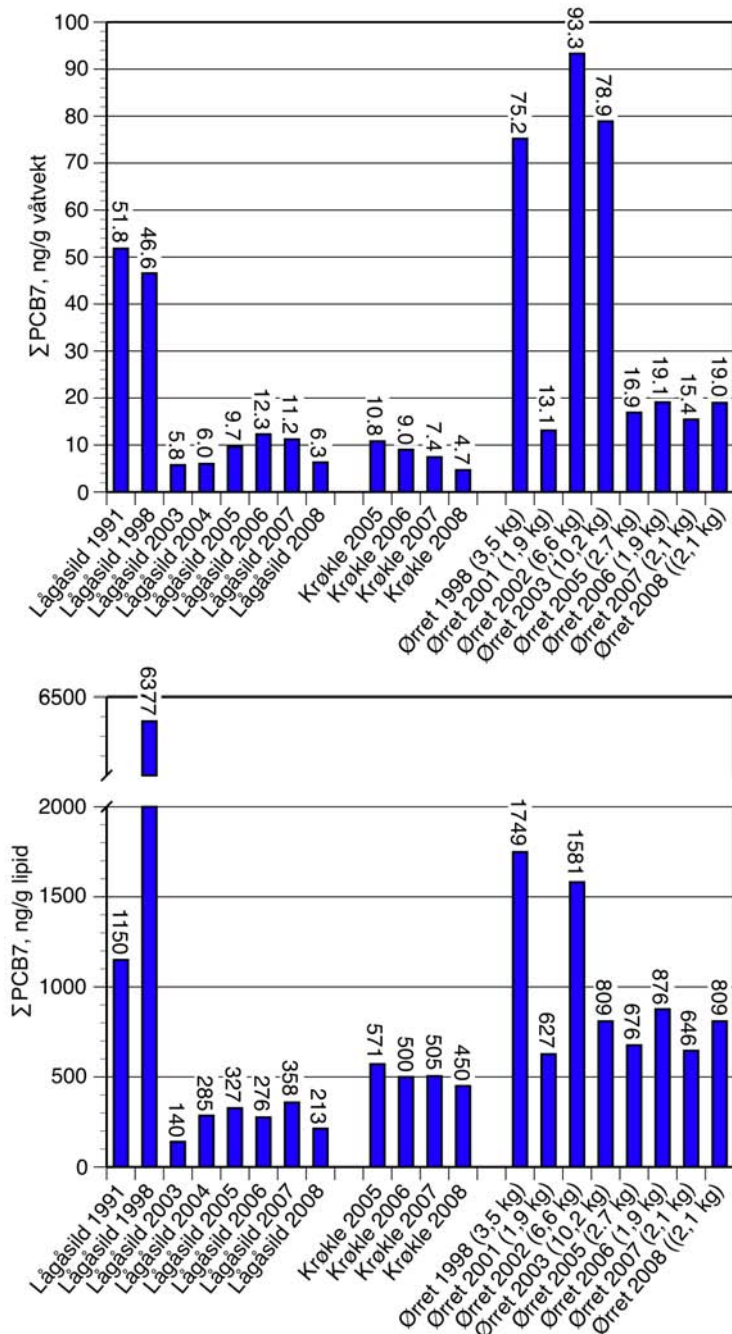
For lågåsild var konsentrasjonene i perioden 2003–2008 i området 5,8–12,3 ng/g våtvekt. Dette er en betydelig reduksjon sammenliknet med data fra 1990-tallet (47 og 52 ng/g våtvekt). For de siste årene, 2003–2008, var det imidlertid ingen tendens til en nedadgående trend, verken på våtvektbasis eller for lipidjusterte konsentrasjoner (140–358 ng/g lipid).

For krøkle var det perioden 2005–2008 en tendens til reduksjon i konsentrasjonene, mest uttalt på våtvektbasis (fra 10,8 til 4,7 ng/g våtvekt) og noe svakere på fettvektbasis (fra 571 til 450 ng/g lipid). Denne tidsserien er imidlertid for kort til at vi kan si noe om dette er en statistisk signifikant trend.

Den betydelige nedgangen i PCB-konsentrasjonene fra 1990-tallet og til 2000-tallet, som kan sees i lågåsild, reflekterer sannsynligvis en minsket forurensningsbelastning til Mjøsa. Trolig er det flere forhold som spiller inn: En utfasing av bruk av PCB, naturlig tildekking av forurensede sedimenter, samt oppryddingstiltak ved forurenset grunn og fjerning av sterkt forurensede sedimenter ved Hamar (Kjellberg og Løvik, 2000).

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

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



Figur 9. Konsentrasjoner av PCB (sju kongenerer) i fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver eller aritmetisk gjennomsnitt av individuelle prøver (2007 og 2008).

For 2007 og 2008, hvor vi har individuelle analyser av de tre undersøkte artene var en mer inngående statistisk analyse av forskjellene mellom disse årene mulig. Det ingen sammenheng mellom fiskelengde og PCB-konsentrasjonene, med unntak for krøkle. For krøkle har vi derfor justert for lengde når det skulle testes for forskjeller mellom årene (Tabell 11), mens for ørret og lågåsild var det ikke nødvendig (Tabell 12). Analysene viste at konsentrasjonen i lågåsild hadde sunket signifikant fra 2007 til 2008, mens ingen signifikante endringer kunne påvises for ørret og krøkle (nær signifikansnivået for krøkla). Vi gjør oppmerksom på at testene er gjort på log-transformerte data for å tilfredsstille de statistiske kravene til normalitet

og homogen varians. Konsentrasjonene er deretter tilbakeregnet til geometrisk gjennomsnitt som er noe lavere enn de aritmetiske middelverdiene gitt i Figur 9.

Tabell 11. Kovariansanalyse av konsentrasjonen Σ PCB7 (ng/g våtvekt) i krøkle, med test for forskjeller mellom fangstår og lengde (cm) som kovariat. Analysen er gjort på log-transformerte konsentrasjoner ($n = 40$; $R^2 = 0,58$; $F_{2/37} = 25,89$; $p < 0,001$)

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-1,268	0,377	-3,36	0,0018
a (effekt av lengde)	0,131	0,018	7,14	<0,0001
b (år: 2008-2007)	-0,261	0,134	-1,95	0,059

Tabell 12. Konsentrasjoner av Σ PCB7 (våttvekt) i fisk fanget i 2007 og 2008 (geometrisk gjennomsnitt med 95 % konfidensintervall) og en variansanalyse av forskjellene mellom årene (gjort på log-transformerte data). Konsentrasjonene for krøkle er lengdejustert til gjennomsnittet for gruppen (21,3) cm.

	2007		2008		Variansanalyse		
	middel	95% K.I.	middel	95% K.I.	F	d.f.	p
ørret (ng/g v.v.)	15,4	11,3–19,5	18,3	14,9–23,1	1,53	1/38	0,22
lågåsild (ng/g v.v.)	11,2	9,9 – 12,5	6,3	5,2 – 7,3	36,33	1/48	0,001
krøkle (ng/g v.v.)	4,7	3,9–5,6	3,6	3,0 – 4,3	*		

* Se Tabell 11

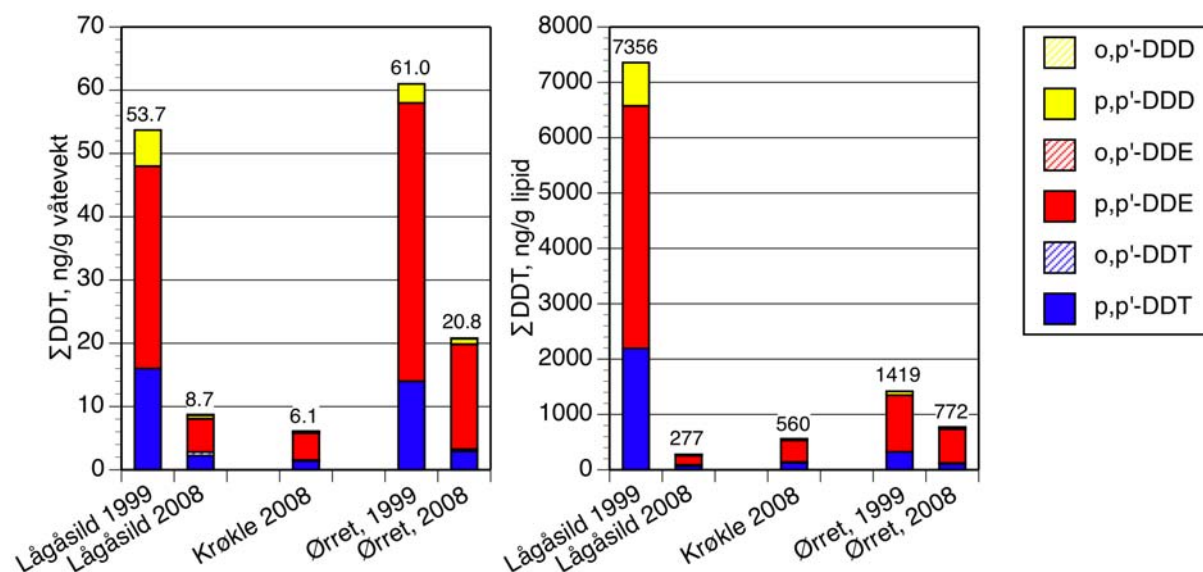
7.6 DDT

Det finnes historiske data på DDT i fisk fra Mjøsa fra 1999 (Fjeld *et al.* 2001). En sammenlikning med data fra 2008 viser at det har skjedd en markert reduksjon i konsentrasjonene i lågåsild og ørret (Figur 10). For krøkle har vi ikke hatt opplysninger om historiske data. I 1999 ble kun p,p'-isomerene analysert, men da det er disse som totalt dominerer i det kommersielle produktet DDT har det ingen betydning for sammenlikningen.

For lågåsild sank konsentrasjonen fra 53,7 ng/g våtvekt i 1999 og til 8,7 ng/g i 2008. Resultatet fra 1999 baserer seg på analyse av en blandprøve av 20 individer med en gjennomsnittsvekt på 35 g, dvs. noe mindre fisk enn i 2008 hvor gjennomsnittstørrelsen av de 20 analyserte individene var 73 g.

For ørret sank konsentrasjonene fra 61,0 ng/g våtvekt i 1999 og til 20,8 ng/g i 2008. Som for lågåsild baserer resultatet fra 1999 seg på en blandprøve av 20 individer. Middelvekten for fisken fra 1999 var 3,4 kg, dvs. endel større enn fisken fra 2008 som i snitt veide 2,2 kg.

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



Figur 10. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av DDT med nedbrytningsprodukter i fisk fra Mjøsa, fanget i 1999 og 2008. Venstre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Høyre panel: lipid-justerte konsentrasjoner.

7.7 Klorerte parafiner

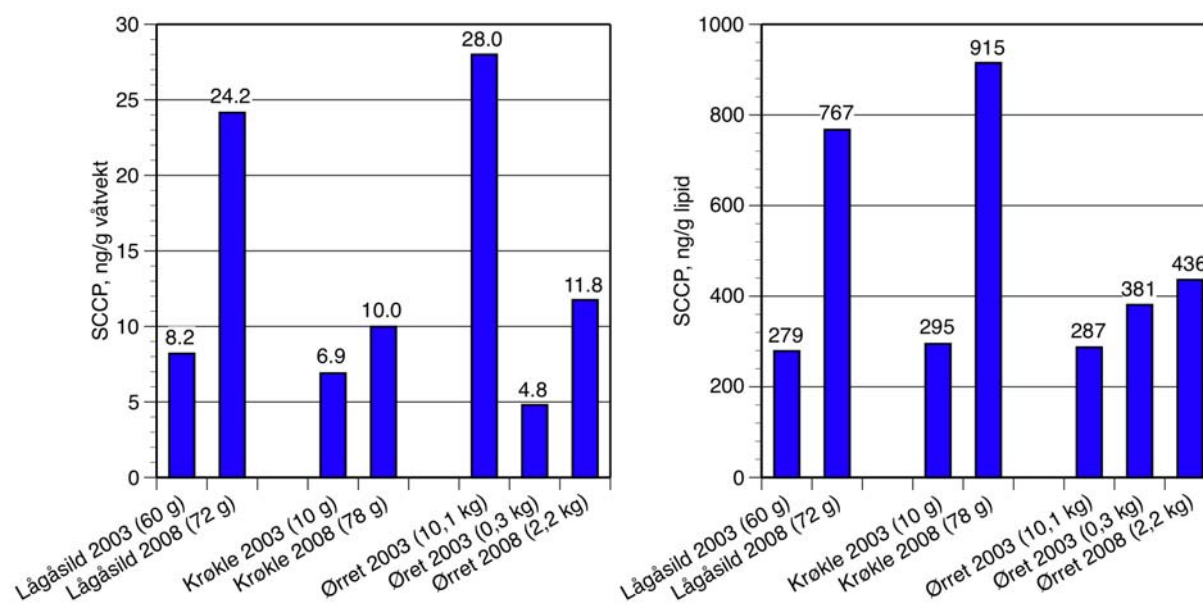
I en undersøkelse fra 2003 (Fjeld *et al.* 2004) ble det analysert klorerte parafiner i fisk fra Mjøsa, og i Figur 11 sammenlikner vi disse med konsentrasjonene fra 2008.

For lågåsild, hvor fisken fra 2003 var noe mindre enn fisken fra 2008, var det en markant økning i konsentrasjonen, både på våtvektbasis (8,2 vs. 24,2 ng/g) og lipidvektbasis (279 vs. 767 ng/g lipid).

Hos krøkle er en direkte sammenlikning vanskelig, da fisken fra 2003 var vesentlig mindre enn i 2008 (middelvekt 10 g vs. 78 g). Nivåene i 2008, og da særlig på lipidvektbasis var høyere enn i 2003.

Det ble analysert to ørretp prøver i 2003, stor ørret med middelvekt på 10,1 kg og ungfisk på 0,3 kg. På våtvektbasis var midlere konsentrasjon i prøvene fra 2003 intermedier av de to prøvene fra 2008, men justert for mengden fett var den høyere.

Vi vurderer prøvematerialet for spinkelt til å trekke noen generelle konklusjoner angående utviklingen i konsentrasjonene.



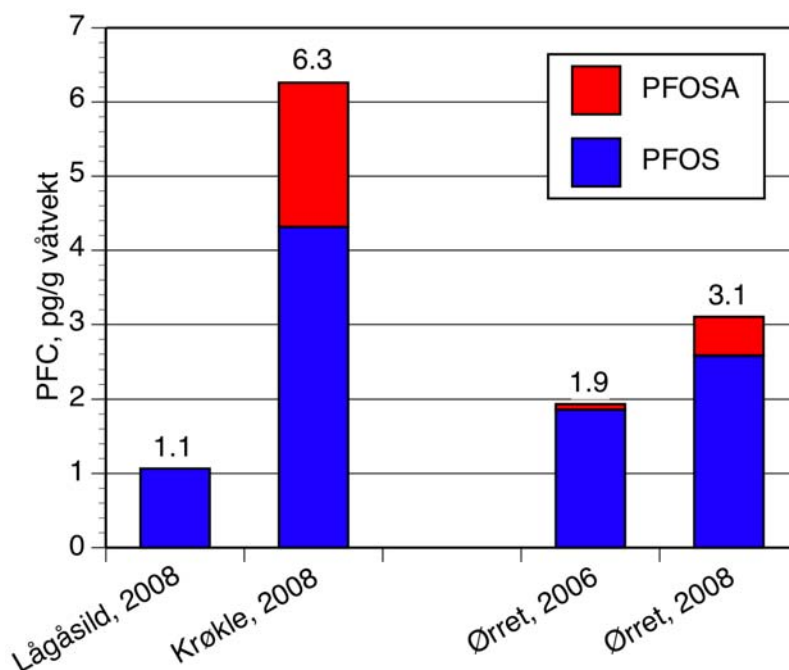
Figur 11. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av SCCP i fisk fra Mjøsa, fanget i 2003 og 2008. Venstre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Høyre panel: lipid-justerte konsentrasjoner.

7.8 Perfluorerte stoffer, PFC

Resultatene fra denne undersøkelsen viser at PFOS og PFOSA er de PFC-forbindelsene som forekommer i kvantifiserbare konsentrasjoner i fisk fra Mjøsa, med PFOS som dominerende forbindelse (Figur 15). Gjennomsnittlig konsentrasjon av PFOS og PFOSA var i området 1,1–6,3 pg/g våtvekt, høyest for krøkle og lavest for lågåsild.

Generelt er det gjort få undersøkelser over forekomsten av perfluorerte stoffer i akvatisk miljø i Norge. SFTs 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, som for Mjøsa, var PFOS den dominerende forbindelsen. Mjøsa var ikke inkludert i denne undersøkelsen, men 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 pg/g våtvekt og dominans av PFOS, er svært like resultatene for 2008 (Figur 15). Årsakene til at krøkle har den høyeste konsentrasjonen av PFAS har vi intet grunnlag for å spekulere om.

Ørret fra Mjøsa ble også undersøkt i en større kartlegging av PFC i nordisk miljø (Kallenborn *et al.* 2004), men det ble her valgt å analysere på leverprøver som inneholder betydelig høyere konsentrasjoner enn muskelfilet. Det ble her rapportert en konsentrasjon av PFOS på 51 pg/g våtvekt og for PFOSA på 60 pg/g våtvekt.



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

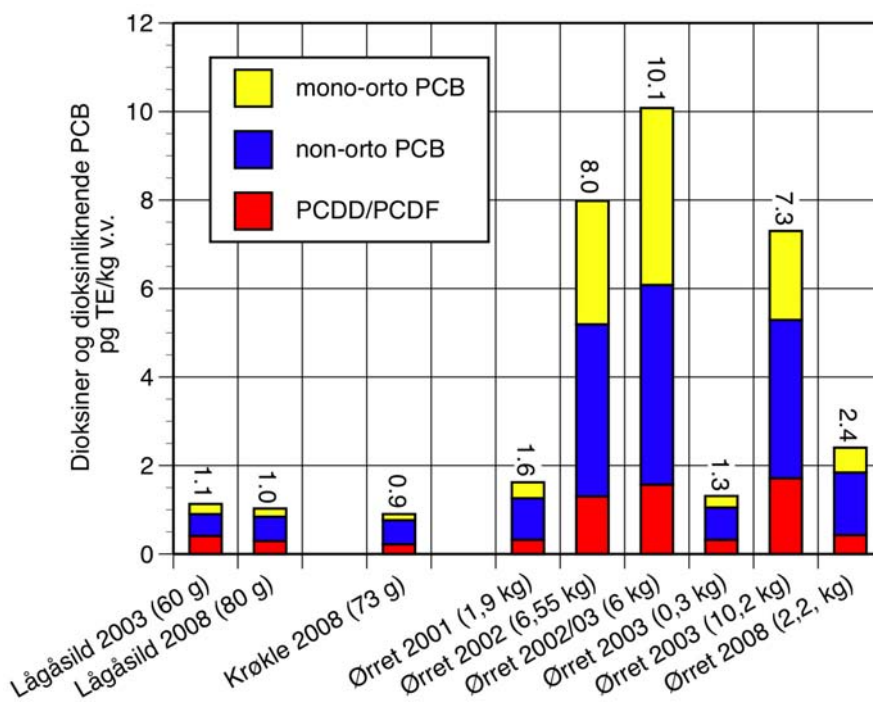
7.9 Dioksiner og dioksinliknende PCB

Forekomsten av dioksiner og dioksinliknende PCB i lågåsild og ørret fra Mjøsa har tidligere blitt publisert av Fjeld et al. (2004), og i Figur 13 har vi framstilt disse sammen med data fra 2008. Med dioksiner menes her polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner, mens dioksinliknende PCB omfatter non-orto og mono-orto PCB. Konsentrasjonen er omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE) i henhold til Van den Berg *et al.* (1998).

For lågåsild er det data på fisk fra 2003, og summen av toksiske dioksinekvivalenter i denne blandprøven var nær identisk med middel av prøvene fra 2008 (1,1 vs. 1,0 pg TE/g våtvekt).

I det historiske materialet av ørret varierer gjennomsnittsstørrelsen på prøvefiskene mye, fra 0,3 kg og til 10,2 kg. Da konsentrasjonen trolig øker med fiskens størrelse bør en sammenlikning av materialet innebære at man justerte for eventuelle størrelsesforskjeller. Dette er ikke mulig da materialet baserer seg på blandprøver, og vi kan derfor ikke beregne relasjonene mellom konsentrasjon og fiskelengde. Størrelsesfordelingen i prøvematerialet fra 2008 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 vs. 2008. Summen av toksiske ekvivalenter i prøven fra 2001 (gjennomsnittsvikt: 1,9 kg) var 1,6 pg TE/g våtvekt, dvs. nær den midlere konsentrasjonen på 2,4 pg TE/g våtvekt i materialet fra 2008 (gjennomsnittsvikt: 2,2 kg). Begge disse prøvene har konsentrasjoner under EUs omsetningsgrense på 8 pg TE/g våtvekt (EU 2004).

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



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

8. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling

8.1 Ørret

I tillegg til materialet fra 2008 presenterer vi tidligere data på kvikksølv fra undersøkelser utført i perioden 1979–2007. I flere av undersøkelsene var det en stor spredning i individuell størrelse av fisken, og samlet sett varierte de mellom 20–100 cm eller 0,2–12,7 kg. Kvikksølvkonsentrasjonene viste også stor variasjon og lå i området 0,07–2,28 mg/kg (våtvekt). For noen av de eldre undersøkelsen var ikke eksakt fangstår for fisken oppgitt, kun årene undersøkelsen hadde pågått.

Kvikksølvkonsentrasjonen syntes generelt å øke med fiskelengden, men for materialet fra noen av fangstårene eller undersøkelsesperiodene var sammenhengen forholdsvis svak. For å kunne avdekke eventuelle endringer i det generelle kvikksølvnivået i fisken måtte det med statistiske metoder justeres for ulikheter i størrelsesfordelingene mellom fangstårene.

En analyse av sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde (kovariansanalyse på log-transformerte data) påviste ingen statistisk signifikante forskjeller mellom stigningskoeffesientene for de ulike fangstårene (test for interaksjoner mellom år og lengde, $p = 0,34$).

I Figur 14 har vi framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de lengdejusterte kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangsårene. De lengdejusterte konsentrasjonene har blitt beregnet for en fisk på 55,6 cm (geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget). I undersøkelsen fra 1979–80 var midlere lengdejusterte konsentrasjon hele 1,35 mg/kg. I den påfølgende undersøkelsen med materiale fra 1982–84 sank denne konsentrasjonen betydelig, ned til 0,45 mg/kg. Deretter var det en avtagende trend fram til 2005 hvor konsentrasjonen var 0,35 mg/kg, men denne trenden ble brutt i 2006 da den lengdejusterte konsentrasjonen økte til 0,56 mg/kg (en økning på 60 %)

Materialet fra 2008 bekrefter at det fra og med 2006 har inntruffet en generell økning i kvikksølvkonsentrasjonen sammenliknet med de foregående år. Det kunne ikke påvises noen statistisk signifikant forskjell mellom de lengdejusterte konsentrasjonene fra fangstårene 2006–2008 (*post hoc* test, $p = 0,5$), mens konsentrasjonene i denne gruppen ($\approx 0,53$ mg/kg) var signifikant ulike fra de innsamlet i perioden 2000–2005 (*post hoc* test, $p < 0,001$)

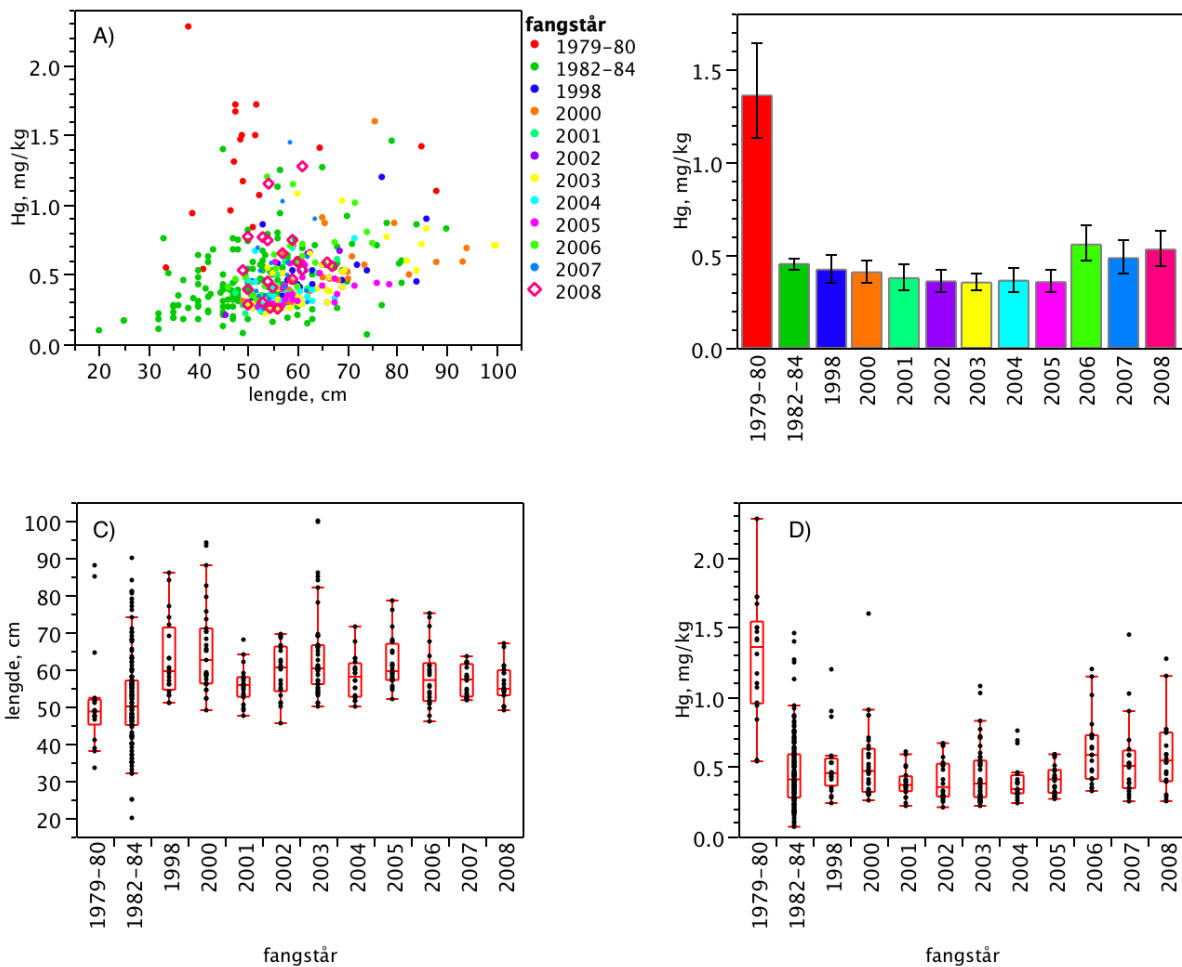
Mens den høye konsentrasjonen i materialet fra 1979–80 anses som et resultat av tidligere kvikksølvutslipp fra Mesna Kartongfabrikk (Sandlund *et al.* 1981), er årsaken til konsentrasjonsøkningen i 2006 – 2008 uvis. Som det framgår av resultatene på krøkle og lågåsild finner vi ingen tilsvarende økning hos disse, og det er derfor lite trolig at de høyere konsentrasjonene skyldes økte kvikksølvtilførsler til Mjøsa. En hypotese kan være at det har skjedd en endring ørretens næringsvalg, det være seg at den spiser mer krøkle (og mindre lågåsild) enn tidligere, eller at den nå inkluderer større krøkler i dietten enn tidligere.

I Figur 15 har vi vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og ørretens størrelse for materialet fra 2006–2008. Disse viser at omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg med stor sannsynlighet overskrides når ørreten når en størrelse på omlag 55 cm eller 1,9 kg. Da ørreten fra disse årene er fra en begrenset størrelsesgruppe blir imidlertid sammenhengen mellom kvikksølv og størrelse svak. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

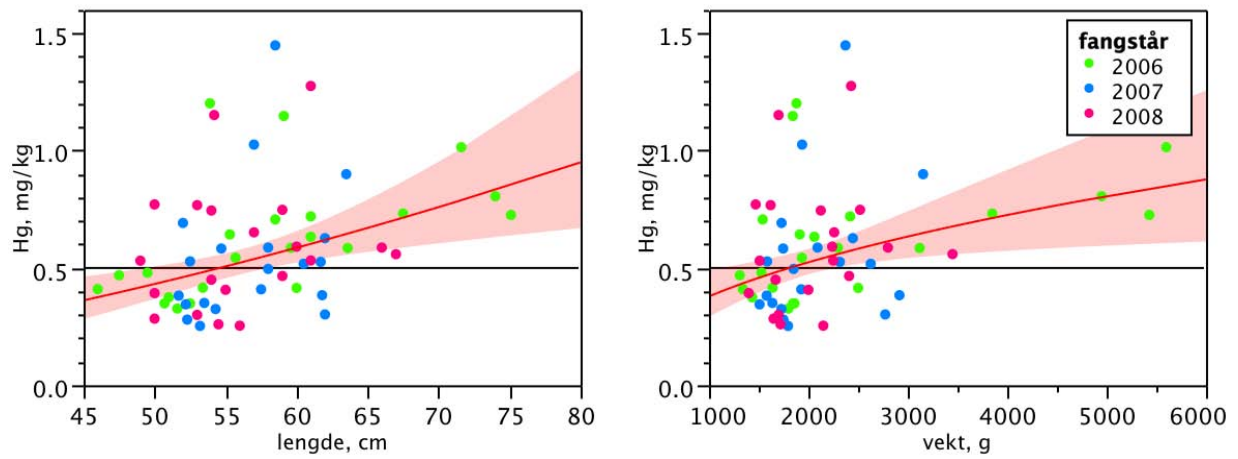
$$\begin{aligned} \ln \text{Hg} &= -7,4054 + 1.6782 \ln \text{lengde} & r^2 &= 0,17 & p &= 0,001 \\ \ln \text{Hg} &= -4.2124 + 0.48692 \ln \text{vekt} & r^2 &= 0,12 & p &= 0,005 \end{aligned}$$

Tabell 13. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte ørretmaterialet.

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



Figur 14. Kvikksølv i ørret. A: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. B: Lengdejustert middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk middel: 55,6 cm, dvs. 2,0 kg). C og D: Box-plot for lengde og kvikksølvkonsentrasjon de enkelte år.



Figur 15. Kvikksølv i ørret, fanget i 2006 – 2008, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene. Omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg er vist med en horisontal strek.

8.2 Krøkle

Materialet av krøkle ble samlet inn i perioden 1967–2008 (Tabell 14). 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 10–25,6 cm eller 4–102 g. Kvikksølvkonsentrasjonene viste også en stor variasjon og lå i området 0,03–1,54 mg/kg (våtvekt).

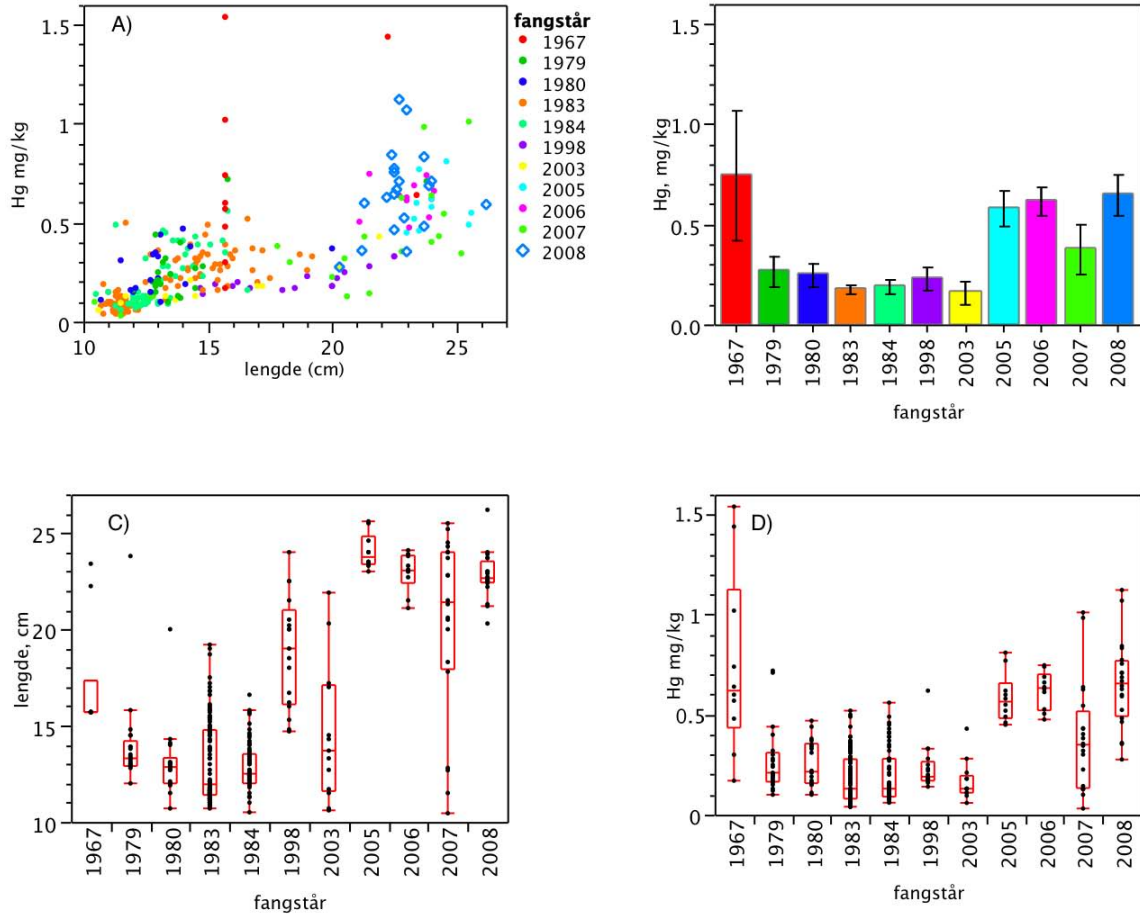
I materialet er en tydelig tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen øker med fiskelengden. Det er imidlertid vanskelig å beregne lengdejusterte middelverdier av konsentrasjonen for de enkelte år med en akseptabel usikkerhet, da det i visse år er fanget innenfor et svært begrenset lengdeintervall som ligger over gjennomsnittet for hele gruppen. I Figur 16 har vi derfor framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de aritmetiske middelverdiene av kvikksølvkonsentrasjonene for de ulike fangstårene.

For prøvene fra 2005, 2006 og 2008, som består av fisk innenfor et svært begrenset lengdeintervall (20,3–26,2 cm) og hvor vi ikke kan påvise noen statistisk signifikante størrelsesforskjeller mellom årene, finner vi heller ingen statistiske signifikante forskjeller mellom kvikksølvkonsentrasjonene. Vi har derved ingen parallell til den konsentrasjonsøkningen som vi finner hos ørret fra 2006 av.

Tabell 14. Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte materialet av krøkle.

fangstår	N	vekt (g)		N	lengde (cm)		N	Hg mg/kg	
		Mean	Std Dev		Mean	Std Dev		Mean	Std Dev
1967	10	31,00	23,3	10	17,1	3,0	10	0,75	0,45
1979	0			21	14,0	2,4	21	0,27	0,17
1980	0			18	13,1	1,9	18	0,26	0,12
1983	104	12,25	7,8	104	13,1	2,1	104	0,18	0,12
1984	51	8,92	2,0	66	12,9	1,2	66	0,20	0,13
1998	17	42,58	21,6	17	18,8	2,9	17	0,24	0,11
2003	13	22,30	18,9	13	14,6	3,6	13	0,17	0,10
2005	10	82,10	9,0	10	24,0	0,9	10	0,59	0,12
2006	10	83,10	12,4	10	23,0	1,0	10	0,62	0,09
2007	25	48,7	35,2	25	18,6	5,4	19*	0,40	0,27
2008	20	77,9	11,8	20	22,8	1,2	20	0,65	0,22

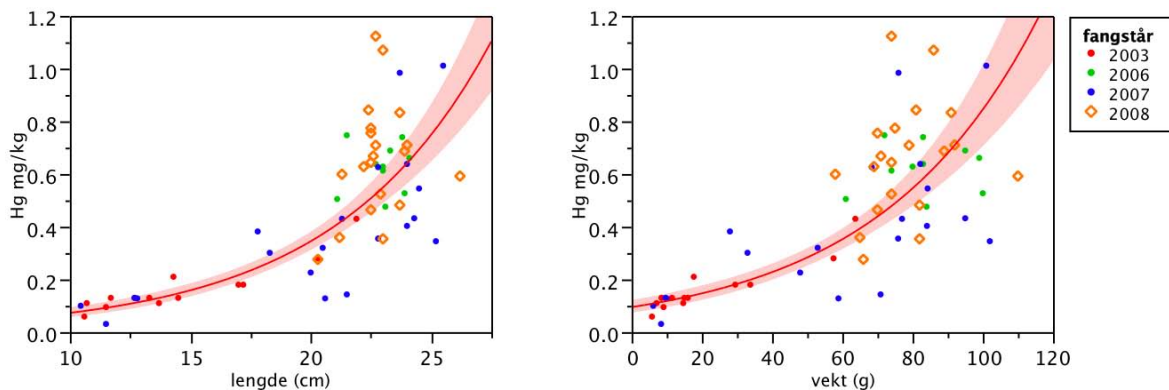
* Hvorav to blandprøver av til sammen 6 individer



Figur 16. Kvikksølv i krøkle. A: Spredningsdiagram, kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. B: Aritmetisk middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år. C og D: Box-plot for lengde og kvikksølvkonsentrasjon de enkelte år.

I Figur 17 har vi vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og krøklas størrelse for data fra perioden 2003–2008. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{aligned} \ln \text{ Hg} &= -4,1693 + 0,1552 \ln \text{ lengde} & r^2 &= 0,76 & n &= 63 & p < 0,0001 \\ \ln \text{ Hg} &= -2,3552 + 0,0219 \text{ vekt} & r^2 &= 0,70 & n &= 63 & p < 0,0001 \end{aligned}$$



Figur 17. Kvikksølv i krøkle, fanget i 2003–2008, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

8.3 Lågåsild

I tillegg til materialet fra 2008, presenterer vi også data fra lågåsild innsamlet i perioden 1967–2007. Fisken størrelse var i intervallet 17–23,5 cm eller 30–97 g, og med et kvikksølvinnhold i området 0,08–0,37 mg/kg (Tabell 15). 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.

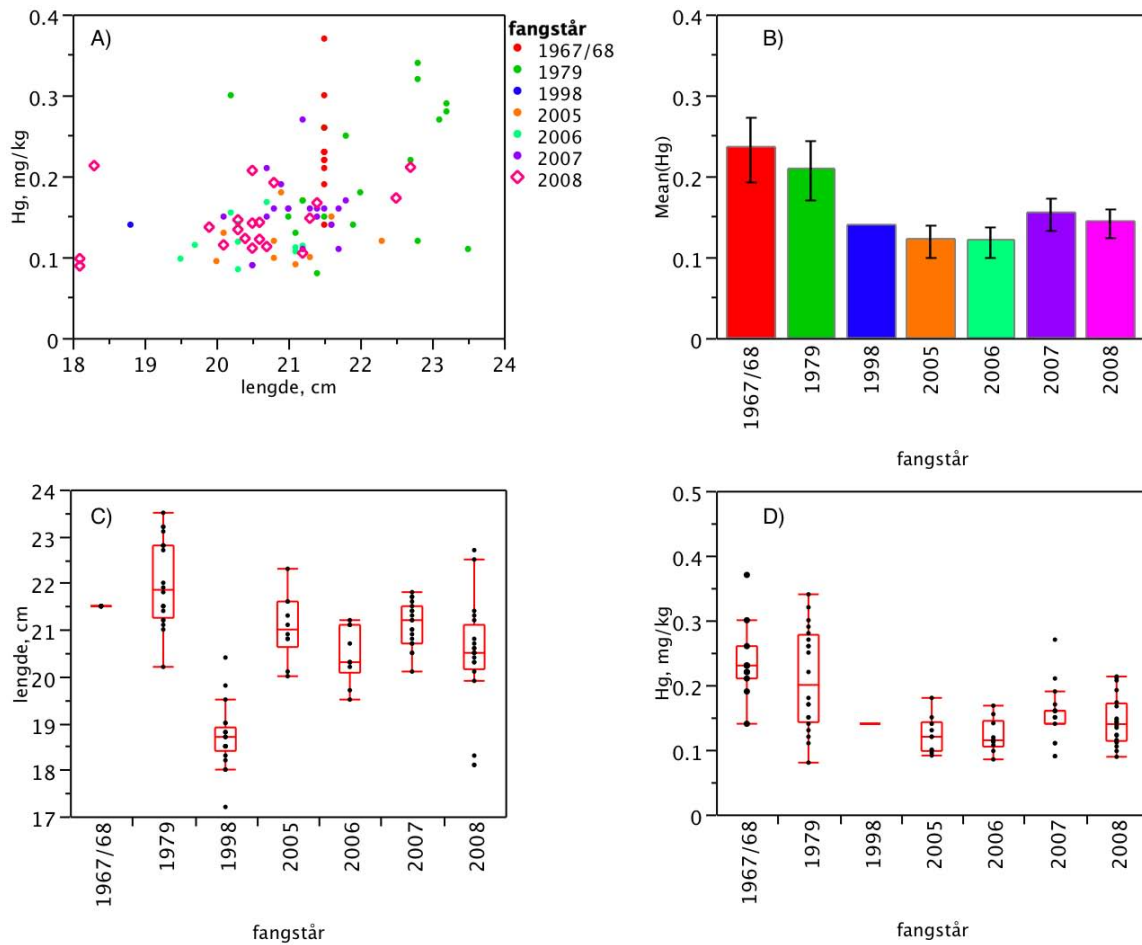
Det var ingen signifikant sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de ulike fangstårene, men vi gjør oppmerksomme på at lengdeintervallet er begrenset. I Figur 18 har vi framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangstårene. I undersøkelsen fra 1967–1968 var gjennomsnittlig konsentrasjon 0,24 mg/kg. I undersøkelsen fra 1979 sank denne konsentrasjonen ubetydelig til 0,21 mg/kg. Deretter flatet konsentrasjonsnivået ut og for fangstårene mellom 1998–2008 varierte konsentrasjonene mellom 0,12 og 0,16 mg/kg.

Vi har vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de tre siste fangstårene (2005–2008) i Figur 19. Den viser at det gjennomsnittlige nivået av kvikksølv i lågåsild av konsumstørrelse ligger godt under omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

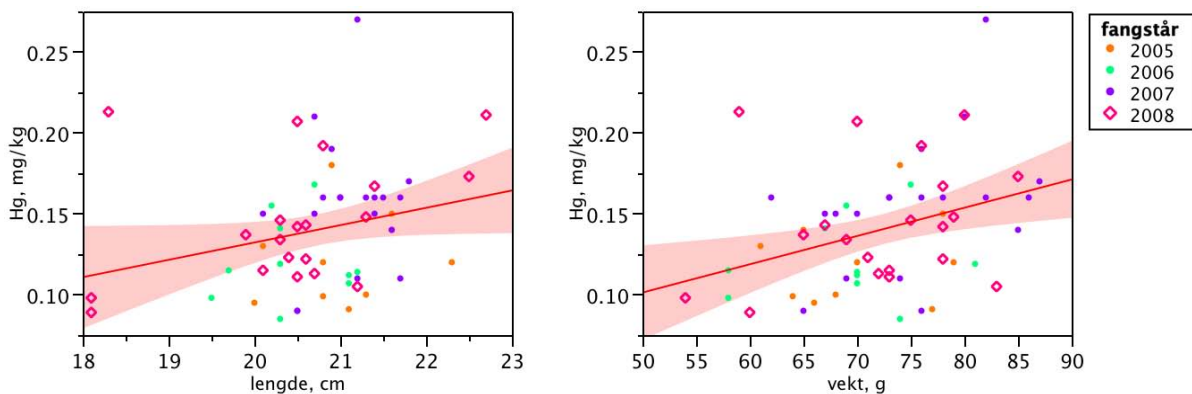
$$\begin{aligned} \text{Hg} &= -0,0822 + 0,0107 \text{ lengde} & r^2 &= 0,06 & p &= 0,05 \\ \text{Hg} &= 0,0139 + 0,0017 \text{ vekt} & r^2 &= 0,12 & p &= 0,006 \end{aligned}$$

Tabell 15. *Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte materialet av lågåsild.*

fangstår	Lengde, cm			Vekt, g			Hg, mg/kg		
	N	Middel	Std Dev	N	Middel	Std Dev	N	Middel	Std Dev
1967-1968	11	21,5	0,0	11	75,0	0,0	11	0,24	0,06
1979	20	22,0	0,9	20	75,3	10,5	20	0,21	0,08
1998	20	18,7	0,7	20	34,5	3,5	20	0,14	0,00
2005	10	21,1	0,7	10	70,2	6,4	10	0,12	0,03
2006	10	20,4	0,6	10	69,2	7,1	10	0,12	0,03
2007	19	21,1	0,5	19	75,2	7,3	19	0,16	0,04
2008	20	20,4	1,2	20	72,3	8,3	20	0,14	0,04



Figur 18. Kvikksølv i lågåsild. A: Spredningsdiagram, kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. B: Aritmetisk middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år. C og D: Boxplot for lengde og kvikksølvkonsentrasjon de enkelte år.



Figur 19. Kvikksølv i lågåsild, fanget i 2005–2008, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

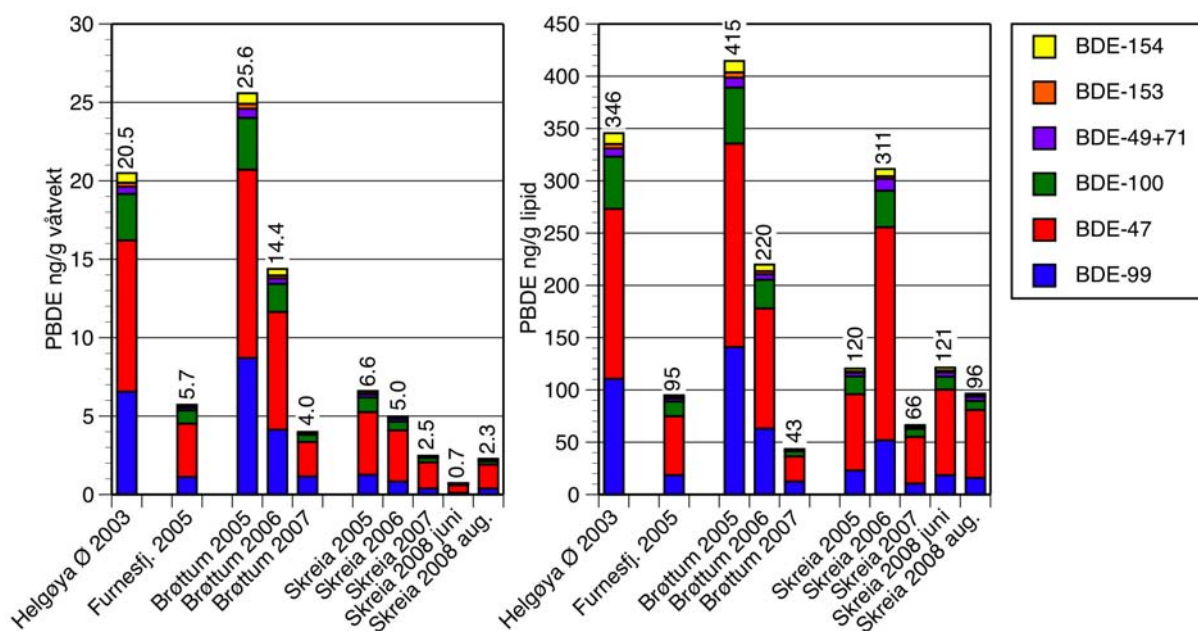
9. Miljøgifter i *Mysis relicta*

I 2008 innsamlet prøver av *Mysis relicta* ved to stasjoner (Brøttum, nord i Mjøsa og Skreia, sentrale 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.

9.1 PBDE

For *Mysis* har konsentrasjonen av PBDE gjennomgående sunket i perioden 2005–2008 (Figur 2). Prøvene fra 2008 var samlet inn ved Skreia i henholdsvis juni og august, og på våtvektsbasis hadde prøven fra juni noe lavere konsentrasjon av PBDE enn prøven fra august (0,7 vs. 2,3 ng/g våtvekt), men justert for mengden lipid i prøven var konsentrasjonene svært like (121 vs. 96 ng/g lipid). Ved Skreia, i løpet av perioden 2005–2008, synes konsentrasjonene på våtvektsbasis generelt ha sunket, mens de på lipidvektsbasis varierte mer usystematisk.

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

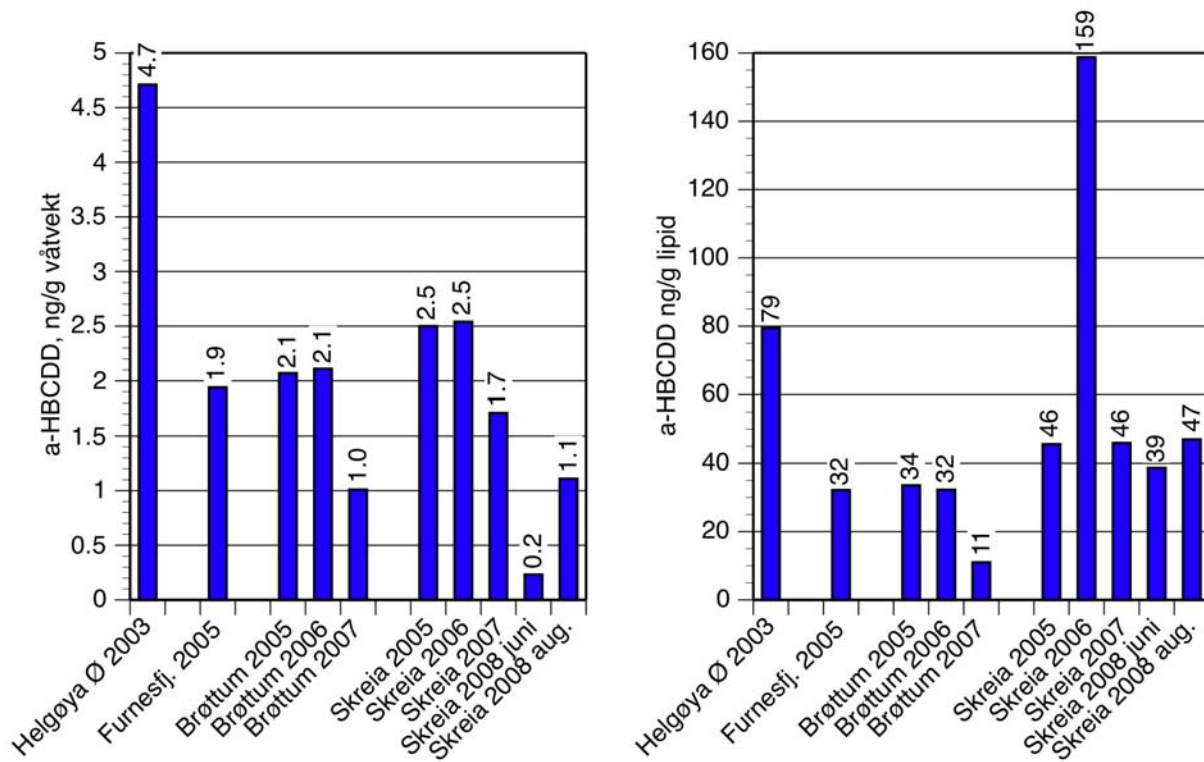


Figur 20. Konsentrasjoner av Σ PBDE7 (syv vanlig forekommende kongenerer) i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.2 HBCDD

For HBCDD ble det i hovedsak påvist detekterbare konsentrasjoner av α -isomerer (Figur 21). Som for PBDE hadde prøven fra juni lavere konsentrasjon av α -HBCDD enn prøven fra august (0,2 vs. 1,1 ng/g våtvekt), men på lipidvektbasis var konsentrasjonene omlag like (39 vs. 47 ng/G lipid).

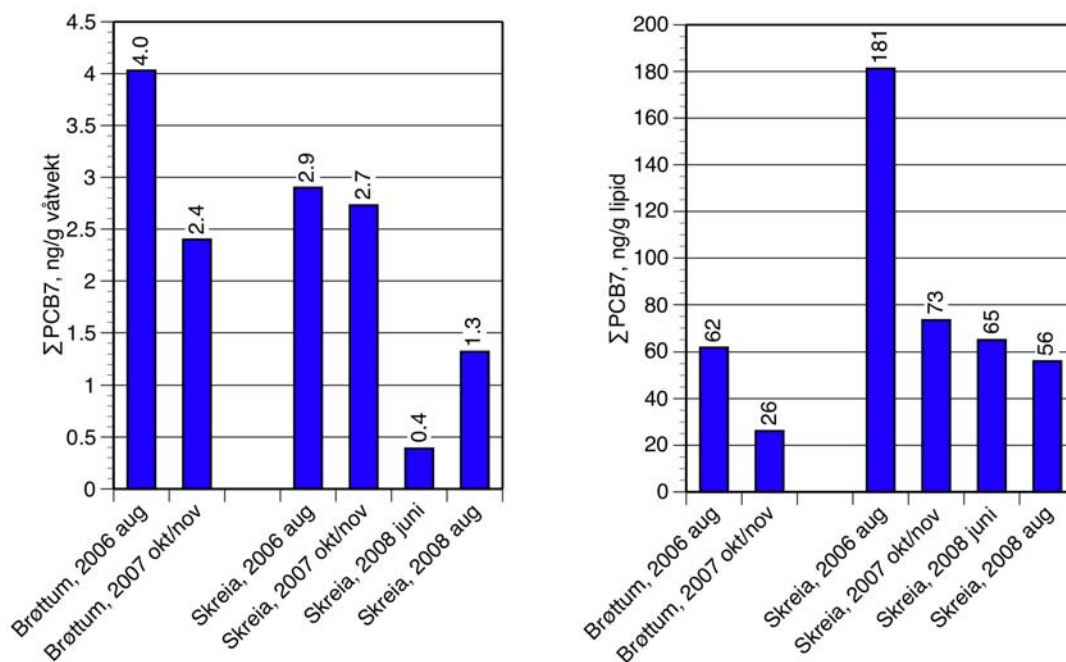
Ved Skreia, i løpet av perioden 2005–2008, synes konsentrasjonene på våtvektsbasis ha sunket, mens de på lipidvektsbasis var mer stabile – med unntak av 2006 som var vesentlig høyere enn de øvrige.



Figur 21. Konsentrasjoner av α -HBCDD i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.3 PCB

For PCB eksisterer det data fra Skreia for perioden 2006–2008 (Figur 22) og fra Brøttum for 2006–2007. Konsentrasjonen av Σ PCB7 våtvektsbasis i prøvene fra Skreia var i området 0,4–2,9 ng/g våtvekt eller 56–181 ng/g lipid. Dette er omtrent de samme nivåene som ved Brøttum (2,4–4,0 ng/g våtvekt, 26–62 ng/g lipid). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i 2006, men serien er for kort til å si noe om eventuelle trender.



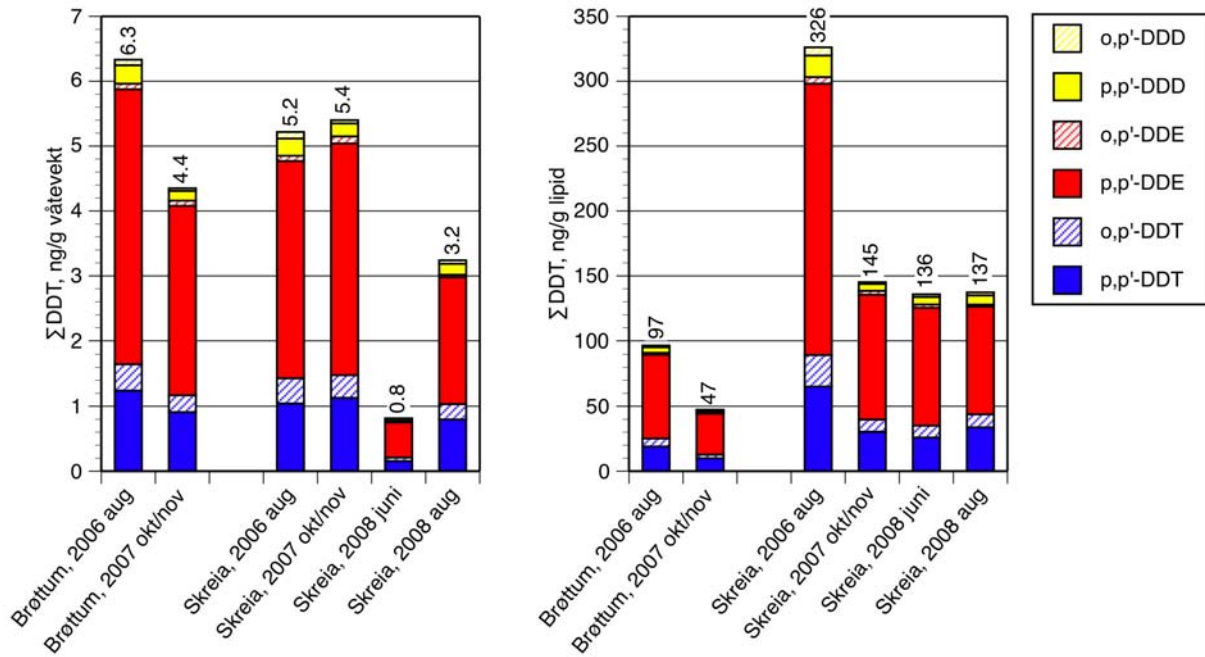
Figur 22. Konsentrasjoner av Σ PCB7 i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.4 DDT

Som for PCB har vi data for DDT fra Skreia for perioden 2006–2008 (Figur 23) og fra Brøttum for 2006–2007. Konsentrasjonen av Σ DDT 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).

Variasjonen over tid liknet den vi fant for PCB, med de høyeste konsentrasjonene i 2006/2007.

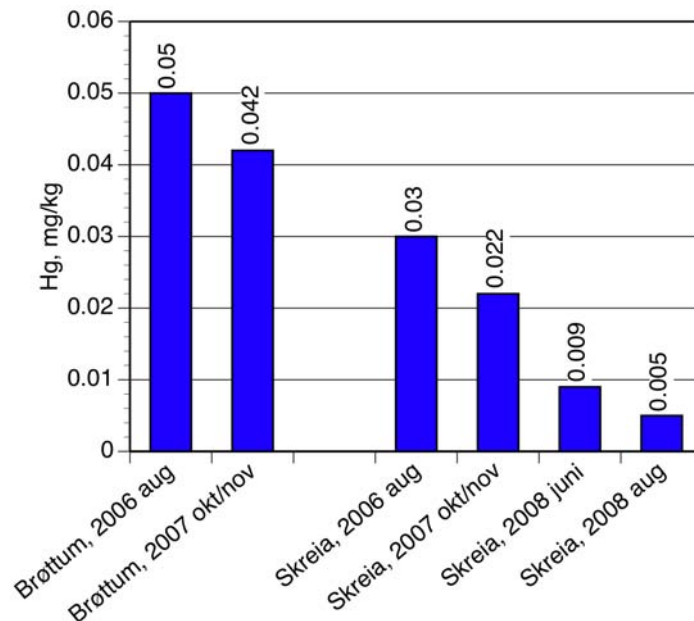
Sammensetningen av DDT-forbindelsene var omtrent som hos fisk, hvor den dominerende forbindelsen var DDE, deretter fulgt av DDT og DDE.



Figur 23. Konsentrasjoner av DDT i *Mysis* fra Mjøsa. Venstre panel: våtvekt, høyre panel: lipidvekt.

9.5 Kvikksølv

Prøvene fra Skreia viser en markant nedgang i kvikksølvkonsentrasjonene, fra 0,03 mg/kg våtvekt i 2006 og til 0,005 mg/kg våtvekt i august 2008. Hvorvidt dette er en reell trend som avspeiler en reduksjon i forurensningsbelastningen, eventuelt skyldes andre forhold som ulikheter i alderssammensetningen av prøvene, tilfeldige årlige variasjoner etc. vet vi ikke.



Figur 24. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg, mg/kg våtvekt) i *Mysis* fra Mjøsa.

9.6 Dioksiner, perfluorerte stoffer og klorerte parafiner

Det er ikke tidligere analysert for disse forbindelsene i Mysis fra Mjøsa, og vi har derfor ingen muligheter for å si noe om utviklingen over tid.

Som for de fleste øvrige miljøgiftene var konsentrasjonene på våtvektbasis lavere i juni enn i august, men forskjellene ble mindre når konsentrasjonene ble justert for fettvekt (Tabell 16). Vi har ikke fettvektjustert konsentrasjonene av perfluorerte stoffer, da disse ikke er knyttet til lipidfraksjonen i organismer.

Konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB var henholdsvis 0,15 og 0,48 pg TE/g, dvs. omlag 15–50% av konsentrasjonen i de zooplanktonspisende artene lågåsild og krøkle. Sammensetningen var tilsynelatende noe forskjellig enn den hos fisk, ved at dioksiner (PCDD og PCDF) utgjorde mer enn 50% av sum dioksinekvivalenter (vesentlig lavere andel hos fisken).

De klorerte parafinene ble dominert av SCCP (kortkjedede forbindelser) og konsentrasjonene (12, 8 og 20, 0 ng/g våtvekt) var av omlag samme størrelse som hos fisken. Dette siste er noe overraskende, da vi ut fra vanlige betraktninger omkring biomagnifikasjon skulle forvente at disse konsentrasjonene var lavere.

Av de perfluorerte stoffene var det kun PFOS som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen for begge prøvene, mens PFOSA var lå under deteksjonsgrensen i prøven fra august. Summen av disse to var 1,86 i juni-prøven, dvs. noe høyere enn nivåene i lågåsild, men lavere enn i ørret og krøkle.

Tabell 16. Konsentrasjonen av dioksiner og dioksinliknende PCB (oppgitt i toksiske ekvivalenter, TE), perfluorerte stoffer og klorerte parafiner i prøver av *Mysis relicta* (istidskreps) fra Mjøsa. Prøvene er samlet ved Skreia i juni og august, 2008. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektbasis og lipidvektbasis (per g lipid).

hovedgruppe	enhet	forbindelse	våtvekt		lipidvekt	
			juni	august	juni	august
dioksiner og dioksinliknende PCB	pg TE/g	mono-orto PCB	0,02	0,05	4,1	2,0
		non-orto PCB	0,04	0,17	6,1	7,2
		PCDD	0,05	0,13	8,6	5,3
		PCDF	0,04	0,14	6,4	5,7
		PCDD/PCDF/PCB	0,15	0,48	25,2	20,2
perfluorerte stoffer (PFC)	pg/g	PFOSA	0,29	<0,25		
		PFOS	1,56	1,91		
		PFOSA+PFOS	1,86	-		
klorerte parafiner	ng/g	SCCP	12,8	20,0	2133	848
		MCCP	0,5	1,7	83	72

10. Referanser

- Bakke, T., Fjeld, E., Skaare, B., Berge, J., Green, N., Ruus, A., Schlabach, M. NILU, Helge Botnen, UNIFOB, 2007. Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikloretan, klorbenzener, petraklorfenol, HCBd og DEHP. Statens forurensningstilsyn. Rapport l. nr 5464-2007. 105 s.
- Benedict RT, Stapleton HM, Letcher RJ, Mitchelmore CL. 2007. Debromination of polybrominated diphenyl ether-99 (BDE-99) in carp (*Cyprinus carpio*) microflora and microsomes. *Chemosphere* 69: 987-93.
- Covaci, A., Gerecke, A.C., Law, R.J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N.V., Leslie, H., Allchin, C.R. & De Boer, J. 2006, Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review, *Environmental science & technology*, vol. 40, no. 12, pp. 3679-88.
- EU. 2006. The Commission of the European Communities. Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*. L 364/5 – L 364/24.
- Fjeld, E., Enge, E.K., Maage, A., Kjellberg, G., Øxnevad, S., Ptacnikova, R., 2008. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa - 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv. NIVA. Rapport l. nr OR-5541. 33 + vedlegg
- Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A., Wiborg, M.L., 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4402. 48+vedlegg s.
- Fjeld, E. 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., 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4073. 29 s.
- Fjeld, E., 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. (NILU). 2007. Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale renselanlegg og elver 2006. NIVA. Rapport l. nr OR-5444. 93 + vedlegg s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Gundersen, H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. NIVA. Rapport l. nr OR-5011. 97 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Kjellberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A., Gundersen, H., 2004a. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4809. 117 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Rognerud, S., Kjellberg, G., 2004b. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004 Rapport l. nr OR-4896. 27 s.

- Fjeld, E., Øxnevad, S., Følsvik, N., Brevik, E., 1999. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998 Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4072. 28 s.
- France, R. and Peters, R.H. 1997. Ecosystem differences in the trophic enrichment of ^{13}C in aquatic food web. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1255–1258.
- Helland, A., Ruus, A., Schøyen, M., Bakketun, Å., Øxnevad, S., 2005. Tiltaksplan Drammensfjorden - Fase 2 - Analyser av torsk og sjørret. NIVA. Rapport l. nr OR-5125. 14 s.
- Kallenborn, R., Berger, U., Järnberg, U. (Eds.) 2004. Perfluorinated Alkylated Substances (PFAS) in the Nordic Environment. NMR (Nordic Council of Ministers, 2004) TemaNord 2004:552, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 107 pp.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.E. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA. Rapport l. nr. OR 4167-2000.
- Kjellberg, G. og Sandlund, O. T. 1983. Næringsreaksjoner i mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen-rapport 6/1983.
- Law, K., Palace, V.P., Halldorson, T., Danell, R., Wautier, K., Evans, B., Alae, M., Marvin, C. & Tomy, G.T. 2006, Dietary accumulation of hexabromocyclododecane diastereoisomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) I: bioaccumulation parameters and evidence of bioisomerization, *Environmental toxicology and chemistry*, vol. 25, no. 7, pp. 1757-61.
- Law, R.J., Kohler, M., Heeb, N.V., Gerecke, A.C., Schmid, P., Voorspoels, S., Covaci, A., Becher, G., Janák, K. & Thomsen, C. 2005, Hexabromocyclododecane challenges scientists and regulators. *Environmental science & technology*, vol. 39, no. 13, pp. 281A-7A.
- Mariussen, E., Fjeld, E., Breivik, K., Steinnes, E., Borgen, A., Kjellberg, G. & Schlabach, M. 2008, Elevated levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from Lake Mjøsa, Norway, *The Science of the total environment*, vol. 390, no. 1, pp. 132-41.
- Minagawa, M and E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age.
- NILU/NIVA 2003. Høye forekomster av nye miljøgifter i fisk fra Mjøsa. Pressemelding 20 mars 2003.
http://www.nilu.no/index.cfm?ac=press&folder_id=4461&text_id=9724&view=text
- Rognerud, S. Fjeld, E., Rustadbakken, A., Qvenild, T., Hekne, A.M., Meland, A. 2008. HydroFish prosjektet. Resultater fra undersøkelsene i 2007. NIVA-rapport 5622-2007. 32 s.
- Sandlund, O.D., O. Nashoug, G. Norheim, R. Høye og G. Kjellberg. 1981. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa og noen sjøer i Mjøsområdet, 1979-80. DVF- Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 4. 54 s. + bilag.
- Sandlund, O.T., Klyve, L., Hagen, H. og Næsje, T.F. 1980. Krøkla i Mjøsa. Alderssammensetning, vekst og ernæring. Næringsreaksjoner i mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen-rapport 2/1980.
- SAS 2006. JMP version 6.0.3. for Macintosh. [Computer software] .SAS Institute, Cary NC, USA.

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

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

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

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

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

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

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

Vedlegg: Data for 2008

Konsentrasjoner av organiske miljøgifter er i ng/g våtvekt, med unntak av dioksiner, non-orto PCB og perflourerte stoffer som er i pg/g våtvekt. Konsentrasjoner av kvikksølv er i mg/kg våtvekt.

PID	NILU ID	Art	N	Lengde, cm	Vekt, g	Lipid, %	Ø13C, ‰	Ø15C, ‰	Hg, mg/kg	PeCB	HCB	PCB-18	PCB-28	PCB-31	PCB-33	PCB-37	Sum-TriCB	PCB-47	PCB-52	PCB-66	PCB-74	Sum-TetCB	PCB-99	PCB-101	PCB-105	PCB-114	
5616	08/2173	Lågåssild	1	18.3	59	2.65	-29.6	13	0.213	0.02	0.31	0.02	0.04	0.03	0.01	0.01	0.15	0.03	0.1	0.09	0.05	0.57	0.23	0.55	0.21	0.03	
5617	08/2174	Lågåssild	1	20.5	78	2.93	-28.9	12	0.142	0.03	0.34	0.02	0.05	0.04	0.01	<0.01	0.19	0.04	0.13	0.11	0.06	0.72	0.17	0.44	0.13	0.02	
5618	08/2175	Lågåssild	1	20.4	71	4.62	-29.7	13	0.123	0.04	0.66	0.05	0.1	0.09	0.02	0.01	0.37	0.08	0.28	0.24	0.16	1.59	0.39	1.03	0.32	0.05	
5619	08/2176	Lågåssild	1	21.4	78	4.22	-29.6	13.3	0.167	0.04	0.72	0.05	0.14	0.12	0.02	0.01	0.47	0.13	0.47	0.41	0.24	2.64	0.68	1.79	0.53	0.08	
5620	08/2177	Lågåssild	1	21.2	83	3.35	-30	12.6	0.105	0.03	0.45	0.03	0.07	0.06	0.02	<0.01	0.25	0.07	0.21	0.19	0.12	1.23	0.35	0.92	0.28	0.04	
5621	08/2178	Lågåssild	1	20.6	78	2.75	-29.1	13.3	0.122	0.03	0.38	0.02	0.05	0.04	0.01	<0.01	0.18	0.04	0.12	0.1	0.06	0.67	0.21	0.52	0.16	0.03	
5622	08/2179	Lågåssild	1	20.1	73	2.45	-28.8	12.2	0.115	0.03	0.41	0.03	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.22	0.05	0.17	0.14	0.09	0.96	0.26	0.67	0.21	0.03	
5623	08/2180	Lågåssild	1	21.3	79	1.96	-29	13.2	0.148	0.02	0.3	0.02	0.04	0.03	<0.01	<0.01	0.14	0.03	0.11	0.09	0.06	0.6	0.19	0.45	0.15	0.02	
5624	08/2181	Lågåssild	1	20.8	76	2.31	-29.9	13	0.192	0.03	0.39	0.03	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.21	0.05	0.16	0.13	0.08	0.91	0.26	0.66	0.22	0.04	
5625	08/2182	Lågåssild	1	19.9	65	3.19	-29.4	13.2	0.137	0.02	0.34	0.03	0.05	0.04	0.01	<0.01	0.16	0.05	0.14	0.11	0.07	0.37	0.24	0.61	0.2	0.01	
5626	08/2183	Lågåssild	1	20.3	69	3.79	-30.1	13.1	0.134	0.03	0.45	0.03	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.23	0.06	0.19	0.17	0.1	1.07	0.33	0.86	0.27	0.04	
5627	08/2184	Lågåssild	1	18.1	60	4.52	-29.9	12.3	0.089	0.04	0.59	0.04	0.08	0.07	0.02	0.01	0.31	0.07	0.22	0.16	0.1	1.15	0.26	0.72	0.21	0.03	
5628	08/2185	Lågåssild	1	20.7	72	3.26	-29.9	12.5	0.113	0.03	0.37	0.02	0.05	0.04	0.01	<0.01	0.2	0.05	0.14	0.11	0.07	0.77	0.2	0.52	0.15	0.02	
5629	08/2186	Lågåssild	1	20.3	75	2.96	-29.3	13.3	0.146	0.03	0.39	0.03	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.22	0.06	0.17	0.15	0.09	0.99	0.29	0.79	0.24	0.04	
5630	08/2187	Lågåssild	1	22.5	85	3.52	-30.6	13.6	0.173	0.03	0.44	0.03	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.21	0.04	0.13	0.1	0.06	0.75	0.21	0.53	0.18	0.03	
5631	08/2188	Lågåssild	1	20.6	67	2.18	-29.1	13	0.143	0.02	0.27	0.02	0.04	0.04	0.01	<0.01	0.16	0.04	0.1	0.09	0.06	0.61	0.28	0.66	0.25	0.04	
5632	08/2189	Lågåssild	1	20.5	73	3.7	-29.9	13.2	0.111	0.04	0.49	0.03	0.07	0.06	0.02	<0.01	0.26	0.07	0.2	0.2	0.12	1.24	0.43	1.12	0.35	0.06	
5633	08/2190	Lågåssild	1	18.1	54	3.55	-29.3	12.5	0.098	0.03	0.46	0.03	0.07	0.05	0.02	<0.01	0.24	0.05	0.17	0.13	0.08	0.9	0.21	0.56	0.16	0.03	
5634	08/2191	Lågåssild	1	22.7	80	2.22	-28.7	12.2	0.211	0.02	0.25	0.02	0.03	0.03	<0.01	<0.01	0.11	0.02	0.06	0.06	0.04	0.39	0.14	0.33	0.12	0.02	
5635	08/2192	Lågåssild	1	20.5	70	2.81	-29.5	13.2	0.207	0.03	0.34	0.02	0.05	0.04	0.01	<0.01	0.17	0.05	0.13	0.15	0.09	0.9	0.42	1.02	0.36	0.05	
5729	08/2206	Lågåssild	2	21.5	76	2.62	-29.8	13.1		0.02	0.34	0.02	0.05	0.05	0.01	<0.01	0.19	0.05	0.13	0.11	0.07	0.74	0.19	0.48	0.16	0.03	
5730	08/2207	Lågåssild	2	21.2	72	2.46	-30.1	13.1		0.02	0.36	0.02	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.2	0.05	0.16	0.14	0.08	0.91	0.28	0.72	0.24	0.04	
5731	08/2208	Lågåssild	2	19.6	60	2.38	-29.2	12.6		0.02	0.32	0.02	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.19	0.05	0.15	0.12	0.07	0.8	0.19	0.54	0.15	0.03	
5732	08/2209	Lågåssild	2	22.6	87	2.45	-29.4	13		0.04	0.41	0.03	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.21	0.05	0.15	0.13	0.08	0.87	0.25	0.68	0.21	0.04	
5733	08/2210	Lågåssild	2	21.5	71	4.01	-30.2	13.3		0.04	0.46	0.03	0.07	0.06	0.02	<0.01	0.25	0.06	0.18	0.17	0.1	1.07	0.51	1.27	0.47	0.08	
5734	08/2211	Lågåssild	2	21.2	65	3.47	-30.1	12.8		0.04	0.48	0.03	0.07	0.06	0.02	<0.01	0.27	0.06	0.19	0.15	0.09	1.05	0.31	0.8	0.26	0.05	
5735	08/2212	Lågåssild	2	21.8	76	2.61	-29.7	13.2		0.03	0.37	0.02	0.06	0.05	0.01	<0.01	0.19	0.05	0.14	0.13	0.08	0.86	0.29	0.75	0.24	0.04	
5736	08/2213	Lågåssild	2	22.0	78	2.09	-29.3	13		0.02	0.24	0.02	0.05	0.04	0.01	<0.01	0.14	0.05	0.15	0.13	0.08	0.41	0.29	0.73	0.24	0.03	
5737	08/2214	Lågåssild	2	20.5	65	3.26	-29.6	13		0.02	0.33	0.03	0.07	0.06	0.01	<0.01	0.18	0.06	0.17	0.14	0.09	0.45	0.27	0.69	0.22	0.03	
5738	08/2215	Lågåssild	2	20.4	67	3.78	-30.2	12.8		0.03	0.37	0.03	0.07	0.06	0.02	<0.01	0.21	0.07	0.2	0.17	0.1	0.53	0.38	0.98	0.31	0.05	
5739	08/2216	Lågåssild	2	22.2	79	3.46	-29.9	13																			
5740	08/2217	Lågåssild	2	21.9	71	3.69	-30.1	13.4																			
5741	08/2218	Lågåssild	2	21.7	79	2.34	-29.7	12.8																			
5742	08/2219	Lågåssild	2	21.9	76	2.42	-29.6	13.1																			
5743	08/2220	Lågåssild	2	21.0	71	2.54	-29.7	13.2																			
5744	08/2221	Lågåssild	2	22.0	84	2.66	-29.6	13.2																			
5745	08/2222	Lågåssild	2	19.6	56	3.92	-30	13																			
5746	08/2223	Lågåssild	2	21.5	77	1.96	-29.6	13.2																			
5747	08/2224	Lågåssild	2	22.8	86	2.27	-30	13																			
5748	08/2225	Lågåssild	2	21.7	72	3.09																					
5749	08/2357	Krøkle	1	23.7	91	1.33	-26.9	14.4	0.833	0.01	0.17	0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01	0.07	0.04	0.09	0.1	0.03	0.25	0.15	0.44	0.23	0.02	
5750	08/2358	Krøkle	1	22.7	74	0.77	-26.4	14.5	1.123	<0.01	0.12	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.03	0.06	0.07	0.02	0.18	0.13	0.36	0.2	0.01	
5751	08/2359	Krøkle	1	21.3	58	0.87	-27.3	13.7	0.599	<0.01	0.12	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.06	0.03	0.06	0.07	0.03	0.18	0.13	0.3	0.15	<0.01	
5752	08/2360	Krøkle	1	22.2	69	1.01	-26.8	14.3	0.628	0.01	0.16	0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01	0.07	0.04	0.09	0.09	0.03	0.24	0.16	0.42	0.2	0.02	
5753	08/2361	Krøkle	1	23.0	82	1.38	-26.9	14.8	0.354	0.01	0.19	0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01	0.09	0.04	0.09	0.09	0.03	0.24	0.14	0.39	0.17	0.01	
5754	08/2362	Krøkle	1	22.5	75	0.77	-27	14.1	0.774	<0.01	0.09	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.02	0.04	0.06	0.02	0.14	0.11	0.26	0.15	0.01	
5755	08/2363	Krøkle	1	26.2	110	1.52	-27.4	14.1	0.592	0.02	0.31	0.02	0.07	0.04	0.02	<0.01	0.17	0.07	0.16	0.17	0.08	0.49	0.33	0.73	0.31	0.02	
5756	08/2364	Krøkle	1	22.5	70	1.65	-26.5	14.1	0.464	0.02	0.3	0.03	0.06	0.04	0.02	<0.01	0.16	0.06	0.14	0.14	0.08	0.42	0.26	0.55	0.23	0.03	
5757	08/2365	Krøkle	1	22.6	71	1.25	-26.6	14.1	0.668	0.01	0.13	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.06	0.03	0.07	0.09	0.03	0.22	0.15	0.37	0.21	0.03	
5758	08/2366	Krøkle	1	21.2	65	1.05	-27	14.5	0.359	<0.01	0.11	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.02	0.05	0.05	0.02	0.14	0.09	0.24	0.1	<0.01	
5759	08/2367	Krøkle	1	22.4	81	1.02	-26.9	14.4	0.843	<0.01	0.13	<0.01	0.03	0.01	<0.01	<0.01	0.06	0.04	0.08	0.12	0.05	0.28	0.22	0.46	0.29	0.04	
5760	08/2368	Krøkle	1	23.9	89	0.94	-27	14.9	0.687	<0.01	0.11	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.03	0.06	0.08	0.02	0.2	0.12	0.33	0.18	0.01	
5761	08/2369	Krøkle	1	22.5	70	0.91	-26.8	14.6	0.755	0.01																	

PID	PCB-11		PCB-12		PCB-13		PCB-14		PCB-15		PCB-16		PCB-17		PCB-18		PCB-18		PCB-18		PCB-19		PCB-20		ΣPCB7	ΣPCB8	2378-TCDD			
	8	2	3	Sum-PenCB	8	3	1	9	4	6	7	Sum-HexCB	0	3	7	9	Sum-HepCB	4	6	9	4	6	9	9				9		
5616	0.56	0.01	0.01	2.54	0.3	1.84	0.27	0.58	2.42	0.15	0.03	0.07	7.45	0.34	1.11	0.22	0.55	0.02	2.99	0.12	0.05	0.02	6.62	13.89						
5617	0.33	<0.01	<0.01	1.87	0.14	0.75	0.12	0.4	0.94	0.05	0.01	0.03	3.38	0.11	0.35	0.07	0.21	<0.01	1.07	0.04	0.02	<0.01	2.99	7.3						
5618	0.82	<0.01	<0.02	4.49	0.33	1.87	0.3	0.92	2.36	0.14	0.03	0.08	8.32	0.28	0.83	0.17	0.46	0.01	2.45	0.08	0.03	<0.01	7.31	17.35						
5619	1.37	0.01	0.03	7.61	0.55	3.1	0.48	1.42	3.95	0.22	0.04	0.13	13.72	0.46	1.35	0.28	0.8	0.02	4.06	0.14	0.05	0.02	12.16	28.71						
5620	0.72	<0.01	0.01	3.95	0.31	1.7	0.27	0.83	2.18	0.13	0.03	0.07	7.57	0.27	0.81	0.16	0.46	0.01	2.33	0.08	0.03	0.01	6.61	15.46						
5621	0.43	<0.01	<0.01	2.28	0.2	1.13	0.17	0.52	1.47	0.08	0.02	0.04	4.97	0.19	0.6	0.12	0.34	<0.01	1.78	0.07	0.03	<0.01	4.31	9.98						
5622	0.55	<0.01	0.01	2.91	0.23	1.3	0.21	0.61	1.7	0.1	0.02	0.06	5.79	0.2	0.65	0.13	0.36	<0.01	1.92	0.07	0.03	<0.01	5.1	11.9						
5623	0.4	<0.01	<0.01	2.03	0.19	1.1	0.17	0.42	1.47	0.09	0.02	0.05	4.65	0.2	0.69	0.13	0.33	<0.01	1.88	0.08	0.03	0.01	4.26	9.42						
5624	0.57	<0.01	0.01	2.99	0.27	1.56	0.23	0.66	2.03	0.12	0.02	0.07	6.77	0.28	0.84	0.17	0.47	0.01	2.45	0.1	0.04	0.01	5.88	13.48						
5625	0.51	<0.01	<0.01	1.59	0.23	1.12	0.19	0.6	1.7	0.09	0.02	0.05	4.01	0.22	0.66	0.14	0.34	<0.01	1.36	0.07	0.03	0.01	4.79	7.6						
5626	0.68	<0.01	0.01	3.68	0.28	1.65	0.24	0.78	2.11	0.12	0.02	0.07	7.2	0.27	0.76	0.17	0.48	0.01	2.37	0.09	0.03	0.01	6.31	14.68						
5627	0.52	<0.01	0.01	3.04	0.22	1.19	0.19	0.68	1.52	0.08	0.02	0.05	5.51	0.19	0.53	0.12	0.35	<0.01	1.67	0.06	0.02	<0.01	4.78	11.77						
5628	0.39	<0.01	<0.01	2.18	0.17	0.95	0.14	0.46	1.21	0.07	0.01	0.04	4.2	0.15	0.43	0.09	0.27	<0.01	1.33	0.05	0.02	<0.01	3.69	8.75						
5629	0.62	<0.01	0.01	3.35	0.27	1.47	0.23	0.67	1.89	0.11	0.02	0.06	6.55	0.23	0.66	0.15	0.4	<0.01	2.03	0.07	0.03	0.01	5.65	13.24						
5630	0.46	<0.01	<0.01	2.39	0.22	1.33	0.2	0.57	1.78	0.1	0.02	0.06	5.82	0.25	0.79	0.16	0.45	0.01	2.29	0.1	0.04	0.01	5.09	11.61						
5631	0.67	<0.01	0.01	3.1	0.36	2.1	0.31	0.75	2.79	0.16	0.03	0.09	8.76	0.39	1.21	0.24	0.65	0.02	3.43	0.15	0.06	0.02	7.56	16.28						
5632	0.9	<0.01	0.02	4.79	0.4	2.3	0.36	1.04	2.93	0.17	0.03	0.09	10.11	0.37	1.09	0.24	0.64	0.02	3.27	0.11	0.03	0.01	8.6	19.83						
5633	0.41	<0.01	<0.01	2.37	0.18	0.96	0.15	0.52	1.21	0.07	0.01	0.04	4.34	0.14	0.43	0.09	0.26	<0.01	1.29	0.05	0.02	<0.01	3.79	9.22						
5634	0.32	<0.01	<0.01	1.54	0.16	0.98	0.15	0.35	1.37	0.08	0.01	0.04	4.19	0.21	0.67	0.12	0.31	<0.01	1.73	0.08	0.03	0.01	3.76	8.08						
5635	0.95	<0.01	0.02	4.51	0.43	2.54	0.38	0.85	3.27	0.19	0.04	0.11	10.37	0.46	1.3	0.26	0.69	0.02	3.74	0.12	0.05	0.02	9.26	19.89						
5729	0.43	<0.01	<0.01	2.19	0.22	1.23	0.18	0.49	1.69	0.1	0.02	0.05	5.35	0.27	0.86	0.16	0.43	0.01	2.29	0.11	0.04	0.01	4.77	10.93	<0.02					
5730	0.62	<0.01	0.01	3.2	0.35	1.73	0.26	0.62	2.35	0.14	0.02	0.07	7.55	0.36	1.05	0.21	0.57	0.02	3	0.15	0.04	0.01	6.7	15.06	<0.03					
5731	0.39	<0.01	<0.01	2.3	0.21	0.96	0.15	0.49	1.26	0.07	0.01	0.04	4.48	0.11	0.47	0.11	0.3	<0.01	1.48	0.06	0.02	<0.01	3.82	9.35	<0.02					
5732	0.58	<0.01	0.01	3.07	0.38	1.6	0.25	0.61	2.29	0.13	0.02	0.07	7.19	0.35	1.06	0.21	0.55	0.02	3.03	0.18	0.04	0.01	6.4	14.6	<0.03					
5733	1.22	<0.01	0.02	5.97	0.78	3.65	0.54	1.25	4.81	0.28	0.05	0.15	15.65	0.7	1.91	0.41	1.1	0.03	5.77	0.24	0.07	0.02	13.12	29.04	<0.06					
5734	0.67	<0.01	0.01	3.72	0.52	1.96	0.29	0.77	2.56	0.14	0.02	0.07	8.52	0.37	1.03	0.21	0.54	0.01	3.1	0.16	0.03	0.01	7.28	16.87	<0.02					
5735	0.64	<0.01	0.01	3.42	0.44	1.86	0.29	0.71	2.54	0.15	0.03	0.08	8.47	0.38	1.1	0.22	0.57	0.02	3.27	0.18	0.04	0.01	7.09	16.45	<0.04					
5736	0.65	<0.01	0.01	1.96	0.42	1.85	0.29	0.69	2.57	0.15	0.03	0.08	6.08	0.41	1.18	0.23	0.56	0.02	2.4	0.18	0.04	0.02	7.18	11.23	<0.07					
5737	0.58	<0.01	0.01	1.81	0.38	1.56	0.24	0.67	2.06	0.12	0.02	0.07	5.12	0.31	0.87	0.18	0.45	0.01	1.83	0.13	0.03	0.02	6	9.57	<0.03					
5738	0.82	<0.01	0.02	2.55	0.55	2.19	0.34	1	2.84	0.16	0.03	0.09	7.18	0.4	1.09	0.25	0.63	0.01	2.38	0.16	0.04	0.02	8.18	13.07	<0.02					
5739																											<0.02			
5740																												<0.04		
5741																													<0.03	
5742																													<0.03	
5743																													<0.02	
5744																													<0.02	
5745																													<0.02	
5746																													<0.03	
5747																													<0.02	
5748																													<0.03	
5749	0.54	0.04	0.01	1.43	0.28	1.41	0.26	0.7	2.24	0.12	0.02	0.08	5.11	0.24	0.81	0.2	0.6	0.01	1.86	0.14	0.03	0.02	5.55	8.91						
5750	0.45	<0.01	<0.01	1.16	0.24	1.23	0.22	0.61	1.95	0.11	0.02	0.07	4.45	0.21	0.72	0.18	0.49	0.01	1.61	0.12	0.02	0.01	4.79	7.6						
5751	0.36	<0.01	<0.01	0.95	0.17	0.92	0.16	0.47	1.38	0.08	0.01	0.05	3.24	0.34	1.16	0.27	0.74	<0.01	2.52	0.06	0.04	<0.01	4.21	7.07						
5752	0.47	<0.01	<0.01	1.28	0.23	1.21	0.21	0.61	1.74	0.1	0.02	0.06	4.17	0.18	0.57	0.15	0.42	<0.01	1.32	0.09	0.02	0.01	4.52	7.2						
5753	0.41	<0.01	<0.01	1.13	0.19	0.99	0.17	0.52	1.43	0.08	0.02	0.05	3.46	0.15	0.47	0.12	0.33	<0.01	1.08	0.08	0.02	0.01	3.81	6.11						
5754	0.35	<0.01	<0.01	0.89	0.18	0.93	0.16	0.43	1.42	0.08	0.02	0.05	3.27	0.16	0.5	0.12	0.36	<0.01	1.15	0.09	0.02	0.01	3.52	5.61						
5755	0.79	<0.01	0.02	2.21	0.36	1.92	0.31	0.95	2.6	0.15	0.03	0.09	6.4	0.26	0.8	0.22	0.63	0.01	1.92	0.13	0.02	0.02	7.07	11.36						
5756	0.58	<0.01	0.01	1.66	0.25	1.38	0.22	0.7	1.8	0.1	0.02	0.06	4.53	0.18	0.53	0.14	0.37	<0.01	1.22	0.07	0.01	0.01	5.05	8.09						
5757	0.48	<0.01	0.01	1.25	0.25	1.32	0.23	0.61	2.01	0.11	0.02	0.07	4.64	0.22	0.73	0.18	0.49	0.01	1.63	0.13	0.03	0.02	5.01	7.97						
5758	0.25	<0.01	<0.01	0.69	0.12	0.62	0.11	0.37	0.9	0.05	0.01	0.03	2.22	0.11	0.38	0.09	0.26	<0.01	0.85	0.05	0.01	0.01	2.46	4.02						
5759	0.69	<0.01	0.02	1.71	0.36	1.89	0.32	0.83	2.86	0.16	0.03	0.1	6.55	0.39	1.26	0.32	0.88	0.02	2.87	0.16	0.03	0.02	7.26	11.69						
5760	0.42	0.04	0.01	1.1	0.21	0.93	0.2	0.52	1.8	0.1	0.02	0.06	3.83	0.22	0.79	0.18	0.49	0.01	1.68	0.09	0.03	0.01	4.34	7						
5761	0.53	0.04	<0.01	1.42	0.24	1.14	0.25	0.61	2.07	0.12	0.02	0.07	4.51																	

PID	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDCS	PFBS 2	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDCa	PFUnA	SCCP	MCCP
5616	<0.44	<0.31	2.06	<0.28	<1.95	<1.33	<1.82	<2.51	<2.07	<3.81	<3.25	160	3.6
5617	<0.29	<0.19	0.98	0.26	<1.31	<1.32	<1.05	<1.23	<3.47	<1.01	<1.01	20.8	4.4
5618	<0.3	<0.16	0.5	0.17	<1	<1.71	<1.32	<1.47	<1.75	<0.92	<1.11	45	1.6
5619	<0.24	<0.14	1.02	<0.17	<1.13	<1.15	<1.31	<0.97	<1.01	<0.9	<0.97	32.3	1.8
5620	<0.32	<0.21	1.28	<0.17	<0.91	<1.01	<1.04	<1.03	<0.78	<0.77	<0.78	19.3	<0.06
5621	<0.33	<0.23	0.39	<0.2	<1.14	<1.39	<1.23	<1.18	<1.03	<0.87	<0.87	13.4	1.1
5622	<0.3	<0.2	1.21	<0.18	<1.4	<1.45	<1.09	<1.33	<1.3	<1.07	<1.12	8.6	0.5
5623	<0.2	<0.14	0.84	<0.13	<1.03	<1.26	<1.01	<0.95	<1.02	<0.75	<0.88	9.8	0.7
5624	<0.24	<0.14	1.15	<0.13	<1.06	<0.84	<0.93	<1.01	<0.75	<0.66	<1.06	8	0.8
5625	<0.25	<0.13	0.52	<0.15	<1.08	<1.16	<1.41	<0.96	<0.84	<0.76	<0.83	64	<0.42
5626	<0.39	<0.25	1.42	0.32	<1.58	<1.53	<1.41	<1.47	<4.06	<1.29	<1.38	16.7	2.1
5627	<0.34	<0.21	1.43	<0.21	<1.32	<1.2	<1.22	<1.51	<1.04	<0.95	<1.25	10.7	0.8
5628	<0.35	<0.18	1.49	<0.19	<1.25	<1.45	<1.23	<1.32	<0.97	<0.91	<1.01	11.6	0.7
5629	<0.41	<0.21	1.81	<0.28	<1.42	<1.41	<1.46	<1.78	<1.39	<1.06	<1.21	6	1.1
5630	<0.23	<0.13	0.58	<0.13	<1	<1.17	<1.22	<0.94	<0.75	<0.58	<0.76	3.5	<0.1
5631	<0.25	<0.15	1.2	<0.14	<1.18	<1.11	<1.09	<1	<0.76	<0.84	<1.05	12.9	7.6
5632	<0.27	<0.16	0.88	<0.15	<0.94	<1.07	<1.1	<0.94	<1.71	<0.74	<0.82	10.7	0.9
5633	<0.35	<0.18	0.79	<0.19	<1.09	<1.05	<1.18	<1.26	<0.99	<0.86	<0.96	11.9	12.1
5634	<0.29	<0.17	0.44	<0.16	<1.09	<1.43	<1.22	<1.12	<1.04	<0.98	<0.95	7	0.8
5635	<0.26	<0.29	1.32	<0.16	<1.07	<1.29	<1.33	<1	<1.04	<0.97	<1.05	10.8	6.5
5729													
5730													
5731													
5732													
5733													
5734													
5735													
5736													
5737													
5738													
5739													
5740													
5741													
5742													
5743													
5744													
5745													
5746													
5747													
5748													
5749	<0.17	<0.11	4.14	0.12		<0.79	<1	<0.86	0.51	1.71	<2.4	14.6	9.8
5750	<0.14	<0.09	4.64	0.14		<1.34	<1.64	<1.52	0.68	1.66	2.68	6	3.1
5751	<0.35	<0.18	<3.57	<0.2		<5.21	<8.81	<6.52	<1.14	<2.15	<4.41	23.9	8.9
5752	<0.38	<0.1	2.77	<0.11		<1.14	<1.12	<1.17	<0.78	<1.59	<1.97	4.8	<0.4
5753	<0.24	<0.11	2.55	<0.12		<1.89	<1.97	<1.58	<0.81	<1.39	<2.84	9.4	3.3
5754	<0.28	<0.11	8.9	<0.11		<1.38	<2.02	<1.31	<0.92	<1.57	<2.16	2.1	<0.1
5755	<0.23	<0.12	3.8	<0.12		<1.42	<1.99	<1.24	<0.95	<1.17	<2.37	3.3	<0.06
5756	<0.46	<0.19	6.64	<0.21		<3.25	<3.19	<3.13	<1.11	<2.02	<3.92	4.2	<0.07
5757	<0.16	<0.07	3.02	0.12		<0.83	<1.24	<1.03	0.71	2.37	5.19	6.9	<0.12
5758	<0.2	<0.07	6.36	0.06		<0.98	<0.94	<0.73	0.41	0.83	3.3	6.3	<0.12
5759	<0.16	<0.12	5.86	<0.11		<1.71	<1.67	<1.4	0.71	1.78	4.98	7.2	<0.13
5760	<0.19	0.08	5.97	<0.14		<1.19	<1.55	<1.59	1.14	1.34	5.65	1.5	1.1
5761	<0.21	<0.13	6	0.16		<1.35	<1.61	<1.44	<0.81	2.13	4.47	8.1	0.8
5762	<0.21	<0.11	2.78	0.14		<1.14	<1.56	<1.33	<0.58	1.18	1.89	12.4	<0.08
5763	<0.17	<0.12	4.86	0.08		<6.57	<6.05	<6.86	<0.62	2.29	3.49	37	8.6
5764	<0.24	<0.16	6.76	0.19		<6.22	<8.02	<8.28	0.91	2.17	<3.03	18	<0.3
5765	<0.16	<0.1	2.43	<0.11		<1.01	<0.94	<1.42	<0.47	<0.95	2.57	11.5	<0.12
5766	<0.21	<0.14	4.57	0.14		<1.26	0.38	<1.31	0.46	1.59	6.4	6.7	<0.09
5767	<0.18	<0.12	5.78	0.13		<1.16	<1.28	<1.21	0.78	2.53	6.09	4.8	<0.13
5768	0.24	<0.14	2.07	<0.16		<1.43	<1.16	<1.28	<0.93	1.06	1.49	11	<0.09
5769													
5770													
5771													
5772													
5773													
5774													
5775													
5776													
5777													
5778													
5779													
5780													
5781													
5782													
5783													
5844													
5845													
5846													
5847													
5848													
6308	<0.36	<0.16	3.85	<0.1	<1.03	<1.15	<0.99	<1.11	<1.41	<1.85	3.34	8.7	0.4
6309	<0.24	<0.13	2.76	<0.1	<1.06	<0.84	<1.2	<1.03	<1.04	<2.12	1.79	48	0.4
6310	<0.26	<0.14	2.81	<0.1	<0.89	<0.91	<0.83	<1.02	<1.18	<2.07	2.37	7.9	<0.5
6311	<0.19	<0.13	3.3	<0.93	<0.95	<0.73	<0.96	<0.99	<0.86	<0.1	2.1	5.3	<0.2
6312	<0.33	0.17	3.74	0.14	<1.19	<1.1	<1.29	<1.4	<1.08	<1.99	1.91	4.9	<0.2
6313	<0.32	<0.14	2.42	<0.08	<0.75	<0.84	<0.95	<0.79	<1.05	<2.32	1.58	3.3	2.3
6314	<0.45	<0.18	0.96	<0.11	<1.22	<1.49	<1.22	<1.62	<1.41	<2.59	<2.78	4.5	2.4
6315	<0.28	<0.21	0.82	<0.14	<1.17	<1.3	<1.62	<1.45	<1.52	<3.24	<2.45	3.2	1.1
6316	<0.28	<0.22	4.78	<0.12	<1.04	<1.75	<1.36	<1.79	<1.17	<3.43	3.33	5.4	1
6317	<0.2	<0.16	5.5	0.13	<0.69	<1.75	<0.68	<0.8	<0.78	1.34	5.43	6.6	0.6
6318	<0.16	<0.15	2.82	0.08	<0.85	<0.81	<0.94	<0.95	<0.89	<2.98	2.92	6.2	0.5
6319	<0.25	<0.15	2.5	<0.13	<1.12	<0.82	<1.1	<1.46	<1.04	<2.16	1.71	9.9	1.3
6320	<0.21	<0.15	2.95	<0.11	<1.31	<1.18	<1.06	<1.38	<1.24	<2.47	<2.51	10.2	<0.27
6321	<0.29	<0.81	1.49	<0.14	<1.34	<1.05	<1.44	<1.4	<1.22	<3.2	<2.18	6.7	2
6322	<0.21	<0.22	3.75	<0.13	<1.24	<1.19	<1.22	<1.48	<0.93	<3.13	2.18	58	2.5
6323	<0.18	<0.11	1.96	<0.08	<0.77	<0.66	<0.89	<0.92	<1.11	<2.72	2.07	11	<0.08
6324	<0.25	<0.12	3.27	<0.1	<0.95	<1.01	<0.91	<1.11	<0.96	<1.72	3.71	7	0.6
6325	<0.26	<0.12	0.91	<0.1	<0.99	<0.79	<1.17	<1.06	<1.86	<1.73	<1.41	3.3	<0.12
6326	<0.19	<0.1	0.38	<0.11	<0.74	<0.76	<0.57	<0.59	<0.64	<0.86	<0.51	14.4	0.6
6327	<0.22	<0.14	0.71	<0.14	<0.86	<0.99	<0.63	<0.74	<0.75	<0.86	<0.68	10.5	<0.1
6328	<0.22	0.05	1.56	<0.1		<0.96	<1.86	<1.08	<0.53	<1.36	<3	12.8	0.5
6329	<0.27	<0.12	1.91	<0.12		<1.02	<1.54	<1.05	<0.78	<2.06	<2.6	20	1.7


Statlig program for forurensningsovervåking

Statens forurensningstilsyn (SFT)

Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo - Besøksadresse: Strømsveien 96



Telefon: 22 57 34 00 - Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@sft.no - Internett: www.sft.no

Utførende institusjon NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5506-5
-------------------------------	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson SFT Jon Fuglestad	TA-nummer TA-2483/2009
---	------------------------------------	---------------------------

År 2009	Sidetall 49 + vedlegg	SFTs kontraktnummer 5008128/5008133
------------	--------------------------	--

Utgiver NIVA	Prosjektet er finansiert av SFT
-----------------	------------------------------------

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

Tittel Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa – 2008. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv. Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa – 2008. Brominated flame retardants (PBDE, HBCDD), PCB, dioxins, chlorinated parafins, perfluorinated alkylated substances and mercury.
--

Sammendrag Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB, dioksiner, klorerte parafiner, perfluorerte stoffer og kvikksølv er analysert i prøver av fisk (ørret, lågåsild og krøkle) og zooplankton (<i>Mysis relicta</i>) fra Mjøsa, 2008. Resultatene er sammenholdt mot tidligere data fra SFTs overvåkningsprogram, samt data fra andre forsknings- og overvåkningsprosjekter. Resultatene viser at det i løpet av de siste 4–6 årene har skjedd en reduksjon i konsentrasjonene av flammehemmerene PBDE og HBCD i fisk og zooplankton. Konsentrasjonene av PBDE i lågåsild er under nivået som ble funnet i prøver fra 1997, omtrent da de store tilførslene startet. For PCB synes nivåene i fisk å ha vært forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet. Midlere konsentrasjon av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret (2,1 kg) var 2,4 pg TE/kg våtvekt, dvs. under omsetningsgrensen på 8 pg TE/kg våtvekt. Konsentrasjonen av kvikksølv i fisk har gått betydelig ned siden de høye nivåene på 1960- og 1970-tallet, men for ørret kan det registreres en viss økning i 2006–2008 sammenliknet med data fra de foregående ti år. For ørret fisket i 2006–2008 er det overveiende sannsynlig at kvikksølvkonsentrasjonen overskrider omsetningsgrensen på 0,5 mg for fisk større enn 55 cm eller 1,9.
--

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

Statens forurensningstilsyn

Postboks 8100 Dep,

NO 0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@sft.no

Bestilling: www.sft.no/skjema.html

