



Statlig program for forurensningsovervåking

Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv

# MILJØGIFTER I FISK OG ZOOPLANKTON I MJØSA – 2007

1010

2007







**Statlig program for forurensningsovervåking**

SPFO-rapport: 1010/2007  
TA-2355/2007  
ISBN 978-82-577-5276-7

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)  
Utførende institusjon: NIVA

**Miljøgifter i fisk og  
zooplankton i Mjøsa -  
2007**

Rapport  
1010/2007

Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og  
kvikksølv



NIVA prosjektnummer: O-27402  
NIVA rapport nr: OR 5541-2008



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5817 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Midt-Norge**

Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86  
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa – 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv.	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	5541-2008	januar 2008
Forfatter(e) Eirik Fjeld (NIVA), Ellen Katrin Enge (NILU), Amund Maage (NIFES), Gösta Kjellberg (NIVA), Sigurd Øxnevad (NIVA), Radka Ptacnikova (NIVA)	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-27402	33 s. + vedlegg
	Fagområde	Distribusjon
	Overvåkning	Fri
	Geografisk område	Trykket
	Øst-Norge	NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn, SFT	Oppdragsreferanse 3007112, 3007019
--	---------------------------------------

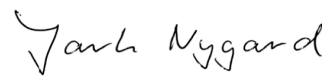
**Sammendrag**

Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv er analysert i prøver av fisk (ørret, lågåsild og krøkle) og zooplankton (*Mysis relicta* og daphnider) fra Mjøsa, 2007. 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 3–5 årene har skjedd en reduksjon i konsentrasjonene av flammehemmerene PBDE og HBCD i fisk og zooplankton. For PCB synes nivåene i fisk å være forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet. 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 2006/2007 sammenliknet med data fra de foregående ti år. For ørret fisket 2006/2007 er det overveiende sannsynlig at kvikksølvkonsentrasjonen overskrider omsetningsgrensen på 0,5 mg for fisk større enn 55 cm eller 1,9 kg.

Fire norske emneord 1. persistente organiske miljøgifter 2. kvikksølv 3. fisk 4. ferskvann	Fire engelske emneord 1. persistent organic pollutants 2. mercury 3. fish 4. freshwater
--	---

  
Eirik Fjeld  
Prosjektleder

  
Brit Lisa Skjelkvåle  
Forskningsleder

  
Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør



## 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, 2007. Det har vært analysert for ulike bromerte flammehemmere (PBDE og HBCDD), PCB 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), 171570 (ToxLake) og 181919 (MysisTox). Vi har ved hjelp av dette datamaterialet bygget opp tidsserier som dokumenterer utviklingen av miljøgifter i fisk og zooplankton.

Gøsta Kjellberg og Einar M. Brevik ved NIVA har bidratt med tidligere upublisert materiale på kvikksølv og PCB.

Amund Måge, NIFES, har vært ansvarlig for kvikksølvanalysene på individuelle fisk fra 2005 og 2006, gjennom NFR-prosjektet ToxLake.

Feltarbeidet og prøvetakning av biologisk materiale fra 2007 har vært gjort av personell fra NIVA (Jarl Eivind Løvik, Radka Ptacnikova, Atle Rustadbakken, Sigurd Øxnevad 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 seniorrådgiver Jon L. Fuglestad.

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

Oslo, januar 2008

Eirik Fjeld  
Forsker





## Innhold

<b>1. Sammendrag</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Extended abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>3. Innledning</b> .....	<b>6</b>
<b>4. Materiale og metoder</b> .....	<b>7</b>
<b>5. Miljøgifter i fisk, 2007</b> .....	<b>8</b>
5.1 Konsentrasjoner av ulike miljøgifter .....	8
5.2 Samvariasjon mellom miljøgifter.....	10
<b>6. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling</b> .....	<b>12</b>
6.1 PBDE i ørret.....	12
6.2 PBDE i lågåsild .....	15
6.3 PBDE i krøkle .....	17
6.4 HBCDD i fisk.....	18
6.5 PCB i fisk.....	19
<b>7. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling</b> .....	<b>21</b>
7.1 Ørret.....	21
7.2 Krøkle .....	24
7.3 Lågåsild.....	27
<b>8. Miljøgifter i zooplankton/krepsdyr</b> .....	<b>29</b>
8.1 PBDE i zooplankton/krepsdyr.....	29
8.2 HBCDD i zooplankton/krepsdyr .....	30
8.3 PCB og kvikksølv zooplankton/krepsdyr .....	31
<b>9. Referanser</b> .....	<b>32</b>



## 1. Sammendrag

Som et ledd i SFTs overvåkning av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa, høsten 2007. Prøvene ble analysert for bromerte flammehemmere av typen PBDE og HBCDD, samt for PCB og kvikksølv ved NILUs analyselaboratorium. Det er analysert på individuelle prøver av ørret, lågåsild og krøkle, i motsetning til tidligere år hvor det har vært analysert på blandprøver av flere fisk.

For å belyse utviklingen i forurensningssituasjonen er resultatene fra 2007 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 3–5 årene har skjedd en reduksjon i konsentrasjonene av flammehemmerene PBDE og HBCDD i fisk og zooplankton. For PCB synes nivåene i fisk å være forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet. 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 2006/2007 sammenliknet med data fra de foregående ti år.

### **PBDE — polybromerte difenyletere**

Midlere konsentrasjoner av  $\Sigma$ PBDE9 (ni viktige kongenerer) i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2007 var henholdsvis 64,8, 28,8 og 10,7 ng/g våtvekt. De dominerende kongenerene var BDE-47, -99, og -100. Samlet utgjorde disse mellom ca 80–90% av  $\Sigma$ PBDE9, men andelen av BDE-99 varierte betydelig mellom artene. Lågåsild hadde høyest andel av BDE-99 (23%), deretter fulgt av ørret (12%), mens den i liten grad var tilstede hos krøkle (3%).

Trendanalyser viste en statistisk signifikant reduksjon ( $p < 0,05$ ) i konsentrasjonen av PBDE på våtvektsbasis for alle tre fiskeartene. For ørret ble midlere konsentrasjon av  $\Sigma$ PBDE7 (sju viktige kongenerer) for en fisk på omlag 2,8 kg fra 207 ng/g våtvekt i år 2000 redusert til 56 ng/g våtvekt i 2007. For lågåsild (middelvekt ca. 50–70 g) har konsentrasjonen falt fra sitt maksimum på 82 ng/g våtvekt i 2002 og til 28 ng/g våtvekt i 2007. For krøkle, hvor vi har sammenliknbare data for perioden 2005–2007 (middelvekt  $\approx$  80 g), har konsentrasjonen falt fra 112 til 18 ng/g våtvekt.

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 Brøttum, nord i Mjøsa, har konsentrasjonen i perioden 2005–2007 sunket fra 26,2 til 4,3 ng/g våtvekt. Ved Skreia, midtfjords i Mjøsa, har konsentrasjonen i samme periode sunket fra 6,8 til 3,4 ng/g våtvekt. For daphnier (vannlopper) var konsentrasjonene vesentlig lavere, men ved Skreia hadde det skjedd en reduksjon i perioden 2005–2007 fra 1,7 til 0,5 ng/g våtvekt. For stasjonen ved Brøttum var konsentrasjonene nær uforandret og lå omkring 0,5 ng/g våtvekt.

### **HBCDD — heksabromocyclododekan**

Midlere konsentrasjon av HBCDD i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2007 var henholdsvis 9,8, 7,0 og 1,9 ng/g våtvekt. Konsentrasjonen ble dominert av  $\alpha$ -isomerer, mens  $\gamma$ -isomerer kun forekom i små mengder. I de tekniske blandinger av HBCDD dominerer  $\gamma$ -isomerer,

men den lave tilstedeværelsen av denne i fisk kan forklares med en bioisomerisering av denne til  $\alpha$ -HBCDD.

For ørret (middelvekt  $\approx$  2 kg) var det en statistisk signifikant synkende trend, fra 51,0 ng/g våtvekt i 2004 til 9,8 ng/g våtvekt i 2007 ( $p = 0,04$ ). For lågåsild og krøkle sank konsentrasjonen i perioden 2005–2007 fra henholdsvis 10,7 til 7,0 ng/g våtvekt og 8,8 til 3,6 ng/g våtvekt (ingen signifikant trend).

For *Mysis* sank konsentrasjonen av  $\alpha$ -HBCDD i perioden 2005–2007 noe ved begge stasjonene: ved Brøttum fra 2,1 og til 1,0 ng/g våtvekt, mens den ved Skreia sank fra 2,5 til 1,7 ng/g våtvekt. For daphnier var konsentrasjonene lave (0,025–0,70 ng/g våtvekt) og varierte usystematisk.

### PCB — polyklorerte bifenyler

De høyeste konsentrasjonene av  $\sum$ PCB7, 75–93 ng/g våtvekt, ble funnet hos storvokst ørret (middelvekt: 3,5–10,2 kg) fanget i perioden 1998–2002. For perioden 2001–2007, hos noe mindre fisk (middelvekt: 1,9–2,7 kg), varierte konsentrasjonen usystematisk mellom 13,1–19,1 ng/g våtvekt.

For lågåsild ble det på 1990-tallet rapportert om konsentrasjoner av  $\sum$ PCB7 på omlag 50 ng/g våtvekt, mens den i perioden 2003–2007 varierte mellom 5,8–12,3 ng/g våtvekt. Hos krøkle fanget mellom 2005–2007 varierte mellom 10,8–7,4 ng/g våtvekt.

Konsentrasjonen av  $\sum$ PCB7 hos *Mysis* og daphnier fanget i 2007 var henholdsvis omlag 2,5 og 0,5 ng/g våtvekt.

### Hg – kvikksølv

Midlere konsentrasjoner av kvikksølv i ørret, lågåsild og krøkle fanget i 2007 var henholdsvis 0,55, 0,18 og 0,37 mg/kg våtvekt. For ørret og krøkle viste konsentrasjonen en økning med fiskens størrelse. For lågåsild, hvor prøvematerialet besto av fisk av omlag samme størrelse, kunne det ikke påvises noen sammenheng med fiskestørrelse.

For ørret finnes det et større datamateriale på kvikksølvkonsentrasjoner for perioden 1979–2007. Sammenlikninger av lengdejusterte middelvekter ( $\approx$  56 cm) viste konsentrasjonene hadde falt betydelig fra 1,39 mg/kg i en undersøkelse fra 1979–80 og til 0,46 mg/kg i en undersøkelse fra 1982–84. Deretter var det en svakt avtagende trend fram til 2005 (0,36 mg/kg), hvor så konsentrasjonene i 2006 og 2007 økte brått til et noe høyere nivå (henholdsvis 0,57 og 0,49 mg/kg). Basert på materialet fra 2006 og 2007 er det overveiende sannsynlig at omsetnings-grensen på 0,5 mg/kg overskrides når fisken når en størrelse på omlag 55 cm eller 1,9 kg. Årsaken til økningen de to siste årene er uviss, men en hypotese kan være endringer i dietten.

For lågåsild av konsumstørrelse har midlere kvikksølvkonsentrasjonen sunket fra sitt maksimumsnivå på 0,24 mg/kg i 1967–68 til et nivå på omlag 0,12–0,16 mg/kg. For krøkle hadde de lengdejusterte middelvekter ( $\approx$  13 cm) sunket fra 0,48 mg/kg i 1967 til 0,14 mg/kg for 2007.

Kvikksølvkonsentrasjonene i *Mysis* og daphnier var henholdsvis 2,4–2,7 mg/kg og 0,4–0,6 mg/kg.

## 2. Extended abstract

Title: Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa – 2007

Year: 2007

Authors: Eirik Fjeld (NIVA), Ellen Katrin Enge (NILU), Amund Maage (NIFES), Gösta Kjellberg (NIVA), Sigurd Øxnevad (NIVA), Radka Ptacnikova (NIVA)

Source: Norwegian Pollution Control Authority SFT report TA-2349/2007.

ISBN NO: 978-82-577-5276-7

### Background and objectives

Lake Mjøsa has been the recipient for a multitude of environmental contaminants, both classical and emerging, less studied pollutants. This deep fjord lake is the largest lake in Norway (surface area: 365 km<sup>2</sup>, average depth: 153 m, max. depth: 449 m). It is a valuable environmental resource, both recreational and as a water drinking reservoir for the surrounding towns and communities.

In the 1960s, about 2.5 metric tonnes of organic mercury from the paper industry were discharged to the lake, causing a dramatic increase in the mercury levels in fish (Underdahl 1970, Sandlund *et al.* 1981). In the 1990s it was revealed that significant amounts of PCB-containing oils leached to the aquatic environment from a railway workshop, probably contributing to high PCB concentrations in fish (Kjellberg and Løvik 2002). During the late 1990s and early 2000s, a textile factory located at the main inlet river in the northern part of the lake, discharged brominated flame retardants (PBDE and HBCDD) to the lake through the municipality drainage and waste water system. This resulted in a widespread contamination of fish and sediments.

Here, we report the results of 2007 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*; vendace, *Coregonus albula*; smelt, *Osmerus eperlanus*) and zooplankton (*Mysis relicta* and daphnids) were analyzed for brominated flame retardants (PBDE, HBCDD), PCB and mercury. The analyses this year were done on samples from individual fishes, in contrast to previous years where pooled samples were analyzed.

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 64.8, 28.8 and 10.7 ng/g w.w. (wet weight), respectively. The mean weight of the individuals sampled were: 2069 g (brown trout), 75 g (vendace) and 52 g (smelt). 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 (23%), followed by trout (12%) and smelt (3%).

Trend analyses (Mann Kendall tests) proved a statistically significant reduction ( $p < 0.05$ ) in PBDE concentration for all three species. Mean concentration of  $\sum$ PBDE7 (seven congeners) in a trout of about 2.8 kg was reduced from 207 ng/g w.w. in 2000 to 56 ng/g w.w. in 2007.

For vendace, ( $\approx 50\text{--}70$  g), the concentration was reduced from its maximum of 82 ng/g in 2002 to 28 ng/g in 2007. For comparable sized smelts (mean weight  $\approx 80$  g), the concentration was reduced from 112 ng/g in 2005 to 18 ng/g in 2007.

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 Brøttum station, north in the lake, the concentration was reduced during the years 2005–2007 from 26.2 to 4.3 ng/g w.w. At the Skreia station, in the central part of the lake, the concentration was reduced from 6.8, to 3.4 ng/g w.w.

### **HBCDD — heksabromocyclododekan**

Mean HBCDD concentration in brown trout, vendace and smelt, caught in 2007, were 9.8, 7.0 and 1.9 ng/g w.w. (wet weight), respectively. The concentrations were dominated by the  $\alpha$ -isomere, whereas the  $\gamma$ -isomere only existed in small amounts. In technical HBCDD products the  $\gamma$ -isomere is prevailing, but the low presence of this congener in fish may be explained by bioisomerization of this to  $\alpha$ -HBCDD.

A statistically significant decreasing trend in the HBCDD concentration was found for brown trout, from 51.0 ng/g w.w. in 2004 to 9.8 ng/g in 2007 (Mann Kendall test,  $p = 0.04$ ). For vendace and smelt the concentrations in 2005–2007 decreased from 10.7 to 7.0 ng/g w.w. and 8.8 to 3.6 ng/g w.w., respectively (no statistically significant trend).

The concentration of  $\alpha$ -HBCDD in the planktonic crustacean *M. relicta* decreased somewhat during 2005–2007 at both stations: 2.1–1.0 ng/g w.w. at Brøttum and 2.5–1.7 ng/g w.w. at Skreia. The concentrations in the daphnids were low and varied unsystematically (0.025–0.70 ng/g w.w.).

### **PCB — polychlorinated biphenyls**

The highest concentrations of  $\sum\text{PCB7}$ , 75–93 ng/g w.w., were found in pooled samples of large brown trout (mean weight: 3.5 – 10.2 kg), caught between 1998–2002. During 2001–2007, in somewhat smaller fish (mean weight: 1.9 – 2.7 kg), the concentration varied unsystematically between 12–19 ng/g w.w.

In vendace, the concentration of  $\sum\text{PCB7}$  were about 50 ng/g w.w. in the 1990s, whereas it varied between 5.8–12.3 ng/g w.w. during 2003–2007. In smelt fished in 2005–2007, it varied between 10.8–7.4 ng/g w.w.

The  $\sum\text{PCB7}$  concentration in *M. relicta* and daphnids sampled in the autumn of 2007 were about 2.5 and 0.5 ng/g w.w., respectively.

### **Hg – mercury**

Mean mercury concentrations in brown trout, vendace and smelt, caught in 2007, were 0.55, 0.18 and 0.37 mg/kg w.w., respectively.

In brown trout, the length adjusted mean mercury concentrations (mean length  $\approx$  56 cm) was reduced from 1.39 mg/kg in a survey from 1979–1980 to 0.46 mg/kg in survey carried out in 1982–1984. A small decreasing trend was found up to 2005 (0.36 mg/kg), but then the concentrations in 2006 and 2007 showed a distinct increase (0.57 and 0.49 mg/kg, respectively).

In vendace, the mercury level of consumption sized fish ( $\approx$  70–75 g) was reduced from 0.24 mg/kg in 1967–1968 to about 0.12–0.16 in 2005–2007. In smelt, length adjusted mean concentrations ( $\approx$  13 cm) was reduced from 0.48 mg/kg in 1967 to 0.14 mg/kg in 2007.

In *M. relicta* and daphnids the mercury concentrations in 2007 were about 2.4–2.7 mg/kg and 0.4–0.6 mg/kg, respectively.

### 3. Innledning

Som et ledd i SFTs overvåkingen av miljøgifter har NIVA samlet inn prøvemateriale av fisk og zooplankton fra Mjøsa høsten 2007. 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 og kvikksølv i fisk og zooplankton/krepsdyr.

Sammenliknet med tidligere år har analyseinnsatsen blitt betydelig styrket ved at det har blitt analysert prøver av individuelle fisk, og ikke blandprøver av fisk. 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 publisert og ikke-publiserte data for å etablere tidsserier som avdekker utviklingen av miljøgifter i fisk fra Mjøsa.



## 4. Materiale og metoder

I løpet av høsten 2007 (september–november) ble det samlet inn zooplanktonprøver (daphnier, vannlopper), krepsdyr (*Mysis relicta*, istidskreps) og ørret, lågåsild og krøkle.

Fisken ble i hovedsak fanget av lokale fiskere. Lågåsilden ble fisket under gytevandring ved Brøttum. Ørreten ble i hovedsak fisket ved Helgøya. Krøkla ble fisket i Ringsakerfjorden og i Furnesfjorden. 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 og Brøttum, hhv sentralt og i nordenden av Mjøsa.

Prøvene av zooplankton og *Mysis* ble oppbevart kjølig ( $\approx 4\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) fram til at de ble bearbeidet og sortert noen få timer etter prøvetakning. For *Mysis*, som er en flerårig art, ble prøvene delt i to størrelsesgrupper: generasjon 0+ (i sin første vekstsesong) og generasjon 1+/2+ (i sin andre og tredje vekstsesong). Analysene av miljøgifter er gjort på generasjon 1+/2+. I de foregående undersøkelsene har vi ikke skilt på generasjonene, men mengdemessig har prøvene i betydelig grad vært dominert av 1+/2+.

Fisken ble oppbevart nedfrost fram til opparbeiding og analyse under kontrollerte, ukontaminerte forhold på NIVAs laboratorium. Det skulle i utgangspunktet analyseres på 20 individuelle prøver av hver art, men for krøkle var flere av individene så små at vi måtte slå sammen prøvene til blandprøver for få tilstrekkelig materiale til de kjemiske analysene. Alle prøver ble oppbevart nedfrost ved  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  på spesialbehandlede glass (glødet ved  $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) fram til analyse.

Analysemetodene som er benyttet i SFTs overvåkningsprogram for Mjøsa er beskrevet i Fjeld *et al.* 2007. For de øvrige prøvene er metodikken beskrevet i referansene gitt i Tabell 1.

De tidligste dataene på  $\sum\text{PCB7}$  fra Mjøsa finner vi i prøver av lågåsild fra 1991. Det finnes tidligere data fra 1970- og 1980-tallet, men disse er analysert med annen metodikk og kvantifiserer ikke enkeltkongenerene. 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.

Under en statistiske behandlingen av kvikksølv i krøkle ble blandprøvene vektet (tillagt innflytelse) med en faktor på  $\sqrt{n}$  (kvadratroten av antallet individer den var satt sammen av).

**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,	2005	PBDE, PCB, Hg	Fjeld 2006
zooplankton			
krøkle, lågåsild, ørret,	2006	PBDE, PCB, Hg	Fjeld 2007
zooplankton			

## 5. Miljøgifter i fisk, 2007

### 5.1 Konsentrasjoner av ulike miljøgifter

Ørreten – og særlig lågåsilda – var forholdsvis homogene av størrelse (Tabell 2). Ørreten var typisk sportsfiskstørrelse, med en midlere lengde ( $\pm$  standard avvik) på  $57 \pm 4$  cm og vekt på  $2,1 \pm 0,5$  kg. Lågåsilda var også av typisk konsumstørrelse med en midlere lengde og vekt på  $21,1 \pm 0,5$  cm og  $75 \pm 7$  g. Krøkla varierte imidlertid betydelig i størrelse, fra de minste individene på omlag 6 g (10 cm) til de største på 94 g (24 cm). Midlere lengde og vekt av krøkle var henholdsvis  $19,1 \pm 4,6$  cm og  $52 \pm 30$  g.

Det gjennomsnittlige forholdet mellom stabile N-isotoper (målt som  $\delta^{15}\text{N}$ ) var høyest hos ørret (14,82 ‰), deretter fulgt av lågåsild (13,08 ‰) og lavest hos krøkle (12,74 ‰). Disse forholdene avspeiler fiskens relative trofiske nivå (plass i næringskjeden), og verdien stiger med økende trofisk nivå.

De midlere konsentrasjonene av miljøgifter er gitt i Tabell 2. Ørret hadde gjennomgående de høyeste konsentrasjonene, deretter fulgt av lågåsild og krøkle.

For PBDE var det ni vanlig forekommende kongenerer med analyseverdier over deteksjonsgrensen (se fotnote i Tabell 2). De øvrige sju analyserte kongenerene var oftest under deteksjonsgrensen, og vi har derfor ikke benyttet oss av disse. Midlere sum av disse ni,  $\Sigma\text{PBDE9}$ , varierte mellom 10,73–64,80 ng/g våtvekt. 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 3). I prøvene var konsentrasjonene av BDE-209 (hovedingrediensen i det teknisk produktet «deka-BDE») lave, og mer enn 50 % av prøvene hadde nivåer under deteksjonsgrensen (oftest  $<0,01$  eller  $<0,02$  ng/g våtvekt).

For PCB var midlere sum av sju vanlig forekommende kongenerer ( $\Sigma\text{PCB7}$ , «Seven Dutch») i området 4,66–14,43 ng/g våtvekt, mens den totale mengden PCB var omlag det doble.

Den bromerte flammehemmeren HBCDD ble dominert av  $\alpha$ -isomerer, mens  $\gamma$ -isomerer kun forekom i små mengder ( $\approx 2$ –6 % av konsentrasjonene av  $\alpha$ -isomerer).  $\beta$ -isomerer ble ikke påvist i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.

Midlere konsentrasjon av kvikksølv hos ørret var 0,55 mg/kg våtvekt. Til sammenlikning er omsetningsgrensen for konsum satt til 0,5 mg/kg våtvekt. I motsetning til de organiske miljøgiftene hadde krøkle høyere gjennomsnittskonsentrasjon av kvikksølv enn lågåsild med henholdsvis 0,37 og 0,18 mg/kg.

I Figur 1 har vi plottet konsentrasjonen av de enkelte hovedgruppene miljøgifter mot fiskelengde. Vi ser her at det er en forholdsvis svak sammenheng mellom konsentrasjon og fiskelengde innenfor de lengdeintervallene materialet av ørret og lågåsild ligger. For krøkle, hvor vi har et vidt spenn i lengdeområdet, var det imidlertid en tydelig sammenheng. Figuren viser også at det kan være en betydelig variabilitet i konsentrasjonene av miljøgifter, også innenfor et størrelsesmessig forholdsvis homogent datamateriale som lågåsild og ørret. Forskjellene mellom minste og største konsentrasjoner kunne her spenne over én størrelsesorden eller mer (10 x eller mer).

**Tabell 2.** 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.

	n			gjennomsnitt			SD		
	Krøkle <sup>a</sup>	Lågåsil	Ørret	Krøkle	Lågåsil	Ørret	Krøkle	Lågåsil	Ørret
lengde cm	24	20	20	19,1	21,1	56,8	4,6	0,5	4,0
vekt, g	24	20	20	52	75	2069	30	7	485
$\delta^{15}\text{N}$ , ‰	17	16	16	12,74	13,08	14,82	1,16	0,79	0,82
$\delta^{13}\text{C}$ , ‰	17	16	16	-26,94	-27,90	-25,59	0,51	0,33	1,25
Fett, %	24	20	20	1,16	3,59	2,68	0,69	1,79	1,58
Hg, mg/kg	21	20	20	0,37	0,18	0,55	0,25	0,11	0,29
$\Sigma\text{PCB7}$ , ng/g	24	20	20	4,66	11,23	15,43	3,03	3,44	10,24
$\Sigma\text{PCB}$ , ng/g	24	20	20	10,89	25,90	34,90	7,02	7,95	22,69
$\Sigma\text{PBDE9}$ , ng/g <sup>b</sup>	24	20	20	10,73	28,82	64,80	9,52	15,48	59,13
a+g HBCDD, ng/g	23	20	20	1,92	7,00	9,81	1,69	3,56	7,33

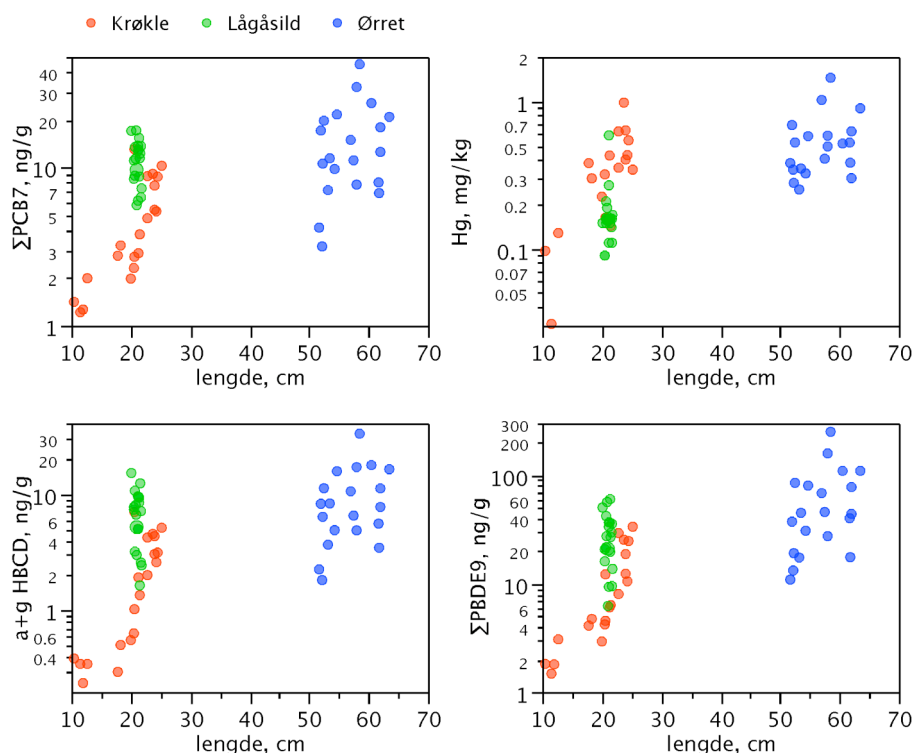
<sup>a</sup> Summen av vekter

<sup>b</sup>  $\Sigma\text{PBDE9}$ : BDE-28, -47, -66, -49+71, -99, -100, -153, -154.

**Tabell 3.** Prosentvis forekomst av de enkelte PBDE-kongenerer i fisk fra Mjøsa. \*

kongener	Lågåsil	Krøkle	Ørret
BDE-28	0,3	0,4	0,3
BDE-47	47,3	64,6	54,5
BDE-66	1,1	0,8	0,9
BDE-49+71	4,8	0,8	1,3
BDE-99	23,3	2,8	12
BDE-100	17,8	24,5	22,6
BDE-153	2,4	2,2	3,1
BDE-154	3,0	3,9	5,3

\* Konsentrasjonene av BDE-196 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.



**Figur 1.** Sammenhengen mellom konsentrasjonene (våttvekt) av hovedgruppene av miljøgifter og lengde for fisk fra Mjøsa, 2007.

## 5.2 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 4 og Figur 2 har vi framstilt korrelasjonene mellom et utvalg av miljøgiftene (log-transformerte konsentrasjoner),  $\delta^{15}\text{N}$  (reflekterer fiskens trofisk nivå) og prøvenes fettinnhold.

I Tabell 4 ser vi at for de tre mengdemessig sett dominerende PBDE-kongenerene, BDE-47, -99 og -100, varierer korrelasjonskoeffisienten mellom 0,81–0,98. 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 0,84.

En nærmere inspeksjon av forholdet mellom BDE-47 og BDE-99 (Figur 2) viste at ved samme konsentrasjon av BDE-47 har 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.

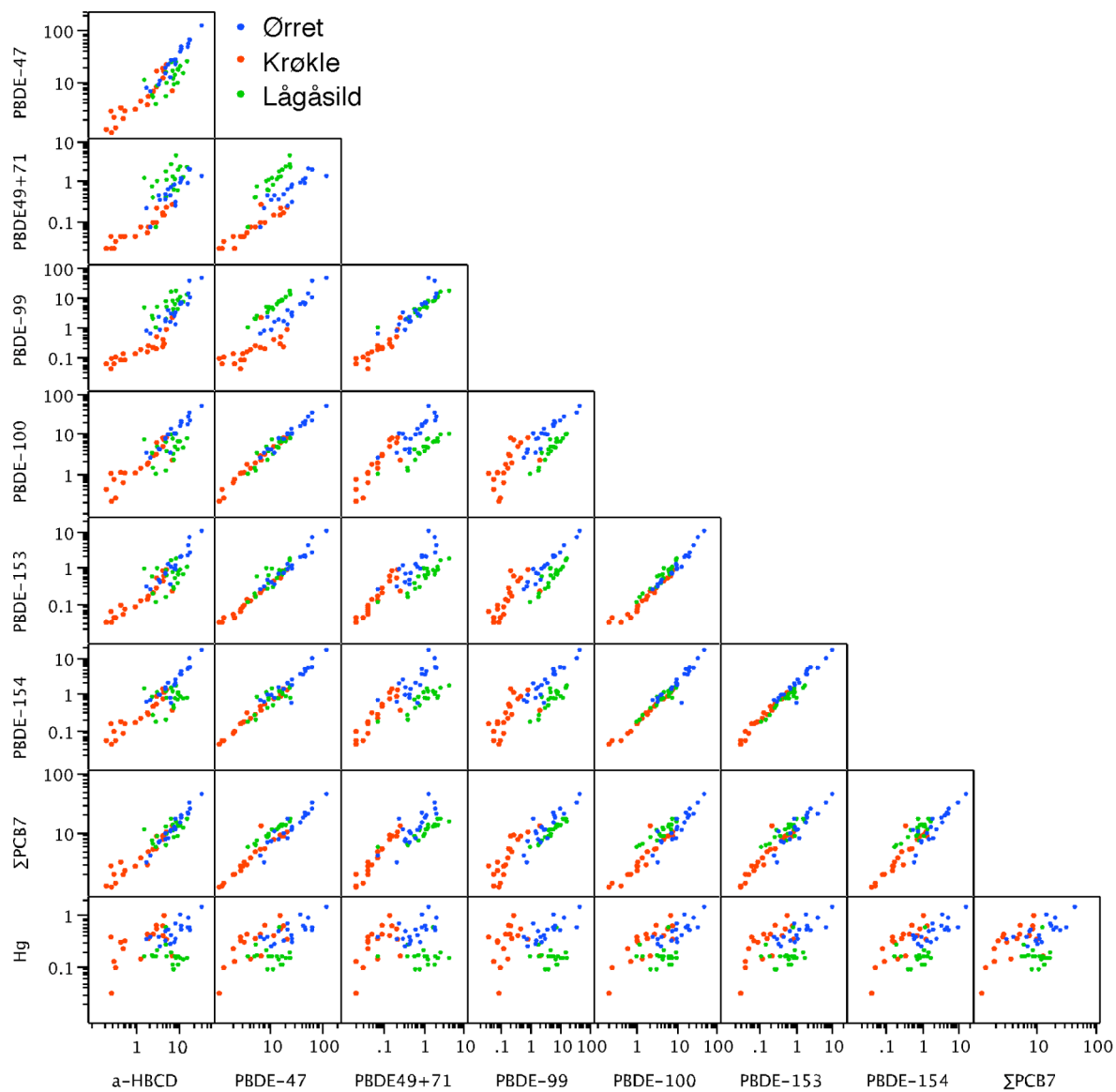
**Tabell 4.** Korrelasjoner (Pearsons  $r$ ) mellom viktige grupper av miljøgifter (log-transformert), stabile N-isotoper og fettprosent i det samlede fiskematerialet fra Mjøsa, 2007.

	log Hg	log $\Sigma$ PCB7	log $\Sigma$ PBDE9	log $\alpha+\gamma$ HBCDD	log PCB153	log PBDE47	log PBDE49+71	log PBDE99	log PBDE100	log PBDE153	log PBDE154	$\delta^{15}\text{N}, \%$	Fett, %
log Hg	1,00	0,41	0,52	0,37	0,45	0,57	0,13	0,14	0,61	0,54	0,62	0,72	-0,11
log $\Sigma$ PCB7		1,00	0,97	0,95	1,00	0,95	0,90	0,90	0,93	0,95	0,92	0,65	0,64
log $\Sigma$ PBDE9			1,00	0,93	0,97	0,99	0,88	0,88	0,99	0,99	0,97	0,70	0,56
log $\alpha+\gamma$ HBCDD				1,00	0,94	0,92	0,88	0,89	0,88	0,90	0,87	0,65	0,66
log PCB153					1,00	0,96	0,88	0,89	0,95	0,95	0,94	0,67	0,62
log PBDE47						1,00	0,84	0,84	0,98	0,98	0,97	0,72	0,54
log PBDE49+71							1,00	0,96	0,82	0,87	0,80	0,52	0,68
log PBDE99								1,00	0,81	0,88	0,81	0,52	0,67
log PBDE100									1,00	0,98	0,98	0,74	0,48
log PBDE153										1,00	0,98	0,71	0,50
log PBDE154											1,00	0,77	0,45
$\delta^{15}\text{N}, \%$												1,00	0,27
Fett, %													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). Et slikt fenomen kan inntreffe pga. 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 2.** Forholdet mellom konsentrasjonene av utvalgte miljøgifter i ørret, krøkle og lågåssild fra Mjøsa, 2007.

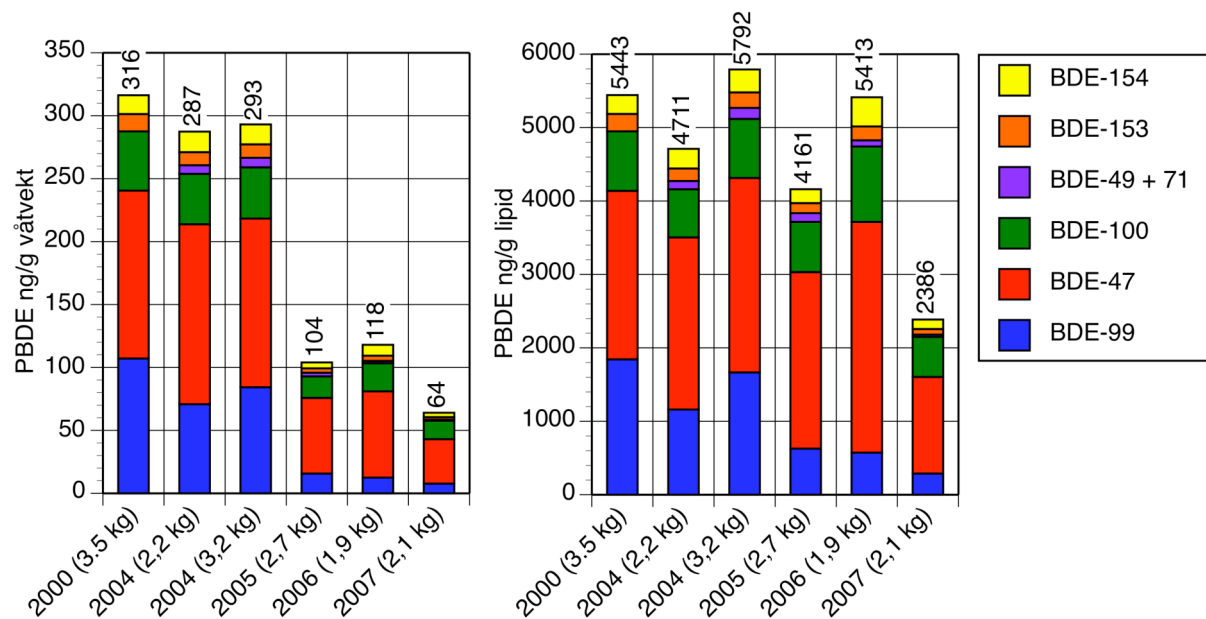
## 6. Organiske miljøgifter i fisk, tidsutvikling

### 6.1 PBDE i ørret

Vi har data på PBDE i ørret av sammenliknbar størrelse ( $\approx 2$  kg) fanget i 2000 og deretter årlige prøver fra perioden 2004–2007. For 2000 og 2007 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 2004–2007, som ble 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 3 basert resultatet fra 2000 på analyser fra 10 individer med middelvekt på 3,5 kg. I Figur 4 hvor vi viser resultater for individuelle fisk, har vi imidlertid inkludert samtlige resultater fra 2000.

I Figur 3 har vi vist utviklingen av PBDE i ørret fra 2000 og til 2007. Vi sammenlikner her konsentrasjoner i blandprøver av ørret hvor gjennomsnittlig individvekt varierte mellom 1,9 og 3,5 kg. Vi utelater derved prøver av fisk som ligger under minstemålet for sportsfiskere (50 cm, ca 1,4 kg), og som derfor ikke er relevante som matfisk. 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. (2000-prøven mangler data på BDE 49+71, men disse to kongenerene utgjør en liten andel av sum PBDE).



**Figur 3.** Konsentrasjoner av PBDE (sju viktigste kongenerer) i ørret fra Mjøsa i perioden 2000 til 2007. Midlere vekt av fisken er gitt i parentes etter fangståret. Venstre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis. Høyre panel: lipid-justerte konsentrasjoner.

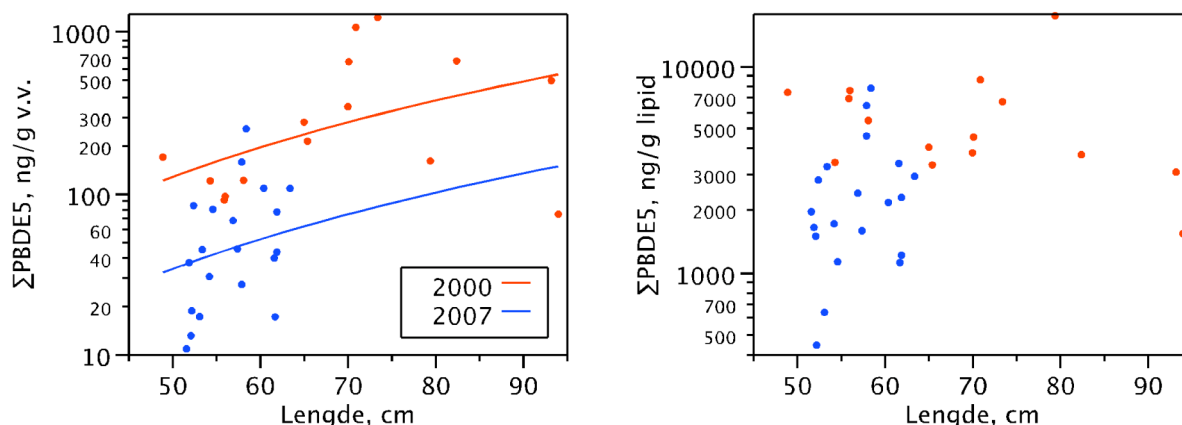
De våtvektbaserte konsentrasjonene av PBDE viste en signifikant nedadgående trend fra 316 ng/g våtvekt i 2000 og til 64 ng/g våtvekt i 2007 (Mann-Kendall trend analyse:  $p = 0,04$ ). For 2004 har vi resultater fra to blandprøver av noe ulik størrelse (20 individer med middelvekt 2,2 kg, 8 individer 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 8 ng/g våtvekt i 2007. Dette medførte at de relative forholdene mellom kongenerene endret seg betydelig. Den prosentvise andelen av BDE-99 sank fra 34 % i 2000 og til 12 % i 2007, mens andelen av BDE-47 og BDE-100 økte med omlag 10 %-poeng hver til henholdsvis 55 % og 23 %. Den synkende andelen av BDE-99 kan tyde på at den nedbrytes raskere enn de andre kongenerene og derved forsvinner raskere ut av næringskjedene. Som tidligere nevnt synes BDE-99 å være mer utsatt for biotransformering (debrominering) enn de øvrige vanlig forekommende kongenerene (Streets et al 2006). Ved debrominering synes BDE-99 særlig å omdannes til det mer stabile BDE-47 (Benedict et al. 2007), og kan således bidra til å opprettholde nivåene av BDE-47 i Mjøsas økosystem.

For de lipidbaserte konsentrasjonene av PBDE var nivåene forholdsvis stabile i perioden 2000–2006, og varierte usystematisk mellom 4161–5792 ng/g lipid. I 2007 skjedde det en markert reduksjon og konsentrasjonen sank til 2386 ng/g lipid. En Mann-Kendall trend analyse kunne imidlertid ikke påvise noen statistisk signifikant endring i konsentrasjonene ( $p > 0,05$ ).

Vi kunne sammenlikne forholdet mellom konsentrasjon og lengde for fangstårene 2000 og 2007, da vi disse årene hadde analyser av individuelle fisk. For begge årene syntes det generelle mønsteret å være at konsentrasjonen steg med fiskens størrelse, selv om det for 2000 var slik at de største individene ikke hadde de høyeste konsentrasjonene (Figur 4.)

En statistisk analyse av effekten av fiskelengde på konsentrasjoner (kovariansanalyse på log-transformerte data, Tabell 5) påviste en signifikant positiv effekt av fiskestørrelse og en signifikant høyere midlere lengdejustert konsentrasjon for 2000 sammenliknet med 2007 (like stigningskoeffisienter, men ulikt konstantledd for de to regresjonene). For de lipidnormaliserte konsentrasjonene kunne vi imidlertid ikke påvise noen signifikant sammenheng med fiskelengde ( $t = -0,45$ ,  $df = 33$ ,  $p = 0,65$ ), kun en signifikant forskjell mellom de to fangstårene (test på logaritmisk transformerte data:  $t = -4,04$ ,  $df = 33$ ,  $p = 0,0003$ ).



**Figur 4.** Konsentrasjonen av PBDE (summen av fem kongenerer: BDE-47, -99, -100, -153 og -154) plottet mot fiskelengde for ørret fanget i 2000 og 2007. Venstre panel: våtvektbasis. Høyre panel: lipidvektbasis.

Regresjonslinjene for forholdet mellom de våtvektbaserte konsentrasjonene av  $\Sigma$ PBDE5 (ng/g våtvekt) og fiskelengde (cm) er gitt i Eq. 1, og parameterverdiene er gitt i Tabell 5.

$$\text{Eq. 1} \quad \log \Sigma \text{PBDE5} = a \cdot \log \text{Lengde} + \begin{cases} +b, & \text{om år} = 2000 \\ -b, & \text{om år} = 2007 \end{cases} + c$$

**Tabell 5.** Kovariansanalyse av konsentrasjonen  $\Sigma$ PBDE5 (ng/g våtvekt) i ørret, med test for forskjeller mellom fangstår og lengde (cm) som kovariat. Analysen er gjort på log-transformerte data. ( $n = 35$ ;  $R^2 = 0,57$ ;  $F_{2/32} = 20,90$ ;  $p < 0.001$ )

parameter	estimat	SE	t	p
c (konstantledd)	-2,144	1,889	-1,13	0,2648
b (år)	0,286	0,075	3,82	0,0006
a (lengde)	2,327	1,053	2,21	0,0343

**Tabell 6.** Gjennomsnittlig konsentrasjon av  $\Sigma$ PBDE5 (ng/g) i ørret fanget i 2000 og 2007 (geometrisk middel). Konsentrasjonen er oppgitt basert på våtvekt og lipidvekt (ng/g lipid). Våtvekts-konsentrasjonene er justert for forskjeller i lengde i de to fangstårene, og er beregnet for fiskestørrelse på 62 cm (ca 2,8 kg).

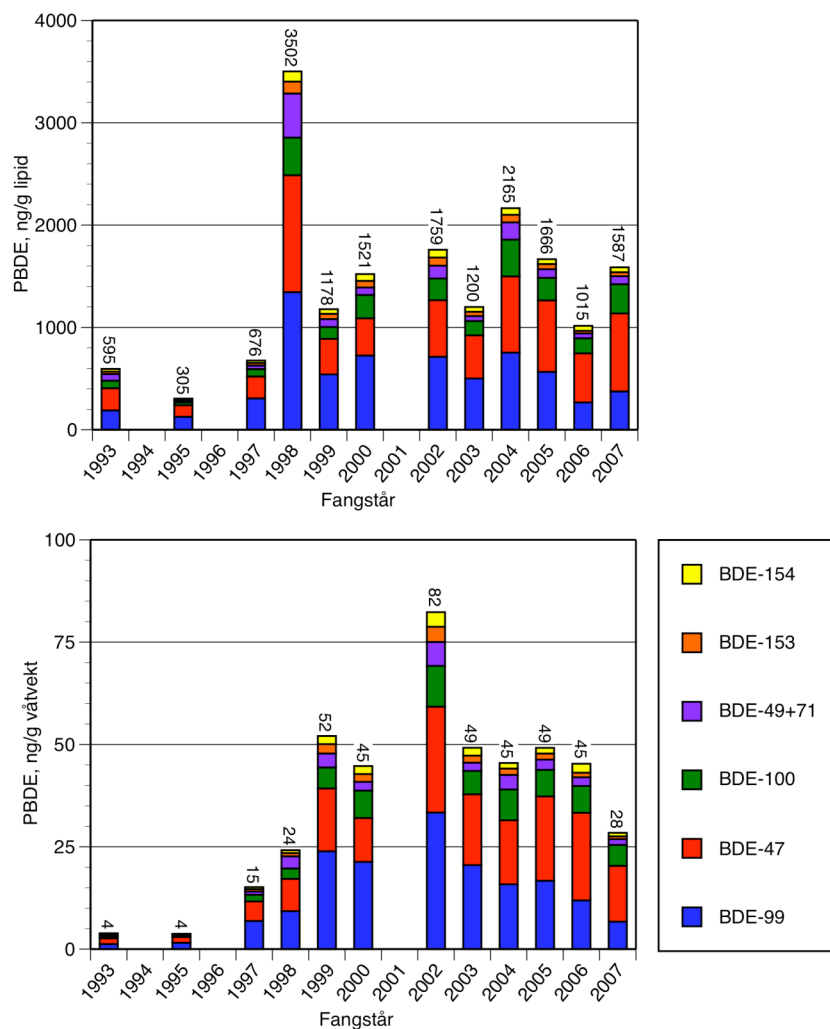
år	våtvekt		lipidvekt	
	2000	2007	2000	2007
gjennomsnitt	206,9	55,5	5147	1954
95% konfidensområde	127,9 – 334,5	36,1 – 86,3	3525 – 7517	1394 – 2740



## 6.2 PBDE i lågåsild

For lågåsild eksisterer det en tidsserie av PBDE-analyser fra 1993 av (Figur 5). Den er delvis basert på analyser av arkivert prøvemateriale og er noe ufullstendig. Materialet består fisk fanget 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 er det analysert på blandprøver. For 2007 er det benyttet gjennomsnittet av resultatene fra 20 individuelle prøver.

For de første årene, fra 1993 og 1995 var konsentrasjonen svært lave, omlag 4 ng/g våtvekt (v.v.). Fra 1997 av skjedde det en betydelig økning fra 15 ng/g v.v. og til et maksimalt nivå på 82 ng/g våtvekt i 2002. Deretter lå konsentrasjonene på et stabilt nivå omkring 45–49 ng/g våtvekt fram til 2007 hvor sank til 28 ng/g våtvekt. En statistisk analyse påviste en signifikant nedadgående trend i konsentrasjonene fra 2002 av (Mann-Kendalls test,  $p = 0,02$ ).



**Figur 5.** Konsentrasjoner av PBDE (seks viktigste kongenerer) i lågåsild fra Mjøsa i perioden 1993 til 2006. Øvre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Nedre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis.

Justert til lipidvektbasis kunne det imidlertid ikke spores noen signifikant nedadgående trend de siste år. En maksimal konsentrasjon på 3502 ng/g lipid ble funnet 1998, men i de påfølgende år varierte nivået mellom 1015– 2165 ng/g lipid. Konsentrasjonen i 2007 var 1587 ng/g lipid som er økning i forhold til foregående års konsentrasjon på 1015 ng/g lipid.

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 ned til 24 % i 2007. I samme periode har andelen BDE-47 økt fra omlag 24 % til 48 %, mens BDE-100 har økt fra 15 % til 18 %. Som tidligere nevnt for ørret kan den synkende andelen av BDE-99 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).

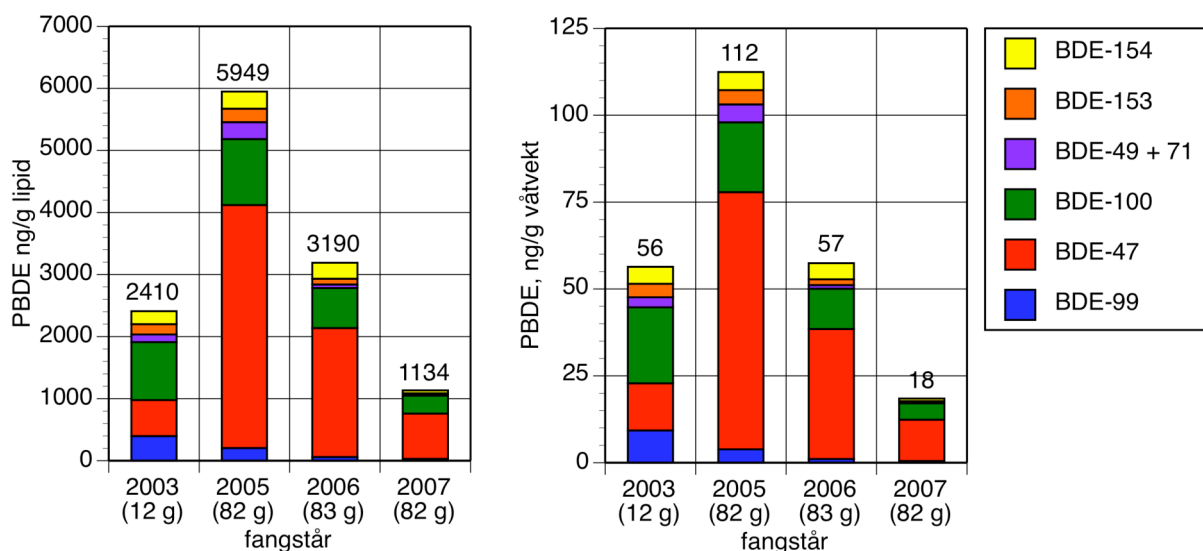
### 6.3 PBDE i krøkle

For krøkle har vi ingen tilsvarende lang tidsserie som for lågåsild, men har resultater fra prøver tatt i 2003, 2005–2007 (Figur 6). Prøvematerialet fra 2003 besto imidlertid av mindre fisk (middelvekt 12 g) enn prøvematerialet fra de seinere år (middelvekt 82 g). Da krøklas størrelse er korrelert med konsentrasjonene av PBDE, er ikke konsentrasjonene fra 2003 direkte sammenliknbare med de andre prøvene.

For de sju vanligste PBDE-kongenerene sank konsentrasjonen fra 112 ng/g våtvekt (v.v.) i 2005 til 18 ng/g v.v i 2007. Dette er en markant reduksjon, men tidsserien er imidlertid for kort til at vi kan si noe om dette er en statistisk signifikant trend.

Justert for mengden fett endret dette mønsteret seg ikke nevneverdig, og konsentrasjonene i perioden 2006–2007 sank fra 5949 ng/g lipid og til 1134 ng/g lipi.

Sammenliknet med lågåsild var de fettvektbaserte konsentrasjonene betydelig høyere hos krøkla, og kongener-sammensetningen var også noe forskjellig ved at BDE-47 var den dominerende kongeneren og BDE-99 kun forekom i liten grad. Vi finner også for krøkle at andelen BDE-99 viser en negativ trend. 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 6.** Konsentrasjoner av PBDE (seks viktigste kongenerer) i krøkle fra Mjøsa i perioden 2003 til 2006. Venstre panel: lipid-justerte konsentrasjoner. Høyre panel: konsentrasjoner på våtvektbasis.

## 6.4 HBCDD i fisk

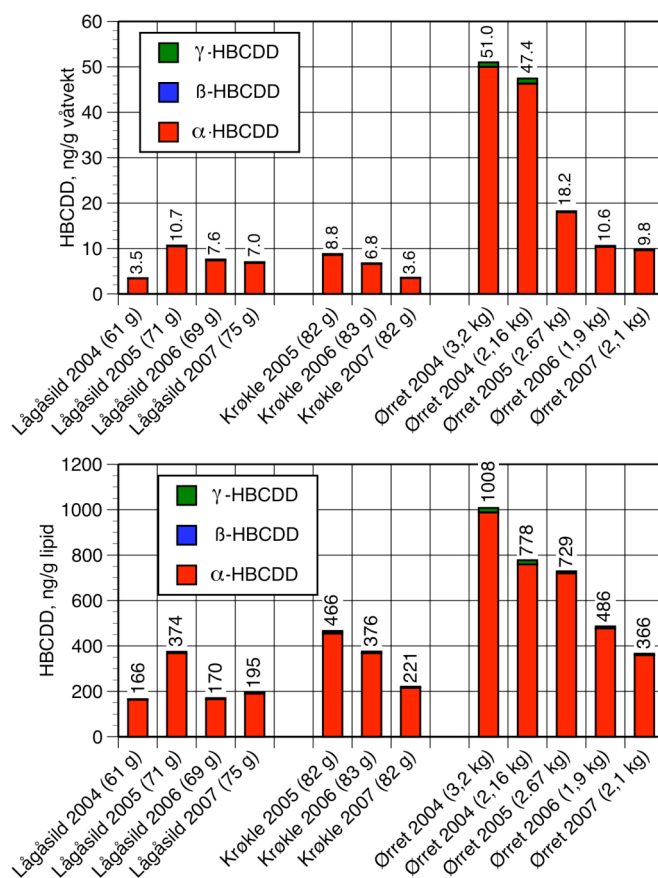
Konsentrasjonene av flammehemmere av typen HBCDD ble i all hovedsak dominert av isomeren  $\alpha$ -HBCDD, med en liten avdel av  $\gamma$ -HBCDD (Figur 7). Konsentrasjonene av  $\beta$ -isomeren var vanligvis under metodens deteksjonsgrense.

Konsentrasjonene av HBCDD i prøvene fra 2007 varierte fra 3,6 til 9,8 ng/g våtvekt (v.v.) lavest hos krøkle og høyest hos ørret.

For ørret (middelvekt omkring 2 kg) kunne vi påvise en statistisk signifikant synkende trend (Mann Kendall trend analyse,  $p = 0,04$ ), fra 51,0 ng/g våtvekt i 2004 til 9,8 ng/g våtvekt i 2007. Justert for mengden lipid sank konsentrasjonene fra 778 ng/g lipid og til 366 ng/g lipid, hvilket også var en signifikant synkende trend ( $p = 0,04$ ).

For lågåsild og krøkle kunne vi ikke påvise noen signifikante trender, men for de siste tre årene var det også her en reduksjon i konsentrasjonene (lågåsild: 10,7–7,0 ng/g våtvekt; krøkle: 8,8–3,6 ng/g våtvekt).

En slik dominans av  $\alpha$ -isomeren som vi finner i fisk fra Mjøsa er vanlig å finne i biota, på tross av at det er  $\gamma$ -isomeren som dominerer i det tekniske utgangsproduktet (Law *et al.* 2005, Covaci *et al.* 2006), og det har nylig blitt demonstrert at dette kan skyldes bioisomerisering av  $\gamma$ -isomeren (Law *et al.* 2006).



**Figur 7.** Konsentrasjoner av HBCDD i fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis.

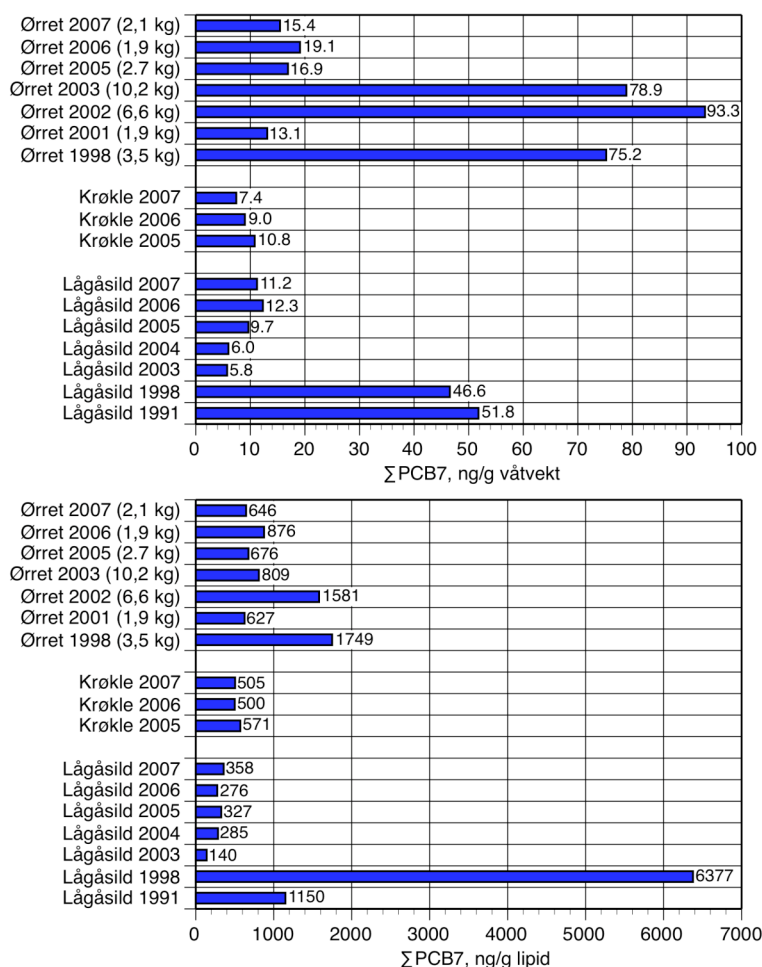
## 6.5 PCB i fisk

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

For ørretmateriale var det en stor spredning i midlere størrelse på prøvfisken, 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 2005–2007. I dette materialet varierte konsentrasjonen av  $\Sigma$ 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 2003–2007 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, 2003–2007, var det imidlertid ingen tendens til en nedadgående trend, verken på våtvektbasis eller for lipidjusterte konsentrasjoner (140–358 ng/g lipid).

For krøkle fra perioden 2005–2007 var det heller ingen store endringer i konsentrasjonene som varierte mellom 10,8–7,4 ng/g våtvekt eller 571–505 ng/g lipid.



**Figur 8.** Konsentrasjoner av PCB (sju kongenerer) i fisk fra Mjøsa. Øvre panel viser nivåene på våtvektbasis, nedre panel viser dem på lipidvektbasis.

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  $\sum\text{PCB7}$  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 Drammensjorden, hvor det finnes kostholdråd for torskelever pga. høyt PCB-innhold, har det blitt rapportert om markert lavere verdier enn for Mjøsørret (Helland *et al.* 2005). I fem blandprøver ble det i 2005 funnet konsentrasjoner av  $\sum\text{PCB7}$  i området 3,8–7,0 ng/g våtvekt (middelvekt av fisk: 1,4–3,3 kg). Fra storørret-bestandene i Väneren og Vättern, Sverige, synes konsentrasjonene å være noe høyere enn i Mjøsa, og for fisk fanget i 2001–2002 ble det for fire blandprøver rapportert om konsentrasjoner av  $\sum\text{PCB7}$  i området 28–165 ng/g våtvekt (middelvekt av fisk: 1,2–4,8 kg) (Öberg *et al.* 2003).

## 7. Kvikksølv i fisk, tidsutvikling

### 7.1 Ørret

Materialet av ørret ble samlet inn 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 fangtsår 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 (generell lineær modell på log-transformerte data) påviste ingen statistisk signifikante forskjeller mellom stigningskoeffisientene for de ulike fangstårene (test for interaksjoner mellom år og lengde,  $p = 0,26$ ). Det ble imidlertid påvist tildels store, signifikante forskjeller mellom de lengdejusterte midlere konsentrasjonene fra de enkelte fangstårene ( $p < 0,001$ ).

I Figur 9 har vi framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de lengdejusterte kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangstårene. De lengdejusterte konsentrasjonene har blitt beregnet for en fisk på 51,7 cm (geometrisk gjennomsnitt for hele utvalget). I undersøkelsen fra 1979–80 var midlere lengdejusterte konsentrasjon hele 1,39 mg/kg. I den påfølgende undersøkelsen med materiale fra 1982–84 sank denne konsentrasjonen betydelig, ned til 0,46 mg/kg. Deretter var det en avtagende trend fram til 2005 hvor konsentrasjonen var 0,36 mg/kg. I 2006 inntraff det imidlertid en markert økning i konsentrasjonen til 0,57 mg/kg (en økning på 58 %), mens den for 2007 viste en svak nedgang til 0,49 mg/kg. Påfølgende tester (*post hoc* analyser) viste at økningen de to siste årene sammenliknet med perioden 2000–2005 var statistisk signifikant ( $p < 0,001$ ), samt at det ikke kunne påvises noen forskjeller mellom 2006 og 2007 ( $p = 0,26$ ).

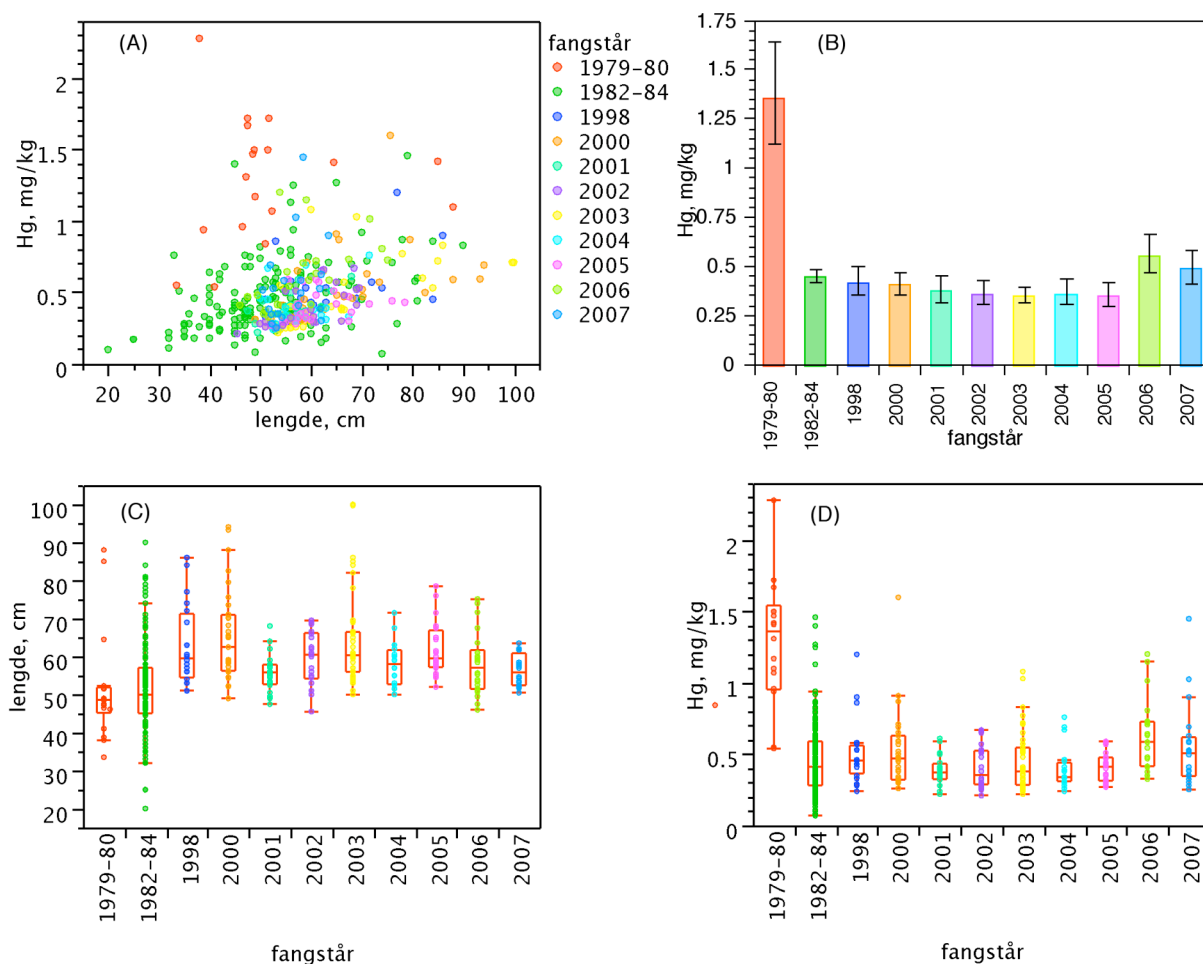
Den høye konsentrasjonen i materialet fra 1979–80 anses som et resultat av tidligere kvikksølvutslipp fra Mesna Kartongfabrikk (Sandlund *et al.* 1981). Utslippene pågikk på 1960-tallet, og trolig ble omlag 2,5 tonn kvikksølv sluppet i Mjøsa. Årsaken til konsentrasjonsøkningen i 2006 og 2007 er uvisst. Som det framgår av resultatene på krøkle og lågåsild finner vi ingen tilsvarende økning hos disse, og det er derfor lite trolig at de høyere konsentrasjonene skyldes økte kvikksølvtilførsler til Mjøsa. En hypotese kan være at det har skjedd en endring ørretens næringsvalg, det være seg at den spiser mer krøkle (og mindre lågåsild) enn tidligere, eller at den nå inkluderer større krøkler i dietten enn tidligere.

I Figur 10 har vi vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og ørretens størrelse for 2006 og 2007. 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. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{array}{lll} \ln \text{ Hg} = -8.0124 + 1.8259 \ln \text{ lengde} & r^2 = 0,23 & p = 0,001 \\ \ln \text{ Hg} = -4.3581 + 0.4873 \ln \text{ vekt} & r^2 = 0,17 & p = 0,007 \end{array}$$

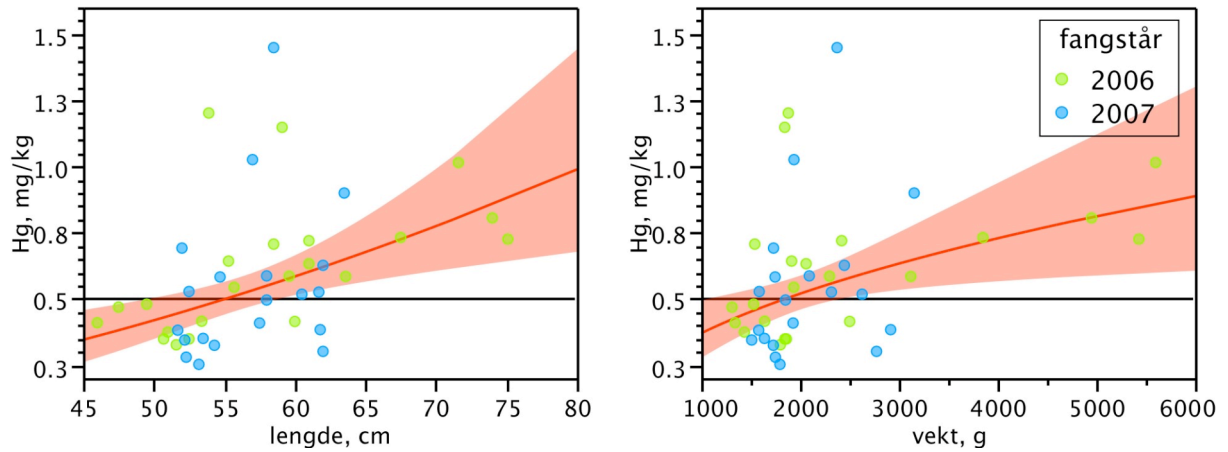
**Tabell 7.** Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte ørretmaterialet.

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



**Figur 9.** Kvikksølv i ørret. A: Kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. B: Lengdejustert middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk middel: 55,7 cm, dvs. 2,0 kg). C og D: Box-plot for lengde og kvikksølvkonsentrasjon de enkelte år.





**Figur 10.** Kvikksølv i ørret, fanget i 2006 og 2007, 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.

## 7.2 Krøkle

Materialet av krøkle ble samlet inn i perioden 1967–2007. 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).

Det er en tydelig tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen økte mot fiskelengden. For å avdekke eventuelle endringer i det generelle kvikksølvnivået måtte det derfor justeres for ulikheter i størrelsesfordelingene mellom de ulike fangstårene. Prøvene fra 2005 og 2006 har vi valgt å ikke inkludere i denne lengdejusteringen. Dette er fisk innenfor et svært snevert størrelsesintervall, da utvalget ble gjort for å sette sammen blandprøver av mest mulig identiske individer. Det er derfor vanskelig å finne noen empirisk sammenheng mellom størrelse og kvikksølvkonsentrasjon for disse årene, og usikkerheten i den statistiske analysen ville øke ved å inkludere disse prøvene.

En analyse av sammenhengen mellom konsentrasjon og fiskelengde (generell lineær modell på log-transformerte data) viste en signifikant effekt av både fiskelengde ( $p = 0,001$ ), fangstår ( $p = 0,001$ ) og interaksjonene mellom disse ( $p = 0,004$ ). Det siste betyr at de lineære regresjonene for hvert fangstår hadde ulike stigningskoeffisienter. Under slike forhold kan regresjonslinjene krysse hverandre og rangeringen av de justerte gjennomsnittene for de enkelte fangstårene vil kunne variere med lengden. En inspeksjon av prediksjonsprofiler viste at for lengdeintervallet hvor hovedtyngden av datamaterialet befinner seg, ville det ikke skje noen vesentlig endring av rangeringen mellom de lengdejusterte gjennomsnittene. Vi mener derfor de kan benyttes til å gi et representativt bilde av de tidsmessige utviklingen i kvikksølvnivåene for størrelsesgruppen som er aktuell som byttefisk for ørreten.

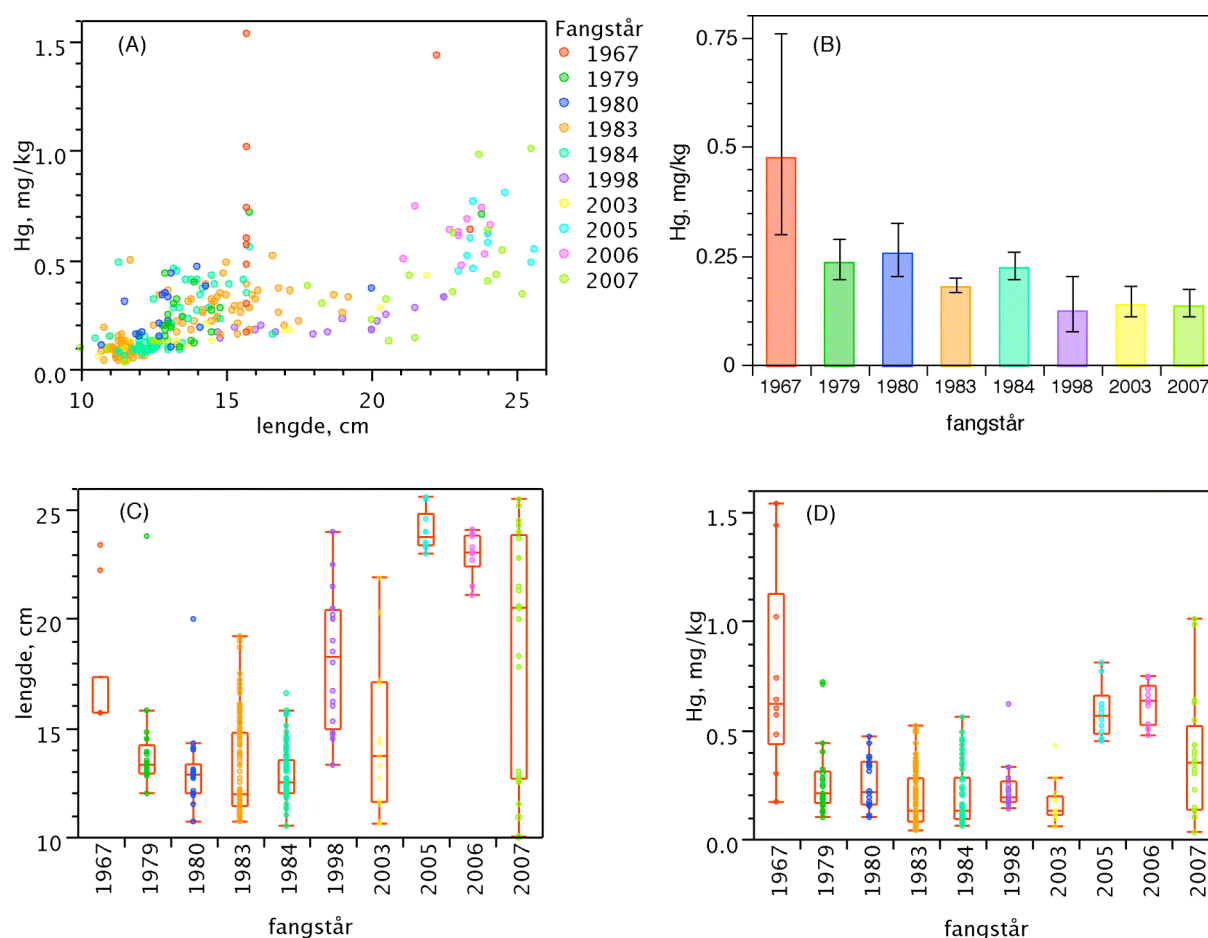
I Figur 11 har vi framstilt de observerte lengde- og konsentrasjonsfordelingene sammen med de lengdejusterte kvikksølvkonsentrasjonene fra de ulike fangstårene. De lengdejusterte konsentrasjonene har blitt beregnet for en fisk på 13,1 cm (geometriske gjennomsnittet for hele utvalget). I undersøkelsen fra 1967 var midlere lengdejusterte konsentrasjon 0,48 mg/kg. I undersøkelsen fra 1979 sank denne konsentrasjonen betydelig, ned til 0,24 mg/kg. Deretter var det en synkende trend fram til 1998 hvor konsentrasjonen var 0,13 mg/kg. For de siste undersøkelsene fra 2003 og 2007 hadde nivået flatet ut til 0,14 mg/kg.

For prøvene fra 2005 og 2006, med fisk innenfor et svært begrenset lengdeintervall (midlere lengde var henholdsvis  $24,0 \pm 0,9$  cm og  $23,0 \pm 1,0$  cm) var de midlere konsentrasjonene henholdsvis  $0,59 \pm 0,12$  mg/kg og  $0,62 \pm 0,09$  mg/kg. Vi kunne således ikke påvise noen parallell til den konsentrasjonsøkningen som vi fant for ørret for disse to årene.

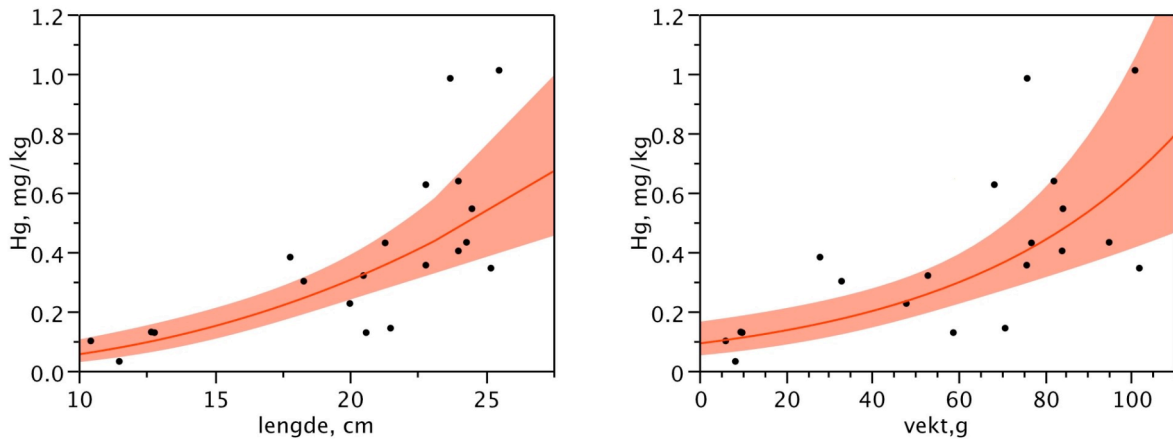
**Tabell 8.** Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte materialet av krøkle.

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

\* Hvorav to blandprøver av til sammen 6 individer



**Figur 11.** Kvikksølv i krøkle. A: Spredningsdiagram, kvikksølvkonsentrasjon mot fiskelengde. B: Lengdejustert middel med 95% konfidensintervall for de enkelte år (justert til geometrisk middel: 13,1 cm). C og D: Box-plot for lengde og kvikksølvkonsentrasjon de enkelte år.



**Figur 12.** Kvikksølv i krøkle, fanget i 2007, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

I Figur 12 har vi vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjonen og krøklas størrelse for 2007. To prøver av mindre fisk var blandprøver av flere individer (henholdsvis to og seks fisk), og analyseresultatet for disse prøvene er vektet med  $n^{0.5}$ . Kurvene viser en markert stigning i konsentrasjonen med økende størrelse. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{array}{lll} \ln \text{ Hg} = -8,6096 + 2,4773 \ln \text{ lengde} & r^2 = 0,65 & p < 0,0001 \\ \ln \text{ Hg} = -2,3926 + 0,0196 \text{ vekt} & r^2 = 0,55 & p = 0,0002 \end{array}$$

### 7.3 Lågåsild

Materialet av lågåsild var innsamlet i perioden 1967–2007. Det besto av individer i størrelsesgruppen 17–23,5 cm eller 30–97 g, og med et kvikksølvinnhold i området 0,08–0,37 mg/kg (Tabell 9)<sup>1</sup>. Dette var i hovedsak typisk kjønnsmoden fisk tatt under eller like før gytevandring, noe som forklarer hvorfor størrelsesfordelingen var så snever. Det er slik oppvandrede gytefisk som har lagt grunnlaget for det tradisjonsrike fisket etter lågåsild.

Det var ingen signifikant sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de ulike fangstårene. I Figur 13 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 1998–2007 varierte konsentrasjonene mellom 0,12 og 0,16 mg/kg.

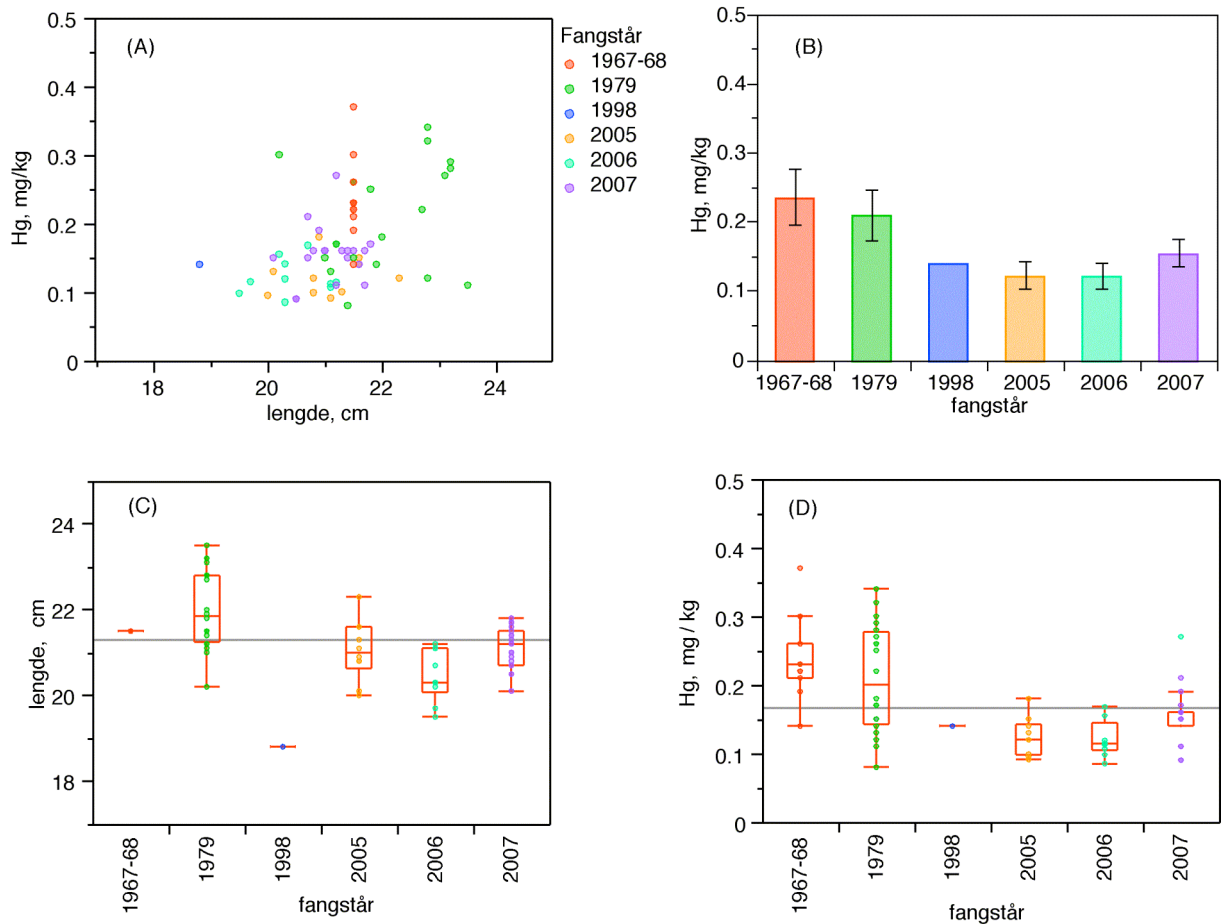
Vi har vist sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de tre siste fangstårene (2005–2007) i Figur 14. Den viser at det gjennomsnittlige nivået av kvikksølv i lågåsild av konsumstørrelse ligger godt under omsetningsgrensen på 0,5 mg/kg. Regresjonene for sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og vekt (g) var:

$$\begin{array}{lll} \text{Hg} = -0,161 + 0,014 \text{ lengde} & r^2 = 0,05 & p = 0,15 \\ \text{Hg} = -0,023 + 0,002 \text{ vekt} & r^2 = 0,20 & p = 0,006 \end{array}$$

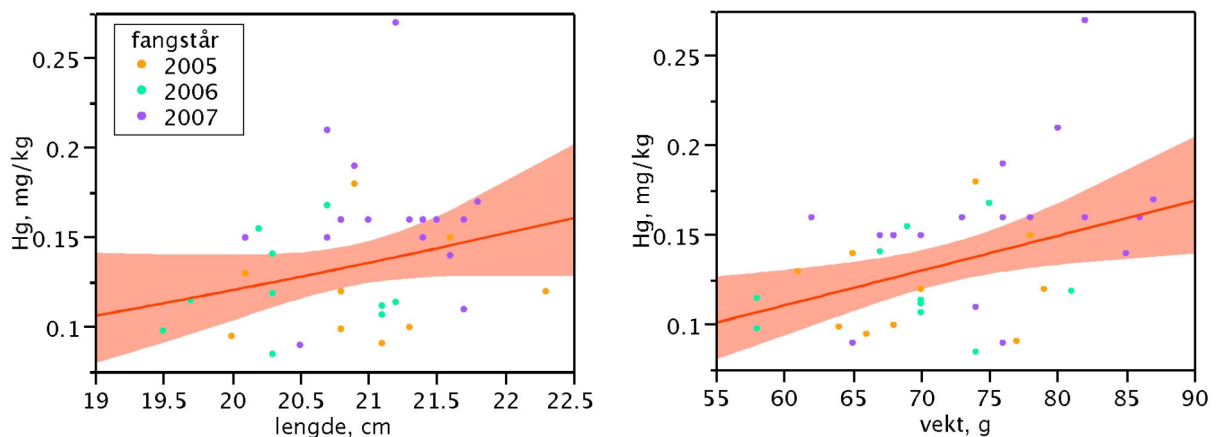
**Tabell 9.** Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon (samt standardavvik og antall), i det undersøkte materialet av lågåsild.

fangstår	N	Lengde, cm		N	Vekt, g		N	Hg, mg/kg	
		Mean	Std Dev		Mean	Std Dev		Mean	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

<sup>1</sup> Én svært avvikende kvikksølvanalyse på 0,6 mg/kg for en fisk med lengde på 21 cm, fanget i 2007, er ekskludert fra datamaterialet. Dette spesielle analyseresultatet bør eventuelt bekreftes i en reanalyse. En inkludering av prøven i datagrunnlaget vil imidlertid ikke endre hovedkonklusjonene i rapporten, men det vil i første rekke påvirke usikkerheten i de statistiske vurderingene.



**Figur 13.** Kvikksølv i lågåsild. 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.



**Figur 14.** Kvikksølv i lågåsild, fanget i 2005–2007, som funksjon av lengde (venstre panel) og vekt (høyre panel). Regresjonenes 95% konfidensintervall er inntegnet omkring kurvene.

## 8. Miljøgifter i zooplankton/krepsdyr

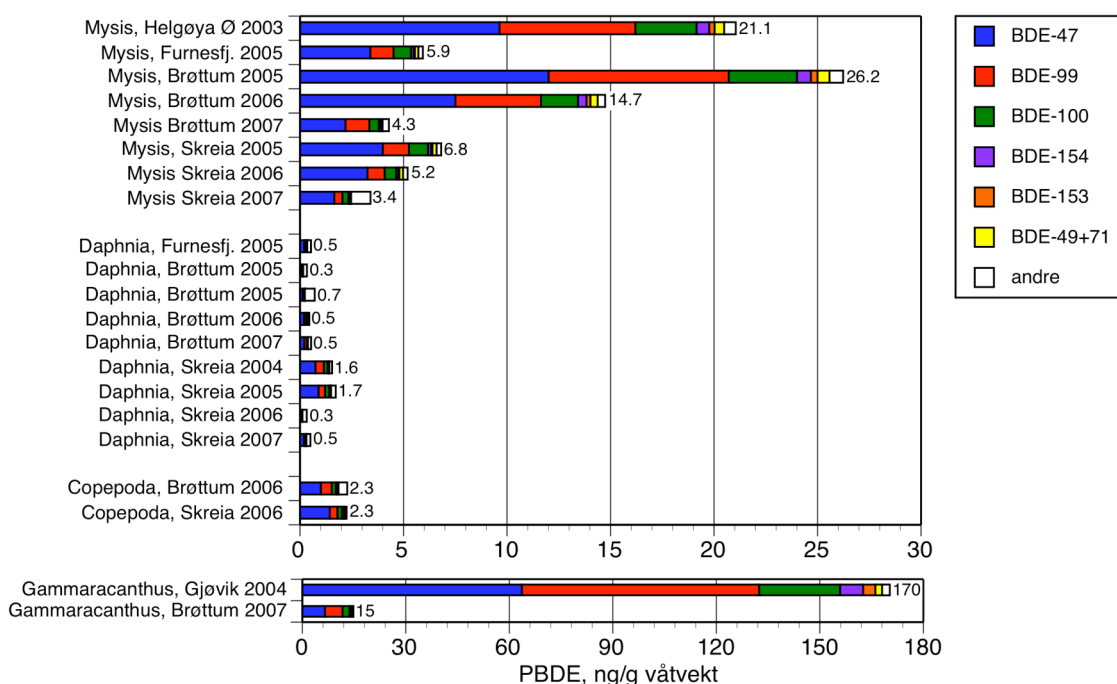
For SFT ble det i 2007 innsamlet prøver av zooplankton (vannlopper, *Daphnia sp.*) og *Mysis relicta* (istidskreps, en pungreke) ved to stasjoner (Brøttum, nord i Mjøsa og Skreia, sentrale Mjøsa) samt en amfipode (trollistidskreps, *Gammaracanthus loricatus*). Prøvene av vannlopper besto i hovedsak av arten *Daphnia galeata*. Disse vannloppene og *Mysis* er viktige byttedyr for det zooplanktonspisende pelagiske fiskesamfunnet (lågåsild og krøkle). *Mysis* står på et høyere nivå i næringskjeden enn *D. galeata*, og de ernærer seg mye av slike. *Gammaracanthus* er et bunnlevende krepsdyr som spises av bunnlevende fisk.

### 8.1 PBDE i zooplankton/krepsdyr

For *Mysis* har konsentrasjonen av PBDE sunket betydelig i perioden 2005–2007 (Figur 1). Den største reduksjonen var ved Brøttum hvor konsentrasjon sank fra 26,2 til 4,3 ng/g våtvekt, mens den ved Skreia sank fra 6,8 til 3,4 ng/g våtvekt. 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

For daphnier innsamlet ved Brøttum finner vi ikke samme kraftige trend som for *Mysis*. Her sank konsentrasjonen i samme periode fra 0,7 til 0,5 ng/g våtvekt. Ved Skreia har konsentrasjonen i daphnier sunket fra 1,6/1,7 ng/g våtvekt i 2004/2005 og til 0,5 ng/g i 2007.

Konsentrasjonen av PBD i *Gammaracanthus* fra Brøttum var 15 ng/g våtvekt. I en prøve fra Gjøvik i 2004 var konsentrasjonen hele 170 ng/g våtvekt. Prøvene er imidlertid ikke helt sammenliknbare, da alders- og størrelsessammensetningen var forskjellige. *Gammaracanthus* har flere generasjoner, og konsentrasjonene av miljøgifter øker trolig med alder og størrelse. Materialet fra Gjøvik besto av eldre individer (tre år gamle, generasjon 3+). For prøven fra Brøttum måtte vi analysere på en blanding av alle generasjoner, da vi ikke hadde tilstrekkelig materiale av den eldste generasjonen.



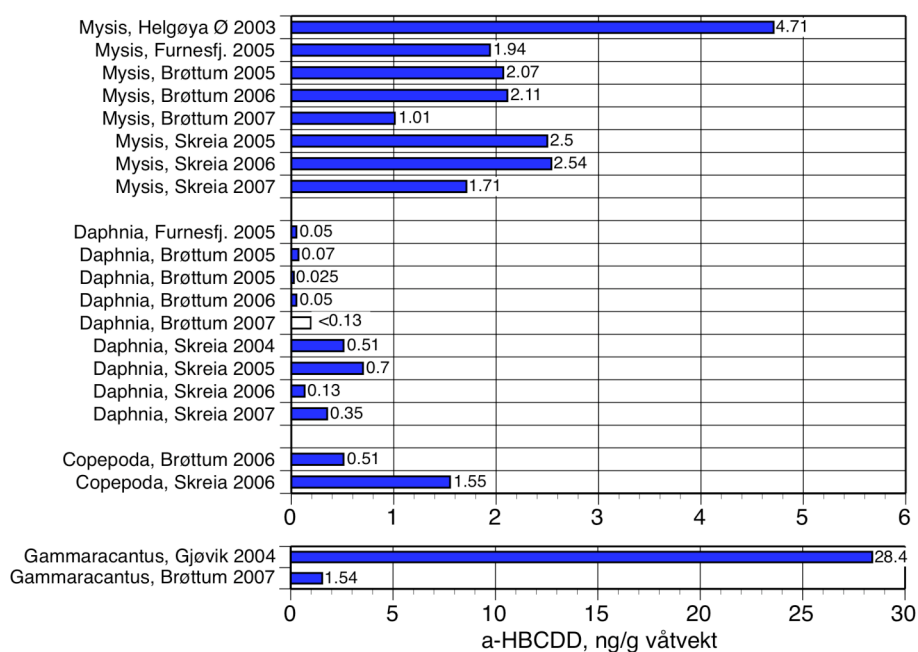
**Figur 15.** Konsentrasjoner av PBDE (våtvekt) i krepsdyr og zooplankton fra Mjøsa. Konsentrasjoner under metodens deteksjonsgrense er satt lik halve denne.

## 8.2 HBCDD i zooplankton/krepsdyr

For HBCDD ble det i hovedsak påvist detekterbare konsentrasjoner av  $\alpha$ -isomeren (Figur 16). Det var ingen tydelige geografiske forskjeller i konsentrasjonene, og tidsseriene er for korte til at det vil kunne påvises statistiske signifikante trender.

For *Mysis* har konsentrasjonen av  $\alpha$ -HBCDD i perioden 2005–2007 sunket noe ved begge stasjonene: ved Brøttum fra 2,07 og til 1,01 ng/g våtvekt, mens den ved Skreia har sunket fra 2,5 og til 1,71 ng/g våtvekt.

For daphnier var det en tendens til at prøvene fra Skreia hadde høyere nivåer av  $\alpha$ -HBCDD enn prøvene fra Brøttum og Skreia. Konsentrasjonene varierte usystematisk og før Brøttum var de i området 0,025–0,07 ng/g våtvekt (for 2007 var den <0,17 ng/g våtvekt) og for Skreia 0,51–0,13 ng/g våtvekt.



**Figur 16.** Konsentrasjoner av  $\alpha$ -HBCDD (våtvekt) i krepsdyr og zooplankton fra Mjøsa.



### 8.3 PCB og kvikksølv zooplankton/krepsdyr

Konsentrasjonene av PCB i prøvene av daphnier og *Mysis* ved de to stasjonene var svært like (Tabell 10). Hos daphnier var konsentrasjonen av  $\Sigma$ PCB ved Brøttum og Skreia henholdsvis 0,41 og 0,62 ng/g våtvekt, mens den hos *Mysis* var henholdsvis 2,40 og 2,73 ng/g våtvekt. *Gammaracanthus* fra Brøttum hadde den høyeste konsentrasjon av  $\Sigma$ PCB7 på 5,52 ng/g våtvekt. Konsentrasjonene av total PCB ( $\Sigma$ PCB) var omlag 2,5 ganger høyere enn  $\Sigma$ PCB7.

For kvikksølv var konsentrasjonen hos daphnier under deteksjonsgrensen ( $<0,005 \mu\text{g/g}$  våtvekt). Hos *Mysis* var konsentrasjonen av kvikksølv ved Brøttum  $0,042 \mu\text{g/g}$  våtvekt, som var nær det doble av konsentrasjonen ved Skreia ( $0,022 \mu\text{g/g}$  våtvekt). *Gammaracanthus* fra Brøttum hadde den høyeste konsentrasjon av kvikksølv med  $0,049 \mu\text{g/g}$  våtvekt.

**Tabell 10.** Konsentrasjonen av PCB og kvikksølv (Hg) i zooplankton og krepsdyr fra Mjøsa, innsamlet høsten 2007.

prøvemateriale	stasjon	$\Sigma$ PCB7, ng/g v.v.	Hg, $\mu\text{g/g}$	$\Sigma$ PCB, ng/g v.v
<i>Daphnia</i>	Brøttum	0,41	$<0,005$	1,00
<i>Daphnia</i>	Skreia	0,62	$<0,005$	1,57
<i>Mysis</i>	Brøttum	2,40	0,042	6,28
<i>Mysis</i>	Skreia	2,73	0,022	7,13
<i>Gammaracanthus</i>	Brøttum	5,52	0,049	12,52

## 9. Referanser

- 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.
- Fjeld, E. 2006. Bromerte flammehemmere mm. i fisk fra Mjøsa, 2005. NIVA notat, 29.mars 2006. 7 s.
- Fjeld, 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., 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., 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., 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.
- Fjeld, E., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A.R., Dye, C. (NILU), 2007. Tilførsler av miljøgifter til Mjøsa via kommunale renseanlegg og elver 2006. NIVA. Rapport l. nr OR-5444. 93 + vedlegg s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Gundersen, H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. NIVA. Rapport l. nr OR-5011. 97 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Kjellberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A., Gundersen, H., 2004a. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4809. 117 s.
- Fjeld, E., Schlabach, M., Rognerud, S., Kjellberg, G., 2004b. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, oppfølgende undersøkelser i 2004 Rapport l. nr OR-4896. 27 s.
- 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.
- 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.
- 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](http://www.nilu.no/index.cfm?ac=press&folder_id=4461&text_id=9724&view=text)
- 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.
- 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.
- Underdal, B. 1970. Undersøkelse av kvikksølvinnholdet i fisk fra Mjøsaområdet. Institutt for næringsmiddelhygiene. Norges veterinærhøgskole. Rapport. 15 s.
- Öberg, T, Darnerud, P, Hajslova, J. 2003. Miljøgifter i fisk 2001/2002 Vänern-Vättern. Vätternvårdsförbundet (Jönköping, Sverige). Rapport nr. 73. 50 s.



## **Vedlegg: Data for 2007**

Konsentrasjoner av organiske miljøgifter er i ng/g våtvekt. Konsentrasjoner av kvikksølv er i mg/kg våtvekt.



NILU nr	NIVAPID	NIVA FID	art	lengde cm	vekt g	kjønn	stadium	d15N, ‰	d13C, ‰	Fett, %	Hg	PeCB	HCB	PCB18	PCB28	PCB31	PCB33	PCB37	Sum-TrICB	PCB47	PCB52	PCB66
07/1829	5362	40256	Ørret	58	2092	hunn	5	14.789	-25.942	2.42	0.587	0.03	0.42	0.04	0.1	0.08	0.01	<0.01	0.33	0.13	0.36	0.45
07/1830	5363	40257	Ørret	51.7	1580	hunn	7.2	14.907	-25.191	0.55	0.382	<0.01	0.1	<0.01	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.07	0.03	0.07	0.09
07/1831	5364	40258	Ørret	53.5	1638	hunn	6	14.098	-25.63	1.37	0.351	0.02	0.37	0.03	0.08	0.06	0.01	<0.01	0.23	0.07	0.24	0.26
07/1832	5365	40259	Ørret	58.5	2373	hunn	3	15.509	-26.2	3.2	1.449	0.05	0.71	0.11	0.34	0.25	0.07	<0.01	1.06	0.31	0.81	0.95
07/1833	5366	40260	Ørret	61.8	2916	hunn	7.2	15.054	-25.277	1.53	0.384	0.01	0.2	0.01	0.04	0.03	<0.01	<0.01	0.12	0.04	0.12	0.15
07/1834	5367	40261	Ørret	54.7	1746	hunn	3	16.751	-25.881	7.05	0.583	0.04	0.5	0.05	0.1	0.06	0.02	<0.01	0.3	0.13	0.35	0.38
07/1835	5368	40262	Ørret	52.5	1585	hunn	5	15.217	-26.153	2.98	0.528	0.04	0.63	0.05	0.15	0.1	0.03	<0.01	0.45	0.16	0.41	0.49
07/1836	5369	40263	Ørret	60.5	2527	hunn	5	15.301	-25.652	4.91	0.518	0.06	0.72	0.06	0.17	0.11	0.03	<0.01	0.49	0.2	0.51	0.69
07/1837	5370	40264	Ørret	63.5	3154	hunn	7.2			3.66	0.9	0.04	0.51	0.04	0.13	0.09	0.02	<0.01	0.38	0.13	0.35	0.45
07/1838	5371	40265	Ørret	54.3	1728	hunn	7.2	1.76	0.325	0.02	0.33	0.02	0.33	0.02	0.07	0.04	0.01	<0.01	0.2	0.07	0.19	0.22
07/1839	5372	40266	Ørret	61.7	2316	hunn	5	1.17	0.526	0.01	0.25	0.01	0.25	0.01	0.06	0.04	<0.01	<0.01	0.17	0.06	0.16	0.22
07/1840	5373	40267	Ørret	62	2447	hunn	3	3.31	0.627	0.04	0.49	0.04	0.49	0.04	0.11	0.08	0.02	<0.01	0.35	0.14	0.33	0.47
07/1841	5374	40268	Ørret	62	2773	hunn	3	13.895	-26.281	3.56	0.302	0.04	0.58	0.04	0.11	0.08	0.02	<0.01	0.35	0.1	0.28	0.34
07/1842	5375	40269	Ørret	52.2	1509	hunn	3	14.068	-25.604	0.87	0.345	0.01	0.15	0.01	0.03	0.02	0.01	<0.01	0.1	0.03	0.07	0.08
07/1843	5376	40270	Ørret	52	1730	hann	3	15.449	-25.67	2.24	0.692	0.02	0.32	0.02	0.07	0.04	0.01	<0.01	0.21	0.1	0.24	0.35
07/1885	5342+5397		Mysis, Brøttum							9.18	0.042	0.03	0.05	0.02	0.07	0.04	0.02	0.01	0.23	0.06	0.07	0.13
07/1884	5337+5395		Mysis, Skreia							3.72	0.022	0.04	0.09	0.03	0.07	0.04	0.02	0.01	0.26	0.06	0.09	0.12
07/1882	5339		Daphnia, Brøttum							0.82	<0.005	0.01	0.11	0.02	0.02	0.02	0.01	<0.01	0.1	0.01	0.03	0.02
07/1883	5334		Daphnia, Skreia							1.24	<0.005	0.01	0.13	0.02	0.03	0.02	0.01	<0.01	0.1	0.02	0.05	0.04
07/1886	5399+5398		Gammaracanthus							1.44	0.049	0.03	0.36	0.01	0.06	0.04	<0.01	<0.01	0.18	0.05	0.15	0.14

	PCB74	Sum-TetraCB	PCB99	PCB101	PCB105	PCB114	PCB118	PCB122	PCB123	Sum-PenCB	PCB128	PCB138	PCB141	PCB149	PCB153	PCB156	PCB157	Sum-HexCB	PCB170	PCB180	
07/1177	0.03	0.26	0.08	0.18	0.06	<0.01	0.16	<0.01	<0.01	0.73	0.06	0.35	0.07	0.19	0.47	0.03	<0.01	0.01	1.53	0.06	0.18
07/1177	0.03	0.26	0.08	0.18	0.06	<0.01	0.16	<0.01	<0.01	0.73	0.06	0.35	0.07	0.19	0.47	0.03	<0.01	0.01	1.53	0.06	0.18
07/1178	0.03	0.22	0.07	0.16	0.05	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	0.67	0.05	0.29	0.05	0.15	0.41	0.02	<0.01	0.01	1.3	0.05	0.14
07/1179	0.02	0.29	0.1	0.29	0.11	0.01	0.28	<0.01	<0.01	1.41	0.13	0.69	0.13	0.37	1.02	0.06	0.01	0.03	3.41	0.15	0.44
07/1180	0.03	0.44	0.13	0.3	0.12	<0.01	0.3	<0.01	<0.01	1.49	0.12	0.68	0.12	0.32	0.97	0.06	0.01	0.03	3.2	0.1	0.37
07/1181	0.03	0.33	0.12	0.3	0.14	0.01	0.35	<0.01	<0.01	1.57	0.15	0.84	0.16	0.4	1.21	0.07	0.01	0.04	4.03	0.17	0.49
07/1182	0.03	0.35	0.1	0.24	0.1	<0.01	0.24	<0.01	<0.01	1.23	0.11	0.59	0.11	0.3	0.84	0.05	<0.01	0.03	2.82	0.09	0.33
07/1183	0.04	0.46	0.09	0.22	0.09	<0.01	0.22	<0.01	<0.01	1.11	0.09	0.51	0.09	0.26	0.69	0.04	<0.01	0.02	2.42	0.08	0.27
07/1184	0.03	0.5	0.1	0.28	0.12	0.01	0.3	<0.01	<0.01	1.46	0.13	0.7	0.13	0.33	1.06	0.06	0.01	0.04	3.48	0.13	0.44
07/1185	0.05	0.9	0.2	0.57	0.23	0.02	0.54	<0.01	0.01	2.86	0.23	1.31	0.23	0.72	1.94	0.11	0.02	0.07	6.45	0.24	0.75
07/1186	0.04	0.87	0.29	0.9	0.37	0.03	0.9	<0.01	0.02	4.4	0.42	2.26	0.37	0.81	3.38	0.2	0.04	0.13	10.53	0.41	1.44
07/11896	0.02	0.2	0.06	0.12	0.05	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	0.65	0.05	0.34	0.06	0.15	0.45	0.03	<0.01	0.01	1.46	0.06	0.17
07/11896	0.02	0.2	0.06	0.12	0.05	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	0.65	0.05	0.34	0.06	0.15	0.45	0.03	<0.01	0.01	1.46	0.06	0.17
07/11896	0.02	0.2	0.06	0.12	0.05	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	0.65	0.05	0.34	0.06	0.15	0.45	0.03	<0.01	0.01	1.46	0.06	0.17
07/11896	0.02	0.2	0.06	0.12	0.05	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	0.65	0.05	0.34	0.06	0.15	0.45	0.03	<0.01	0.01	1.46	0.06	0.17
07/11896	0.02	0.2	0.06	0.12	0.05	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	0.65	0.05	0.34	0.06	0.15	0.45	0.03	<0.01	0.01	1.46	0.06	0.17
07/11897	0.03	0.23	0.1	0.16	0.09	0.01	0.24	<0.01	<0.01	0.98	0.1	0.55	0.09	0.24	0.74	0.04	<0.01	0.02	2.43	0.08	0.26
07/11897	0.03	0.23	0.1	0.16	0.09	0.01	0.24	<0.01	<0.01	0.98	0.1	0.55	0.09	0.24	0.74	0.04	<0.01	0.02	2.43	0.08	0.26
07/11897	0.03	0.23	0.1	0.16	0.09	0.01	0.24	<0.01	<0.01	0.98	0.1	0.55	0.09	0.24	0.74	0.04	<0.01	0.02	2.43	0.08	0.26
07/11897	0.03	0.23	0.1	0.16	0.09	0.01	0.24	<0.01	<0.01	0.98	0.1	0.55	0.09	0.24	0.74	0.04	<0.01	0.02	2.43	0.08	0.26
07/11897	0.03	0.23	0.1	0.16	0.09	0.01	0.24	<0.01	<0.01	0.98	0.1	0.55	0.09	0.24	0.74	0.04	<0.01	0.02	2.43	0.08	0.26
07/11898	0.16	1.58	0.59	1.54	0.49	0.04	1.34	<0.01	0.03	6.97	0.57	3.37	0.55	1.47	4.57	0.26	0.05	0.15	15.13	0.64	1.92
07/11899	0.04	0.51	0.15	0.37	0.16	0.01	0.4	<0.01	<0.01	1.91	0.16	0.96	0.18	0.46	1.38	0.08	0.01	0.04	4.51	0.16	0.57
07/11900	0.05	0.94	0.25	0.75	0.32	0.04	0.79	<0.01	0.02	3.96	0.35	1.91	0.36	0.99	2.96	0.17	0.03	0.1	9.67	0.29	1.09
07/11901	0.05	0.85	0.25	0.74	0.35	0.03	0.85	<0.01	0.02	4.08	0.39	2.13	0.42	0.99	3.43	0.2	0.04	0.12	10.98	0.38	1.52
07/11902	0.07	1.12	0.33	0.82	0.37	0.03	0.93	<0.01	0.02	4.52	0.4	2.24	0.4	1.05	3.28	0.19	0.03	0.11	10.84	0.33	1.25
07/11903	0.05	0.81	0.27	0.69	0.36	<0.05	0.92	<0.05	<0.05	4.13	0.39	2.29	0.41	1.06	3.58	0.21	0.04	0.13	11.36	0.47	1.71
07/11904	0.05	0.67	0.18	0.47	0.2	0.01	0.49	<0.01	0.01	2.47	0.21	1.18	0.23	0.64	1.79	0.1	0.02	0.06	5.95	0.23	0.75
07/11905	0.05	0.69	0.18	0.49	0.23	0.02	0.55	<0.01	0.01	2.7	0.23	1.32	0.25	0.67	2.05	0.12	0.02	0.07	6.48	0.27	0.86
07/11906	0.06	1.15	0.35	0.93	0.43	0.04	1.04	<0.01	0.02	5.08	0.45	2.54	0.47	1.24	3.97	0.22	0.04	0.14	12.32	0.47	1.58
07/11757	0.12	1.41	0.35	0.94	0.27	0.02	0.7	<0.01	0.01	4.05	0.29	1.55	0.26	0.85	1.96	0.11	0.02	0.06	7.3	0.24	0.67
07/11758	0.08	0.83	0.35	0.84	0.29	0.03	0.8	<0.01	0.02	3.72	0.38	2.36	0.37	0.73	3.24	0.2	0.04	0.11	10	0.46	1.52
07/11759	0.2	1.95	0.79	2	0.64	0.06	1.69	<0.01	0.03	8.83	0.75	4.14	0.65	1.76	5.31	0.33	0.06	0.18	18.41	0.67	1.92
07/11760B	0.12	1.36	0.34	0.84	0.24	0.02	0.64	<0.01	0.01	3.47	0.24	1.45	0.24	0.65	1.89	0.1	0.02	0.05	6	0.24	0.64
07/11761	0.18	1.74	0.82	2.01	0.68	0.05	1.82	<0.01	0.04	8.79	0.83	4.71	0.71	1.71	6.06	0.38	0.08	0.21	20.21	0.7	2.26
07/11762	0.1	1.09	0.33	0.85	0.27	0.03	0.72	<0.01	0.01	3.79	0.3	1.71	0.27	0.84	2.18	0.13	0.03	0.07	7.62	0.27	0.79
07/11763	0.26	2.88	0.96	2.54	0.75	0.07	1.94	0.01	0.04	10.69	0.8	4.41	0.69	1.89	5.69	0.34	0.06	0.19	19.98	0.69	1.93
07/11764	0.17	1.98	0.48	1.26	0.38	0.02	0.98	<0.01	0.02	5.62	0.39	2.11	0.35	1.16	2.74	0.16	0.03	0.09	9.96	0.34	0.96
07/11765	0.09	0.85	0.41	0.99	0.38	0.04	1.01	<0.01	0.02	4.49	0.54	3.16	0.47	0.93	4.28	0.26	0.05	0.13	13.11	0.53	1.89
07/11766	0.09	0.86	0.28	0.7	0.23	0.02	0.66	<0.01	0.01	3.28	0.32	1.85	0.31	0.78	2.64	0.16	0.03	0.09	8.44	0.41	1.32
07/11767	0.14	1.52	0.47	1.21	0.36	0.04	0.94	<0.01	0.02	5.32	0.4	2.19	0.36	1.05	2.98	0.18	0.03	0.1	10.4	0.36	1.12
07/11768	0.2	2.18	0.75	2	0.59	0.07	1.54	<0.01	0.03	8.63	0.61	3.47	0.58	1.75	4.54	0.27	0.05	0.15	16.42	0.55	1.57
07/11769	0.12	1.08	0.57	1.44	0.48	0.04	1.33	<0.01	0.03	6.39	0.62	3.46	0.54	1.31	4.55	0.28	0.05	0.15	15.17	0.57	1.74
07/11770	0.26	2.51	0.61	1.57	0.48	0.04	1.25	<0.01	0.03	6.79	0.51	2.91	0.53	1.49	4.47	0.23	0.05	0.13	14.64	0.53	1.64
07/11771	0.1	1.06	0.44	1.1	0.37	0.04	0.97	<0.01	0.02	4.97	0.43	2.52	0.4	1.09	3.44	0.21	0.04	0.12	11.43	0.47	1.44
07/11772	0.17	1.74	0.61	1.62	0.49	0.04	1.27	<0.01	0.03	7.02	0.51	2.83	0.48	1.48	3.73	0.23	0.04	0.12	13.38	0.44	1.25
07/11773	0.19	1.85	0.69	1.84	0.55	0.04	1.45	<0.01	0.03	7.82	0.59	3.35	0.55	1.68	4.52	0.25	0.05	0.14	15.59	0.56	1.51
07/11774	0.16	1.66	0.59	1.61	0.48	0.04	1.28	<0.01	0.03	7.07	0.52	2.93	0.47	1.48	3.86	0.23	0.04	0.13	13.6	0.5	1.34
07/11775	0.15	1.54	0.65	1.66	0.54	0.05	1.46	<0.01	0.03	7.08	0.6	3.64	0.57	1.44	4.86	0.28	0.05	0.15	15.94	0.64	1.75
07/11776	0.22	2.23	0.74	1.98	0.59	0.05	1.56	<0.01	0.03	8.67	0.62	3.61	0.59	2.08	4.63	0.27	0.05	0.15	16.77	0.61	1.62
07/11824	0.16	1.6	0.58	1.29	0.48	0.04	1.25	<0.01	0.03	6.4	0.49	2.89	0.48	1.42	3.93	0.23	0.04	0.13	13.36	0.46	1.44
07/1825	0.17	1.75	0.59	1.34	0.47	0.05	1.23	<0.01	0.02	6.58	0.46	2.69	0.48	1.51	3.71	0.2	0.04	0.12	12.89	0.45	1.25
07/1826	0.1	0.99	0.38	0.8	0.32	0.03	0.83	<0.01	0.02	4.12	0.35	1.97	0.33	0.96	2.91	0.15	0.03	0.09	9.34	0.36	1.11
07/1827	0.11	0.98	0.36	0.74	0.31	0.03	0.78	<0.01	0.02	3.84	0.31	1.88	0.31	0.87	2.61	0.15	0.03	0.09	8.58	0.32	0.99
07/1828	0.19	1.87	0.73	1.56	0.63	0.06	1.63	<0.01	0.03	8.11	0.66	3.9	0.64	1.84	5.56	0.3	0.05	0.19	18.2	0.67	1.98



NILU nr	PCB74	Sum-TetraCB	PCB99	PCB101	PCB105	PCB114	PCB118	PCB122	PCB123	Sum-PenCB	PCB128	PCB138	PCB141	PCB149	PCB153	PCB156	PCB157	PCB167	Sum-HexCB	PCB170	PCB180
07/1829	0.27	2.49	1.3	2.88	1.03	0.12	2.93	<0.02	0.06	13.85	1.42	8.52	1.32	3.04	12.53	0.66	0.1	0.38	37.54	1.8	5.04
07/1830	0.05	0.44	0.19	0.4	0.17	0.01	0.46	<0.01	<0.01	2.1	0.19	1.1	0.18	0.46	1.56	0.09	0.02	0.05	4.96	0.19	0.56
07/1831	0.14	1.48	0.58	1.24	0.48	0.04	1.25	<0.01	0.03	6.33	0.52	2.89	0.48	1.48	4.24	0.23	0.04	0.14	13.78	0.53	1.52
07/1832	0.53	5.37	2.22	4.65	1.68	0.16	4.74	<0.01	0.1	22.99	1.85	11.24	1.83	4.81	17.06	0.94	0.15	0.57	52.79	2.05	6.23
07/1833	0.09	0.8	0.31	0.71	0.25	0.02	0.71	<0.01	0.01	3.44	0.29	1.79	0.3	0.78	2.57	0.14	0.02	0.08	8.13	0.33	0.99
07/1834	0.21	2.18	1.05	2.18	0.85	0.08	2.31	<0.01	0.05	11.17	0.99	5.7	0.91	2.58	8.19	0.42	0.08	0.26	26.25	1	2.87
07/1835	0.28	2.74	0.99	2.14	0.84	0.07	2.22	<0.01	0.05	11.1	0.87	5.17	0.85	2.47	7.26	0.41	0.07	0.24	24.09	0.89	2.46
07/1836	0.38	3.79	1.28	2.73	1.11	0.09	2.82	<0.01	0.06	14.34	1.13	6.69	1.07	3.2	9.51	0.51	0.09	0.31	30.9	1.13	3.21
07/1837	0.25	2.4	1.02	2.07	0.81	0.07	2.2	<0.01	0.04	10.53	0.89	5.53	0.87	2.24	7.78	0.44	0.08	0.26	25.01	0.89	2.93
07/1838	0.13	1.25	0.49	0.96	0.4	0.04	1.05	<0.01	0.02	5.1	0.44	2.56	0.42	1.16	3.6	0.21	0.04	0.13	11.88	0.41	1.38
07/1839	0.12	1.15	0.41	0.84	0.33	0.03	0.88	<0.01	0.02	4.34	0.35	2.08	0.36	1.03	2.94	0.16	0.03	0.1	8.93	0.37	1.12
07/1840	0.27	2.53	0.9	1.78	0.81	0.06	2.04	<0.01	0.04	9.86	0.8	4.77	0.74	2.19	6.65	0.37	0.07	0.23	19.88	0.74	2.34
07/1841	0.19	1.93	0.67	1.33	0.54	0.05	1.38	<0.01	0.03	6.94	0.56	3.31	0.52	1.53	4.47	0.26	0.05	0.16	13.75	0.54	1.7
07/1842	0.05	0.47	0.18	0.34	0.14	0.01	0.38	<0.01	0.01	1.77	0.13	0.81	0.12	0.36	1.16	0.06	0.01	0.04	3.42	0.13	0.39
07/1843	0.19	1.75	0.8	1.41	0.72	0.07	1.85	<0.01	0.04	8.32	0.76	4.56	0.76	1.92	6.59	0.36	0.06	0.23	19.31	0.75	2.46
07/1885	0.07	0.71	0.17	0.28	0.12	0.01	0.31	<0.01	<0.01	1.65	0.1	0.59	0.09	0.37	0.86	0.04	<0.01	0.03	2.93	0.06	0.23
07/1884	0.07	0.76	0.18	0.33	0.14	0.02	0.35	<0.01	<0.01	1.94	0.1	0.64	0.08	0.41	0.96	0.05	0.01	0.03	3.24	0.07	0.3
07/1882	0.01	0.14	0.03	0.07	0.02	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.27	0.01	0.08	0.02	0.06	0.11	<0.01	<0.01	<0.01	0.37	<0.01	0.03
07/1883	0.02	0.26	0.06	0.11	0.03	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.45	0.02	0.13	0.02	0.09	0.17	<0.01	<0.01	<0.01	0.6	0.02	0.06
07/1886	0.09	0.79	0.3	0.65	0.2	0.03	0.59	<0.01	0.01	2.87	0.2	1.4	0.18	0.8	2.04	0.13	0.02	0.07	6.73	0.24	0.63

NILU nr	PCB183	PCB187	PCB189	Sum-HepCB	PCB194	PCB206	PCB209	Sum 7 PCB	Sum PCB	TBA	PBE-15	PBE-153	PBDE-28	PBDE-47	PBDE-66	PBDE-49 + 72	PBDE-77	PBDE-85	PBDE-99	PBDE-100
07/1777	0.03	0.09	<0.01	0.42	<0.01	<0.01	<0.01	1.42	3.06	0.01	<0.01	<0.01	0.02	1.32	0.03	0.03	<0.01	<0.01	0.1	0.24
07/1777	0.03	0.09	<0.01	0.42	<0.01	<0.01	<0.01	1.42	3.06	0.01	<0.01	<0.01	0.02	1.32	0.03	0.03	<0.01	<0.01	0.1	0.24
07/1778	0.03	0.07	<0.01	0.36	<0.01	<0.01	<0.01	1.22	2.67	0.01	<0.01	<0.01	0.02	1.07	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.09	0.2
07/1779	0.1	0.24	<0.01	1.33	0.04	0.01	<0.01	2.78	6.55	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	2.77	0.03	0.04	<0.01	<0.01	0.04	1.01
07/1780	0.08	0.22	<0.01	1.18	0.04	0.01	<0.01	2.73	6.48	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	3.04	0.04	0.04	<0.01	<0.01	0.13	1.04
07/1781	0.11	0.27	<0.01	1.49	0.05	0.02	<0.01	3.23	7.54	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	3.24	0.05	0.04	<0.01	<0.01	0.08	1.06
07/1782	0.07	0.19	<0.01	1.03	0.04	0.01	<0.01	2.32	5.56	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	2.8	0.04	0.04	<0.01	<0.01	0.08	1.03
07/1783	0.06	0.16	<0.01	0.84	0.03	<0.01	<0.01	1.99	4.97	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	2	0.03	0.04	<0.01	<0.01	0.13	0.59
07/1784	0.17	0.47	<0.01	1.37	0.05	0.02	<0.01	2.88	6.98	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	3.68	0.04	0.05	<0.01	<0.01	0.15	1.71
07/1785	0.1	0.27	<0.01	2.42	0.08	0.02	<0.01	5.3	12.89	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	6.71	0.07	0.09	<0.01	<0.01	0.21	2.8
07/1786	0.33	0.91	0.02	4.53	0.18	0.04	<0.01	9.08	20.69	<0.01	<0.01	<0.01	0.11	22.04	0.21	0.17	<0.01	<0.01	0.54	10.1
07/1896	0.04	0.09	<0.01	0.5	0.01	<0.01	<0.01	1.27	2.95	0.01	<0.01	<0.01	0.01	1.22	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.4
07/1896	0.04	0.09	<0.01	0.5	0.01	<0.01	<0.01	1.27	2.95	0.01	<0.01	<0.01	0.01	1.22	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.4
07/1896	0.04	0.09	<0.01	0.5	0.01	<0.01	<0.01	1.27	2.95	0.01	<0.01	<0.01	0.01	1.22	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.4
07/1896	0.04	0.09	<0.01	0.5	0.01	<0.01	<0.01	1.27	2.95	0.01	<0.01	<0.01	0.01	1.22	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.4
07/1896	0.04	0.09	<0.01	0.5	0.01	<0.01	<0.01	1.27	2.95	0.01	<0.01	<0.01	0.01	1.22	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.4
07/1897	0.06	0.18	<0.01	0.81	0.02	<0.01	<0.01	2	4.56	0.01	<0.01	<0.01	0.02	2.12	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.71
07/1897	0.06	0.18	<0.01	0.81	0.02	<0.01	<0.01	2	4.56	0.01	<0.01	<0.01	0.02	2.12	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.71
07/1897	0.06	0.18	<0.01	0.81	0.02	<0.01	<0.01	2	4.56	0.01	<0.01	<0.01	0.02	2.12	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.71
07/1897	0.06	0.18	<0.01	0.81	0.02	<0.01	<0.01	2	4.56	0.01	<0.01	<0.01	0.02	2.12	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.71
07/1897	0.06	0.18	<0.01	0.81	0.02	<0.01	<0.01	2	4.56	0.01	<0.01	<0.01	0.02	2.12	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.71
07/1898	0.42	1.07	0.03	5.54	0.17	0.07	0.03	13.09	29.85	0.04	<0.01	<0.01	0.06	6.89	0.14	0.26	<0.01	<0.01	2.13	2.19
07/1899	0.11	0.3	<0.01	1.66	0.07	0.02	<0.01	3.79	8.81	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	4.33	0.05	0.07	<0.01	<0.01	0.18	1.37
07/1900	0.19	0.52	0.02	3.01	0.14	0.03	0.01	7.7	17.94	0.01	<0.01	<0.01	0.06	12.17	0.13	0.14	<0.01	<0.01	0.39	4.79
07/1901	0.34	0.91	0.02	4.64	0.19	0.05	0.02	8.84	20.95	<0.01	<0.01	<0.01	0.1	18.65	0.16	0.16	<0.01	<0.01	0.22	7.93
07/1902	0.28	0.75	0.02	3.9	0.12	0.03	<0.01	8.77	20.77	0.01	<0.01	<0.01	0.1	16.52	0.19	0.21	<0.01	<0.01	0.48	6.03
07/1903	0.33	0.93	0.02	4.59	0.14	0.04	0.01	9.15	21.21	<0.01	<0.01	<0.01	0.08	16.1	0.15	0.14	<0.01	<0.01	0.28	7.14
07/1904	0.16	0.42	<0.01	2.21	0.07	0.02	<0.01	4.79	11.53	0.01	<0.01	<0.01	0.04	5.36	0.07	0.07	<0.01	<0.01	0.24	1.85
07/1905	0.19	0.54	0.01	2.62	0.08	0.03	<0.01	5.42	12.72	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	8.13	0.08	0.09	<0.01	<0.01	0.19	3.07
07/1906	0.37	0.98	0.02	4.95	0.21	0.04	0.02	10.29	23.97	0.01	<0.01	<0.01	0.1	22.09	0.25	0.22	<0.01	<0.01	0.84	8.03
07/1757	0.16	0.42	0.01	2.17	0.07	0.02	0.01	6.2	15	0.03	<0.01	<0.01	0.05	5.4	0.09	0.4	<0.01	<0.01	1.93	1.18
07/1758	0.31	0.73	0.03	4.14	0.18	0.06	0.02	8.9	19	0.02	<0.01	<0.01	0.06	8.7	0.28	1	<0.01	<0.01	4.89	4.77
07/1759	0.45	1.1	0.03	5.97	0.2	0.05	0.01	15.4	36	0.04	<0.01	<0.01	0.14	24.7	0.78	4.44	<0.01	<0.01	16.8	10
07/1760B	0.14	0.32	<0.01	1.79	0.05	0.02	<0.01	5.8	13	0.03	<0.01	<0.01	0.05	3.8	0.08	0.07	<0.01	<0.01	1	0.99
07/1761	0.53	1.28	0.03	6.84	0.23	0.06	0.02	17.2	38	0.03	<0.01	<0.01	0.13	24.6	0.75	2.69	<0.01	<0.01	15.95	9.74
07/1762	0.18	0.43	0.01	2.36	0.08	0.03	0.01	6.5	15	0.05	<0.01	<0.01	0.15	5.2	0.1	0.39	<0.01	<0.01	1.95	1.41
07/1763	0.42	1.06	0.03	5.73	0.17	0.06	0.02	17.1	40	0.07	<0.01	<0.01	0.15	25.5	0.58	2.25	<0.01	<0.01	12.52	7.83
07/1764	0.21	0.53	0.01	2.91	0.08	0.03	<0.01	8.5	21	0.03	<0.01	<0.01	0.07	9.2	0.16	0.61	<0.01	<0.01	3.2	2.22
07/1765	0.42	0.96	0.03	5.23	0.23	0.07	0.02	11.5	24	0.04	<0.01	<0.01	0.07	11.2	0.41	1.21	<0.01	<0.01	4.62	7.28
07/1766	0.27	0.63	0.02	3.7	0.17	0.06	0.02	7.4	17	0.04	<0.01	<0.01	0.04	5.7	0.16	0.74	<0.01	<0.01	2.44	3.3
07/1767	0.25	0.63	0.02	3.41	0.13	0.04	0.01	8.8	21	0.05	<0.01	<0.01	0.07	9.7	0.19	0.59	<0.01	<0.01	4.12	4.04
07/1768	0.37	0.9	0.02	4.77	0.15	0.05	0.01	13.5	33	0.04	<0.01	<0.01	0.13	20.8	0.36	2.34	<0.01	<0.01	10.48	6.49
07/1769	0.42	1.01	0.03	5.34	0.19	0.06	0.01	12.7	28	0.03	<0.01	<0.01	0.13	15.5	0.36	1.74	<0.01	<0.01	7.65	6.27
07/1770	0.39	1.02	0.03	5.19	0.16	0.05	0.02	12.3	30	0.05	<0.01	<0.01	0.1	15.1	0.29	1.28	<0.01	<0.01	7.14	4.53
07/1771	0.31	0.78	0.02	4.18	0.16	0.06	0.02	9.7	22	0.03	<0.01	<0.01	0.06	9.7	0.21	1.07	<0.01	<0.01	4.96	3.72
07/1772	0.29	0.73	0.02	3.89	0.11	0.04	0.01	11.1	26	0.04	<0.01	<0.01	0.07	11.8	0.2	0.8	<0.01	<0.01	4.05	3.14
07/1773	0.33	0.82	0.02	4.55	0.14	0.04	0.01	13	30	0.04	<0.01	<0.01	0.11	17.5	0.39	1.96	<0.01	<0.01	8.56	6.45
07/1774	0.3	0.76	0.02	4.08	0.12	0.04	0.01	11.4	27	0.04	<0.01	<0.01	0.09	14	0.29	1.13	<0.01	<0.01	6	4.71
07/1775	0.37	0.93	0.03	5.05	0.16	0.06	0.02	13.7	30	0.04	<0.01	<0.01	0.1	16.7	0.41	1.31	<0.01	<0.01	7.74	7.62
07/1776	0.35	0.86	0.02	4.82	0.15	0.05	0.02	13.8	33	0.07	<0.01	<0.01	0.13	18	0.37	1.93	<0.01	<0.01	8.09	6.65
07/1824	0.33	0.88	0.02	4.67	0.06	0.04	0.01	11.15	26	0.03	<0.01	<0.01	0.13	26.8	0.42	0.71	<0.01	<0.01	2.94	13.42
07/1825	0.28	0.73	0.02	3.81	0.11	0.05	0.01	10.61	26	0.04	<0.01	<0.01	0.08	12.5	0.18	0.44	<0.01	<0.01	1.54	3.38
07/1826	0.24	0.63	0.01	3.23	0.1	0.04	<0.01	7.82	17	0.02	<0.01	<0.01	0.07	15	0.21	0.35	<0.01	<0.01	1.85	7.86
07/1827	0.22	0.56	0.01	2.9	0.09	0.04	0.01	7.21	18	0.03	<0.01	<0.01	0.06	10.8	0.11	0.34	<0.01	<0.01	0.82	4.04
07/1828	0.45	1.18	0.03	5.95	0.17	0.06	0.02	14.98	35	0.02	<0.01	<0.01	0.17	39.6	0.54	0.92	<0.01	<0.01	6.17	15.87

NILU nr	PCB183	PCB187	PCB189	Sum-HepCB	PCB194	PCB206	PCB209	Sum 7 PCB	Sum PCB	TBA	PBE-15	PBE-153	PBDE-28	PBDE-47	PBDE-66	PBDE-49 + 72	PBDE-77	PBDE-85	PBDE-99	PBDE-100
07/1829	1.07	2.55	0.06	13.88	0.44	0.15	0.04	32.35	69	0.02	<0.01	0.03	0.24	67.4	1.97	1.92	0.02	<0.01	36.5	34.5
07/1830	0.12	0.33	<0.01	1.63	0.05	0.02	<0.01	4.18	9	<0.02	<0.01	<0.01	0.03	6.7	0.09	0.07	<0.01	<0.01	0.61	2.53
07/1831	0.33	0.89	0.02	4.54	0.13	0.04	0.01	11.46	27	0.02	<0.01	<0.01	0.12	27.5	0.43	0.3	<0.01	<0.01	3.15	10.1
07/1832	1.4	3.8	0.09	18.34	0.6	0.19	0.06	45.06	101	0.03	<0.01	0.02	0.48	126	2.12	1.34	0.02	<0.01	46	50.1
07/1833	0.2	0.51	0.01	2.76	0.1	0.05	0.02	6.92	15	0.01	<0.01	<0.01	0.06	9.1	0.17	0.44	<0.01	<0.01	2.27	4.2
07/1834	0.62	1.75	0.04	8.43	0.26	0.08	0.03	21.7	49	0.03	<0.01	0.01	0.23	48.5	0.68	0.9	<0.01	<0.01	5.98	17.31
07/1835	0.53	1.39	0.03	7.33	0.21	0.08	0.02	19.81	46	0.04	<0.01	<0.01	0.36	49.5	0.86	1.19	<0.01	<0.01	6.46	20.91
07/1836	0.71	1.94	0.04	9.52	0.26	0.1	0.02	25.63	59	0.06	<0.01	0.01	0.39	66.7	1.09	1.98	<0.01	<0.01	10.23	21.63
07/1837	0.67	1.79	0.04	8.83	0.29	0.09	0.02	20.98	48	0.03	<0.01	<0.01	0.3	56.2	1.26	2.1	<0.01	<0.01	13.64	27.16
07/1838	0.32	0.86	0.02	4.24	0.14	0.04	0.01	9.81	23	0.03	<0.01	<0.01	0.09	19	0.23	0.47	<0.01	<0.01	1.62	7.47
07/1839	0.24	0.64	0.02	3.22	0.11	0.04	0.01	8.07	18	0.01	<0.01	<0.01	0.11	22.4	0.35	0.63	<0.01	<0.01	3.83	9.77
07/1840	0.5	1.41	0.03	6.79	0.2	0.06	0.02	18.01	40	0.02	<0.01	<0.01	0.21	44.5	0.73	1.09	<0.01	<0.01	6.87	19.11
07/1841	0.37	0.98	0.02	4.91	0.15	0.05	0.01	12.58	28	0.03	<0.01	<0.01	0.15	27.4	0.34	0.82	<0.01	<0.01	2.41	10.34
07/1842	0.09	0.23	<0.01	1.13	0.03	0.01	<0.01	3.18	7	0.01	<0.01	<0.01	0.04	7.9	0.1	0.21	<0.01	<0.01	0.78	3.37
07/1843	0.53	1.44	0.03	7	0.22	0.07	0.02	17.17	37	0.02	<0.01	<0.01	0.12	22.5	0.29	0.24	<0.01	<0.01	1.26	10.22
07/1885	0.06	0.17	<0.01	0.73	0.02	<0.01	<0.01	2.4	6.28	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	2.2	0.15	0.04	<0.01	0.01	1.15	0.46
07/1884	0.07	0.21	<0.01	0.87	0.03	<0.01	<0.01	2.73	7.13	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	1.66	0.08	0.04	<0.01	<0.01	0.39	0.29
07/1882	0.01	0.02	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.41	1	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.21	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.12	0.04
07/1883	0.01	0.03	<0.01	0.13	<0.01	<0.01	<0.01	0.62	1.57	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.19	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.06	0.04
07/1886	0.13	0.4	0.01	1.87	0.05	0.02	<0.01	5.52	12.52	<0.01	<0.01	<0.01	0.06	6.58	0.35	0.13	<0.01	<0.01	5.07	2.04

NILU nr	PBDE-119	PBDE-138	PBDE-153	PBDE-154	PBDE-183	PBDE-196	PBDE-206	PBDE-209	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD
07/1777	0.01	<0.01	0.04	0.05	<0.01	<0.05	<0.12	<0.22	0.36	0.01	0.03
07/1777	0.01	<0.01	0.04	0.05	<0.01	<0.05	<0.12	<0.22	0.36	0.01	0.03
07/1778	0.01	<0.01	0.03	0.04	<0.01	0.12	<0.1	<0.17	0.29	0.04	0.06
07/1779	0.03	<0.01	0.06	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.28	<0.01	0.02
07/1780	0.02	<0.01	0.08	0.16	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	1	<0.01	0.03
07/1781	0.04	<0.01	0.09	0.17	<0.01	<0.02	<0.04	<0.08	0.47	<0.01	0.04
07/1782	<0.01	<0.01	0.07	0.15	<0.01	<0.03	<0.04	<0.1	0.58	0.01	0.06
07/1783	0.01	<0.01	0.05	0.08	<0.01	0.02	<0.02	<0.04	0.53	<0.01	0.03
07/1784	0.05	<0.01	0.13	0.45	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	1.89	<0.01	0.04
07/1785	0.08	<0.01	0.2	0.45	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	2.54	<0.01	0.06
07/1786	0.32	<0.01	1.01	1.79	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01			
07/1896	<0.01	<0.01	0.03	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.22	0.01	0.02
07/1896	<0.01	<0.01	0.03	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.22	0.01	0.02
07/1896	<0.01	<0.01	0.03	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.22	0.01	0.02
07/1896	<0.01	<0.01	0.03	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.22	0.01	0.02
07/1896	<0.01	<0.01	0.03	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.22	0.01	0.02
07/1897	<0.01	<0.01	0.04	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.33	0.01	0.02
07/1897	<0.01	<0.01	0.04	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.33	0.01	0.02
07/1897	<0.01	<0.01	0.04	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.33	0.01	0.02
07/1897	<0.01	<0.01	0.04	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.33	0.01	0.02
07/1897	<0.01	<0.01	0.04	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.33	0.01	0.02
07/1897	<0.01	<0.01	0.04	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.33	0.01	0.02
07/1898	0.05	<0.01	0.22	0.35	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	6.86	<0.01	0.15
07/1899	<0.01	<0.01	0.12	0.21	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	1.32	0.01	0.04
07/1900	<0.01	<0.01	0.42	0.73	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	4.28	<0.01	0.08
07/1901	<0.01	<0.01	0.81	1.38	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	4.18	<0.01	0.06
07/1902	<0.01	<0.01	0.51	0.86	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	3.06	<0.01	0.09
07/1903	<0.01	<0.01	0.58	1.09	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	4.48	<0.01	0.08
07/1904	0.04	<0.01	0.16	0.27	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	1.97	<0.01	0.05
07/1905	<0.01	<0.01	0.27	0.52	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	3	<0.01	0.06
07/1906	<0.01	<0.01	0.87	1.28	<0.01	<0.01	<0.01	0.09	5.03	<0.01	0.1
07/1757	0.02	<0.01	0.15	0.19	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	4.9	<0.02	0.11
07/1758	<0.01	<0.01	0.95	1.12	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	3.1	<0.02	0.11
07/1759	0.05	<0.01	1.79	1.72	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	8.3	<0.02	0.15
07/1760B	0.04	<0.01	0.11	0.17	<0.01	<0.02	<0.04	<0.07	2.9	0.02	0.1
07/1761	<0.01	<0.01	1.6	1.49	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	6.5	<0.01	0.15
07/1762	0.01	<0.01	0.19	0.26	0.01	<0.01	<0.01	<0.02	2.5	<0.02	0.09
07/1763	<0.01	<0.01	1.05	0.78	0.02	<0.01	<0.02	<0.03	14.8	<0.05	0.35
07/1764	<0.01	<0.01	0.26	0.41	0.01	<0.01	<0.02	<0.03	7.5	<0.03	0.24
07/1765	11.6	<0.01	0.92	1.41	<0.01	<0.01	<0.02	<0.03	1.6	<0.01	0.05
07/1766	0.1	<0.01	0.56	0.82	<0.01	0.03	<0.03	0.04	2.4	<0.01	0.05
07/1767	<0.01	<0.01	0.37	0.7	0.03	<0.03	<0.03	<0.07	9.1	<0.04	0.2
07/1768	<0.01	<0.01	0.88	0.87	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	10.4	<0.01	0.26
07/1769	0.03	<0.01	0.85	1.2	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	4.9	<0.01	0.1
07/1770	0.02	<0.01	0.65	0.75	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	12.1	0.01	0.25
07/1771	0.04	<0.01	0.61	0.77	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	5.1	0.01	0.11
07/1772	<0.01	<0.01	0.29	0.48	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	7.2	<0.01	0.15
07/1773	<0.01	<0.01	0.79	1.11	<0.01	<0.01	0.01	<0.02	9.3	<0.02	0.19
07/1774	<0.01	<0.01	0.51	0.76	0.02	0.03	0.01	0.03	7.9	<0.01	0.11
07/1775	<0.01	<0.01	0.75	1.17	<0.01	<0.01	<0.02	0.03	7	<0.01	0.13
07/1776	<0.01	<0.01	0.64	0.99	<0.01	<0.02	<0.03	<0.06	9.3	<0.03	0.23
07/1824	<0.02	<0.01	1.05	0.56	<0.01	<0.09	<0.09	<0.25	6.4	<0.01	0.13
07/1825	0.13	<0.01	0.34	0.77	<0.01	<0.03	<0.07	<0.16	6.2	<0.01	0.18
07/1826	0.23	<0.01	0.68	1.54	<0.01	<0.01	<0.03	<0.06	4.8	<0.01	0.08
07/1827	<0.01	<0.01	0.39	0.94	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	3.6	<0.01	0.08
07/1828	<0.01	<0.01	1.95	3.62	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	10.4	<0.01	0.16

NILU nr	PBDE-119	PBDE-138	PBDE-153	PBDE-154	PBDE-183	PBDE-196	PBDE-206	PBDE-209	a-HBCD	b-HBCD	g-HBCD
07/1829	1.21	<0.02	6.96	9.84	<0.02	<0.16	<0.31	<0.52	16.8	<0.01	0.21
07/1830	0.1	<0.01	0.25	0.67	<0.01	<0.06	<0.14	<0.29	2.2	<0.02	0.06
07/1831	0.36	<0.02	1.15	2.48	<0.01	<0.07	<0.16	<0.31	8.2	<0.01	0.1
07/1832	1.66	<0.03	10.3	16.6	<0.01	<0.09	<0.19	<0.34	32.2	<0.01	0.61
07/1833	0.11	<0.01	0.46	0.95	<0.01	<0.06	<0.12	<0.22	3.4	<0.01	0.07
07/1834	0.62	<0.02	2.17	4.92	<0.01	<0.15	<0.29	<0.53	15.5	<0.02	0.19
07/1835	0.78	<0.01	2	4.3	<0.01	<0.1	<0.22	<0.44	11	<0.01	0.22
07/1836	0.87	<0.02	2.6	5.46	<0.01	<0.07	<0.2	<0.33	17.4	<0.01	0.25
07/1837	<0.01	<0.01	4.13	5.32	<0.01	<0.01	0.01	0.24	16	<0.01	0.29
07/1838	<0.01	<0.01	0.71	1.36	<0.01	<0.01	0.02	0.44	4.8	<0.01	0.1
07/1839	<0.01	<0.01	1.25	2.04	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	5.5	<0.01	0.08
07/1840	<0.01	<0.01	2.07	3.45	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	11	<0.01	0.15
07/1841	<0.01	<0.01	0.94	1.75	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	7.6	<0.01	0.15
07/1842	<0.01	<0.01	0.3	0.6	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	1.8	<0.01	0.03
07/1843	<0.01	<0.01	0.91	1.94	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	8.1	<0.01	0.15
07/1885	<0.01	<0.01	0.05	0.09	<0.01	<0.01	0.01	0.09	1.01	0.04	0.07
07/1884	0.45	<0.01	0.03	0.06	0.02	0.03	0.04	0.28	1.71	0.06	0.07
07/1882	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.02	0.11	0.19	0.03	0.09
07/1883	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.03	0.04	<0.02	0.09	0.35	0.03	0.04
07/1886	0.06	0.01	0.45	0.53	<0.01	<0.01	<0.02	0.05	1.54	0.07	0.09




**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](mailto:postmottak@sft.no) - Internett: [www.sft.no](http://www.sft.no)

Utførende institusjon NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5276-7
-------------------------------	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson SFT Jon Fuglestad	TA-nummer TA-2349/2007
---	------------------------------------	---------------------------

	År 2007	Sidetall 33 + vedlegg	SFTs kontraktnummer 3007112, 3007019
--	------------	--------------------------	---

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

<b>Forfatter(e)</b> Eirik Fjeld (NIVA), Ellen Katrin Enge (NILU), Amund Maage (NIFES), Gösta Kjellberg (NIVA), Sigurd Øxnevad (NIVA), Radka Ptacnikova (NIVA)
<b>Tittel</b>  Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa – 2007. Bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv.  Environmental contaminants in fish and zooplankton from Lake Mjøsa – 2007. Brominated flame retardants (PBDE, HBCDD), PCB and mercury.
<b>Sammendrag</b> Konsentrasjonen av bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD), PCB og kvikksølv er analysert i prøver av fisk og zooplankton fra Mjøsa, 2007. 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 3–5 årene har skjedd en reduksjon i konsentrasjonene av flammehemmerene PBDE og HBCD i fisk og zooplankton. For PCB synes nivåene i fisk å være forholdsvis stabile siden begynnelsen av 2000-tallet. 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 2006/2007 sammenliknet med data fra de foregående ti år.

<b>4 emneord</b> persistente organiske miljøgifter kvikksølv fisk zooplankton	<b>4 subject words</b> 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](mailto:postmottak@sft.no)

Bestilling: [www.sft.no/skjema.html](http://www.sft.no/skjema.html)

