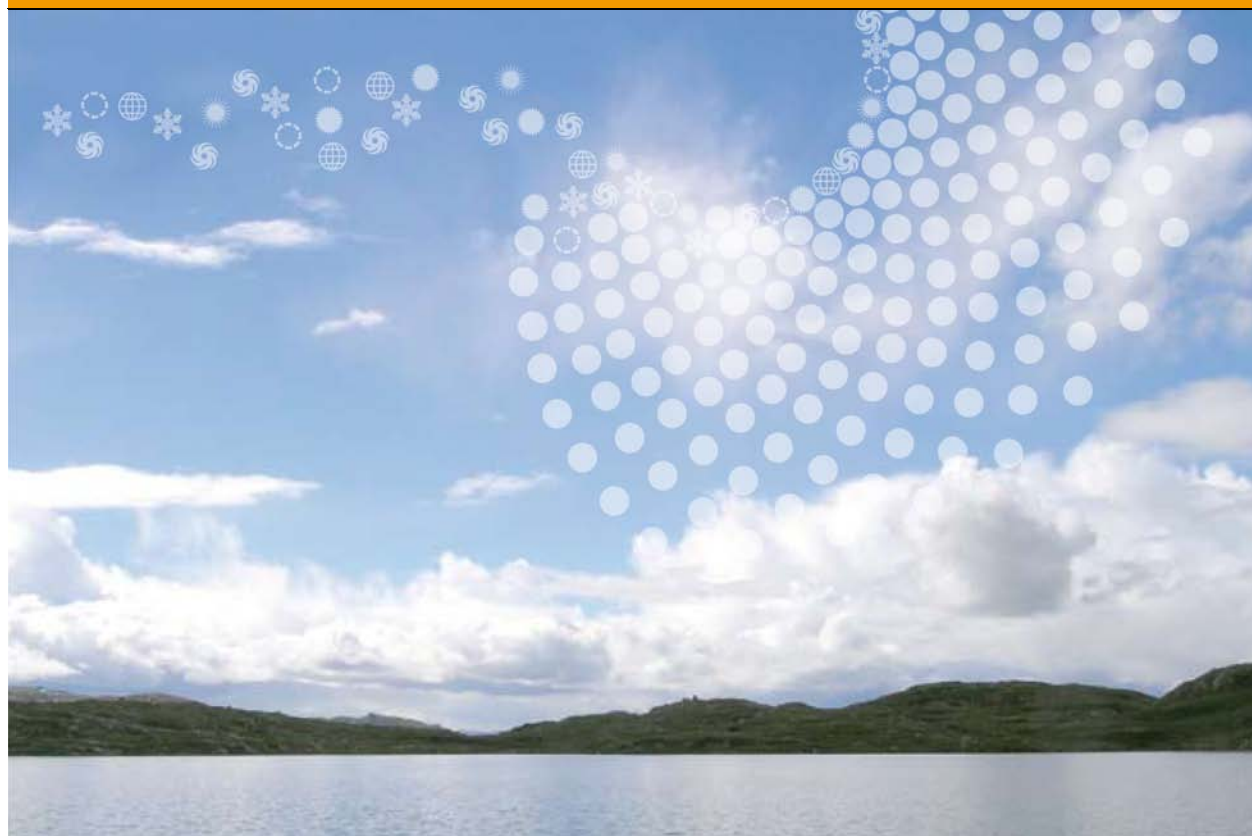


Statlig program for forurensningsovervåking, rapportnr: 1056/2009
Regional undersøkelse av kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret

MILJØGIFTER I FERSKVANNSFISK, 2008

TA
2544
2009



Utført av:

Forord

På oppdrag av Statens forurensingstilsyn, (SFT) har Norsk institutt for vannforskning kartlagt konsentrasjonene av kvikksølv i abbor og utvalgte organiske miljøgifter i innsjølevende ørret i Sør-Norge, 2008. Det er valgt innsjøer hvor disse miljøgiftene har vært undersøkt i fisk tidligere (1990-1998).

Resultatene for de stoffgruppene hvor det var mulig, er sammenliknet med historiske data for å belyse tidsutviklingen de siste ti-år.

Prosjektleder har vært forsker Eirik Fjeld og medarbeider har vært seniorforsker Sigurd Rognerud.

Prosjektansvarlig hos SFT har vært senioringeniør Tor Johannesen.

De organiske analysene har vært gjort ved Norsk institutt for luftforskning (NILU), og Ellen Katrin Enge har vært ansvarlig for disse analysene .

Deler av materialet er innsamlet med hjelp fra frivillige sportsfiskere og andre interessenter.

Thronnd Haugen og Heleen de Wit (NIVA) har bidratt med råd og diskusjoner omkring henholdsvis statistiske analyser og betydning av klimatiske faktorer for kvikksølvakkumulering.

En stor takk rettes til alle involverte.

NIVA, Oslo 09.09.2009

Eirik Fjeld
Forsker, prosjektleder

Innhold

1. Utvidet sammendrag	5
2. Extended abstract	9
3. Introduksjon	13
4. Materiale og metoder	14
4.1 Lokaliteter og arter	14
4.2 Innsamling og prøvetakning av fisk	15
4.3 Kjemiske analyser	16
4.4 Statistiske analyser	18
4.4.1 Historisk utvikling i kvikksølvkonsentrasjonene	18
4.4.2 Multivariat analyse av organiske miljøgifter	19
5. Kvikksølv i abbor	21
5.1 Resultater for 2008	21
5.1.1 Beskrivelse av prøvematerialet, 2008	21
5.1.2 Kvikksølv og fiskestørrelse, 2008	22
5.2 Historisk utvikling	26
5.2.1 Tilgjengelige historiske data	26
5.2.2 Sammenlikning mellom 1991 og 2008	27
5.2.3 Sammenlikning mellom alle år, 1990 – 2008	28
5.2.4 Økende konsentrasjoner og mulige årsaker	31
6. Organiske miljøgifter i ørret	33
6.1 Beskrivelse av prøvematerialet, 2008	33
6.2 PCB – polyklorerte bifenyler	34
6.3 DDT	37
6.4 Dioksiner og dioksinliknende PCB	40
6.5 PBDE – polybromerte difenyletere	42
6.6 HBCDD – heksabromsyklododekan	45
6.7 Syklodien-pestisider	47
6.8 Toksafen	49
6.9 DEHP (bis-2-etylheksylftalat)	51
6.10 Klorerte parafiner – S/MCCP	54
6.11 PFAS – perfluoralkylstoffer	56
6.12 Multivariate analyser	58
7. Referanser	63
8. Vedlegg	65

1. Utvidet sammendrag

Kvikksølv

Konsentrasjoner i 2008

Kvikksølvkonsentrasjonen ble undersøkt i 565 abbor fra 28 innsjøer i Sørøst-Norge. Konsentrasjonene økte med fiskes størrelse, og det var det en overveiende sannsynlighet for at gjennomsnittlig konsentrasjon oversteg EUs omsetningsgrense på 0,5 mg Hg/kg (våtvekt) når fisken ble omlag 24 cm (\approx 200 g). De høyeste konsentrasjonene ble i hovedsak funnet i bestander fra skogsjøer i østre deler av regionen.

Utvikling fra 1991 til 2008

For ti innsjøer prøvefisket i 1991 – og gjenfisket i 2008 – viser en statistisk analyse at kvikksølvkonsentrasjonene i gjennomsnitt har økt med 63%. I åtte av de ti innsjøene som ble gjenfisket hadde det vært en statistisk signifikant økning i kvikksølvkonsentrasjonene. Dette er overraskende da vi antar at de atmosfæriske avsetningene av kvikksølv i Sørøst-Norge har avtatt siden 1991. Kvikksølv i fisk finnes i all hovedsak som metylkvikksølv, og forhold som stimulerer produksjonen av metylkvikksølv i nedbørfeltene og i innsjøene, som et varmere og fuktigere klima samt skogsdrift, kan tenkes å bidra til økningen. Dette er imidlertid forhold vi ikke har hatt muligheter til å undersøke i dette prosjektet.

I gjennomsnitt økte kvikksølvkonsentrasjonen fra 0,27 mg/kg i 1991, til 0,44 mg/kg i 2008 for en standard fisk på omlag 20 cm (\approx 100 g).

Organiske miljøgifter

Konsentrasjonene av organiske miljøgifter i muskelprøver av ørret fra 20 bestander i Sør-Norge er framstilt i Figur 1. De enkelte substansene er her sortert etter deres respektive medianverdier.

Generelt ble de høyeste konsentrasjonene funnet i de kystnære innsjøene i Agderfylkene og Telemark, som er et område som mottar mye atmosfærisk langtransporterte avsetninger av miljøgifter fra Europa.

Prøven fra Nordre Svanevatnet (Sande kommune) særmerket seg ved å ha de høyeste konsentrasjonene av flere organiske miljøgifter. Resultatet skyldes neppe metodiske feil, da noen av analysene hvor de høye konsentrasjonene finnes er helt uavhengige av hverandre. Årsaken til de høye konsentrasjonene her er uviss, men innsjøen ligger nær potensielle utslippskilder i Holmestrand – Drammensområdet.

Dioksiner og dioksinliknende PCB

Konsentrasjonen av disse forbindelsene, målt som summen av toksiske dioksinekvivalenter (Σ TE), var i området 0,19–2,70 pg TE/g våtvekt. Dvs. at ingen av prøvene overskred EUs omsetningsgrense på 8 pg TE/g våtvekt. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i prøvene fra kystnære innsjøer i Aust-Agder og Telemark. For syv av innsjøene eksisterer det data fra 1998, men ingen vesentlige endringer kunne spores i disse.

Syklodien-pestisider

Det ble analysert for trans-, cis- og oksy-klordan, klorden, heptaklor, samt trans- og cis-nonaklor. Konsentrasjonene var gjennomgående svært lave, og kun for trans- og cis-nonaklor ble det funnet verdier som i hovedsak var over deteksjonsgrensen. Konsentrasjonene var i

området 0,02–0,37 ng/g våtvekt, og det ble ikke funnet noen tydelige geografiske gradienter i konsentrasjonene.

Toksafener

Det ble analysert for toksafener med Parlar nr. 26, 32, 40+41, 42a, 44, 50 og 62.

Konsentrasjonene var gjennomgående svært lave og kun for 40+41, 44 og 50 ble det funnet verdier som i hovedsak var over deteksjonsgrensen. Konsentrasjonene var i området 0,03–0,46 ng/g våtvekt, og det var ingen utpregede geografiske gradienter kunne finnes i konsentrasjonene i materialet. De høyeste nivåene ble funnet i Nordre Svanevatnet, og i noen kystnære innsjøer på Sørlandet. For fem av innsjøene eksisterer det data fra 1998, og for disse lå dagens nivåer i hovedsak markert lavere.

HBCDD

Flammehemmeren HBCDD (heksbromsyklododekan) forekom all hovedsak som α -isomeren, og konsentrasjonene av denne var i området 0,06–1,96 ng/g våtvekt (medianverdi: 0,17 ng/g våtvekt). Et par av innsjøene, Norde Svanevatnet og Vegår i Aust-Agder hadde tydelig forhøyede verdier sammenliknet med de øvrige. Det var ingen tydelige geografiske gradienter i materialet, men det var en tendens til at de laveste verdiene lå i innlandet.

PBDE

Blant flammehemmerene av gruppen PBDE (polybrominerte difenyletere) var det ni enkeltforbindelser som i hovedsak hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Summen av disse (Σ PBDE9) lå i intervallet 0,28–5,98 ng/g våtvekt (medianverdi: 0,9 ng/g våtvekt). Generelt hadde de kystnære innsjøene forhøyede konsentrasjoner, men den høyeste konsentrasjonene ble funnet i Nordre Svanevatnet. For fire av bestandene finnes det data fra 1998, men det var ingen tydelige forskjeller mellom nivåene da og i 2008.

PFAS

Det ble analysert i alt for 13 ulike perfluorerte alkylerte substanser (PFAS), men kun for PFOS og PFUnA ble det funnet verdier som i hovedsak var over deteksjonsgrensen. Summen av disse var i området 0,76–18,38 ng/g våtvekt (median: 1,59 ng/g våtvekt). De høyeste konsentrasjonene fantes i noen kystnære innsjøer, hvorav Mårvatnet (Aust-Agder) og Nordre Svanevatnet hadde de høyeste konsentrasjonene. Nivåene som ble funnet atskilte seg ikke fra de som tidligere har blitt rapportert i ferskvannsfisk fra Sør-Norge.

DDT

Konsentrasjonene av Σ DDT (summen av DDT m. nedbrytingsforbindelsene DDE og DDD) var i hovedsak gjennomgående lave, med konsentrasjoner i området 0,7–8,4 ng/g våtvekt (medianverdi 1,8 ng/g våtvekt). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i Nordre Svanevatnet og i Vatnebu vannet (kystnær sjø i Aust-Agder), men det var ingen tydelige geografiske gradienter i materialet. For ni av innsjøene finnes det data fra 1998, og sammenliknet med disse det ble funnet en mindre ($\approx 35\%$), men statistisk signifikant reduksjon i konsentrasjonene fra 2008.

PCB

Konsentrasjonen av summen av syv vanlig forekommende enkeltforbindelser, Σ PCB7, var i intervallet 0,64–15,5 ng/g våtvekt (medianverdi: 2 ng/g våtvekt), og konsentrasjonen av total mengde PCB var omlag det doble av dette. Prøven fra Nordre Svanevatnet hadde en klart forhøyet konsentrasjon sammenliknet med de øvrige prøvene. De kystnære innsjøene i Agderfylkene og Telemark hadde gjennomgående forhøyede PCB-konsentrasjoner

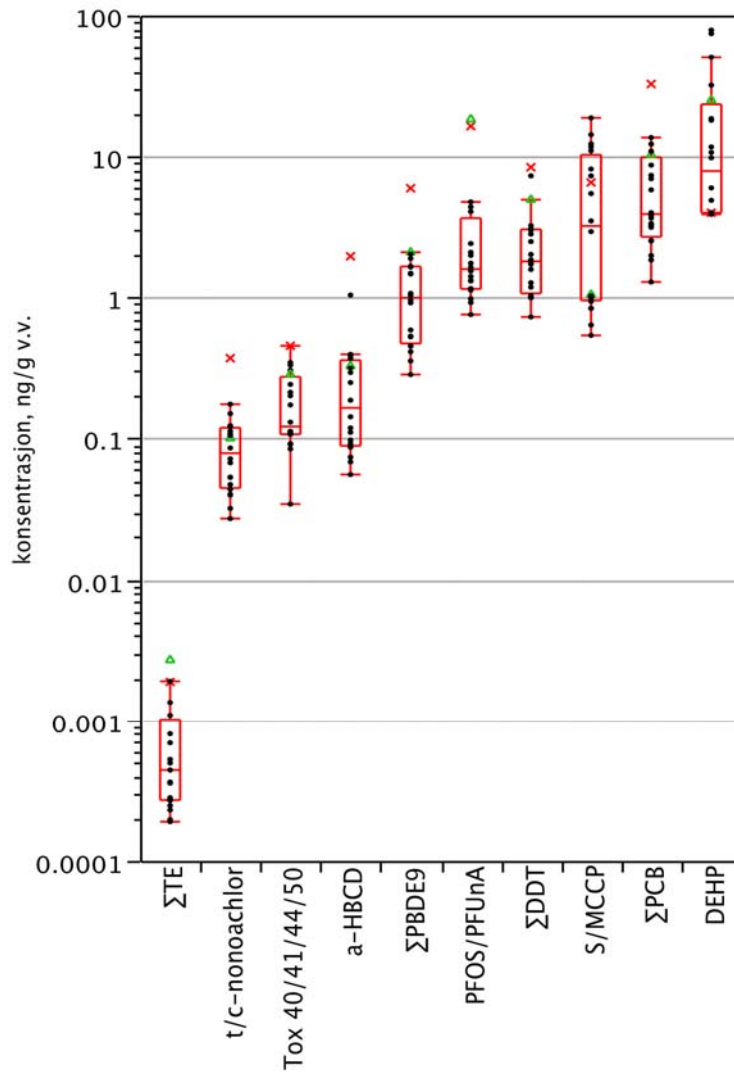
sammenliknet med bestandene lenger inn i landet, noe som passer med avsetningsmønsteret av atmosfæriske langtransporterte forurensninger. For ni av innsjøene finnes det data fra 1998, og sammenliknet med disse det ble funnet en statistisk signifikant reduksjon ($\approx 50\%$) i konsentrasjonene fra 2008.

Klorerte parafiner

Det ble analysert for kortkjedede og mellomkjedede klorerte parafiner (SCCP og MCCP), og summen av disse (S/MCC) var i området 0,5–18,8 ng/g våtvekt (median 3,2 ng/g våtvekt). Det var ingen geografiske gradienter i materialet, og det var ingen områder som skilte seg ut med høye konsentrasjoner. For fem av innsjøene finnes det data fra 1998, men ingen systematisk endring i konsentrasjonene kunne spores i prøvene fra 2008.

DEHP

Konsentrasjonene av DEHP (bis-2-etylheksylftalat) lå i området $< 4\text{--}79$ ng/g våtvekt (medianverdi: 7,9 ng/g våtvekt). Høyeste konsentrasjonen ble funnet i innlandssjøene Austre Bjonevatnet (Oppland) og Dargesjøen på Hardangervidda, men de laveste konsentrasjonene ble funnet i kystnære sjøer. Konsentrasjonene er i hovedsak noe lavere enn de fra en undersøkelse i 2006 gjort på ferskvannsfisk i Norge.



Figur 1. Box-plot over konsentrasjoner av organiske miljøgifter i ørret, fanget i 2008. De vertikale boksene angir 25-, 50- og 75-prosentilene. De vertikale strekene angir 10- og 90-prosentilene. Σ TE: summen av toksiske dioksinekvivalenter. Tox: toksafener med tilhørende Parlar nr. Punktene angitt med rødt kryss er Nordre Svanevatnet i Vestfold, mens de med grønn trekant er Mårvatnet i Telemark. Disse to lokalitetene er merket ut spesielt fordi konsentrasjonene av de undersøkte miljøgiftene er tydelig forhøyet i fisk fra disse.

2. Extended abstract

Mercury

Concentrations in 2008

Mercury concentrations were determined in 565 perch (*Perca fluviatilis*) from 28 lakes in South-East Norway. The concentrations increased with fish size, and in average the EU's consumption limit of 0.5 mg Hg/kg (wet weight) were exceeded at a fish size of approximately 24 cm, or 200 g. The highest concentrations were primarily found in populations from forest lakes in the eastern part of the region.

Development from 1991 to 2008

The length adjusted average mercury concentration in ten perch populations increased with 63% from 1991 to 2008, from 0.27 mg/kg to 0.44 mg/kg for a standard fish of 22 cm (arithmetic mean length) or \approx 100 g.

In eight of the ten re-sampled lakes we proved a statistically significant increase in the fish mercury concentrations ($p < 0.05$).

This increase is unexpected as the atmospheric mercury depositions most likely have decreased in South-East Norway since the beginning of the 1990s. Mercury in fish exists mainly as methylmercury, and factors stimulating the mercury methylation, such as a warmer and wetter climate and also forestry and lumbering, may have contributed to the observed increase. However, the influence of these factors has not been further investigated in this survey.

Persistent organic pollutants

Concentrations of persistent organic pollutants (POPs) in samples from 20 populations of brown trout (pooled samples of about ten individuals from each lake) from South Norway were determined. The major results are presented in Figur 2. Concentrations below the detection limit have in the following been substituted with the detection limit.

In general, the highest concentrations were found in coastal lakes in the east part of the region, which is an area receiving a heavy load of long range atmospherically transported pollutants from Europe.

The sample from Lake Nordre Svanevatnet, a coastal lake situated west of the Oslofjord, had exceptionally high concentrations of several POPs. The results are most likely not caused by any methodological errors, as several of the analyzes are independent of each other. The reason for the high concentrations in this sample remains unclear.

PCB

The concentration of Σ PCB7 was in the range of 0.64–15.5 ng/g w.w. (wet weight) (median: 2 ng/g w.w.), whereas the concentration of total PCB were about twice of this. The sample from Nordre Svanevatnet had a distinctly elevated concentration compared to the others. The coastal lakes at the east coast of South Norway had in general elevated concentrations as compared to the lakes further inland. This agrees with the known deposition pattern of long range atmospherically transported pollutants from the European mainland. For nine of the study lakes we have historically data from 1998, and compared with those there has been a statistically significant reduction (\approx 50%) in 2008.

Dioxins and dioxin-like PCBs

The concentrations of dioxins and mono-ortho and non-ortho PCBs, measured as toxic dioxin equivalents (Σ TE) were in the range of 0.19–2,70 pg TE/g w.w., hence all samples had concentrations less than the EU's consumption limit of 8 pg TE/g w.w. The coastal lakes at the east coast of South Norway had in general elevated concentrations as compared to the lakes further inland. Historically data from 1998 exists for seven lakes, but no statistically significant changes could be detected.

Cyclodiene pesticides

The samples were analyzed for trans-, cis- and oxychlordane, chlordene, heptachlor, and trans- cis- and nona-chlor. The concentrations were usually low, and only trans- and cis-chlordane had concentrations generally exceeding the detection limit (<0.02–0.37 ng/g w.w.). No geographical trends could be detected for the concentrations.

Toxaphenes

The samples were analyzed for Toxaphene pesticides with Parlar No. 26, 32, 40+41, 42a, 44, 50 and 60. The concentrations were generally low and only for No. 40+41, 44 and 50 did the majority of the samples show concentrations over the detection limit. The sum of these compounds was in the range of 0.03–0.46 ng/g w.w. The highest concentrations were found in Nordre Svanevatnet and in the southernmost coastal lakes.

HBCDD

The brominated flame retardant hexabromocyclododecane (HBCDD) existed mainly as the α -isomere, and the concentrations of this were in the range of 0.06–1.96 ng/g w.w. (median: 0.17 ng/g w.w.). Two of the lakes, Nordre Svanevatnet and a lake at the south-east coast had noticeably elevated concentrations. Whereas the lowest concentrations were in the samples from the inland lakes, no clear geographical pattern except of this could be detected.

PBDE

Among the brominated flame retardants polybrominated-diphenyl-ethers (PBDE), nine congeners were found in concentrations mainly above the detection limits. The sum of these, Σ PBDE9, was in the range of 0.28–5.98 ng/g w.w. (median: 0.9 ng/g w.w.). The highest concentrations were in general found in coastal lakes. Historical data exists on four of the lakes, but no systematic differences could be detected between 1998 and 2008.

PFAS

The concentrations of 13 different perfluorinated alkylated substances (PFAS) were determined, but only for PFOS and PFUnA were the levels in general above the detection limits. The sum of these was in the range of 0.76–18.36 ng/g w.w. (median: 1.59 ng/g w.w.). Clearly elevated concentrations, compared to the other samples, were found in two coastal lakes – of which Nordre Svanevatnet were one. The levels did not stand out from others reported from freshwater fishes from South Norway.

DDT

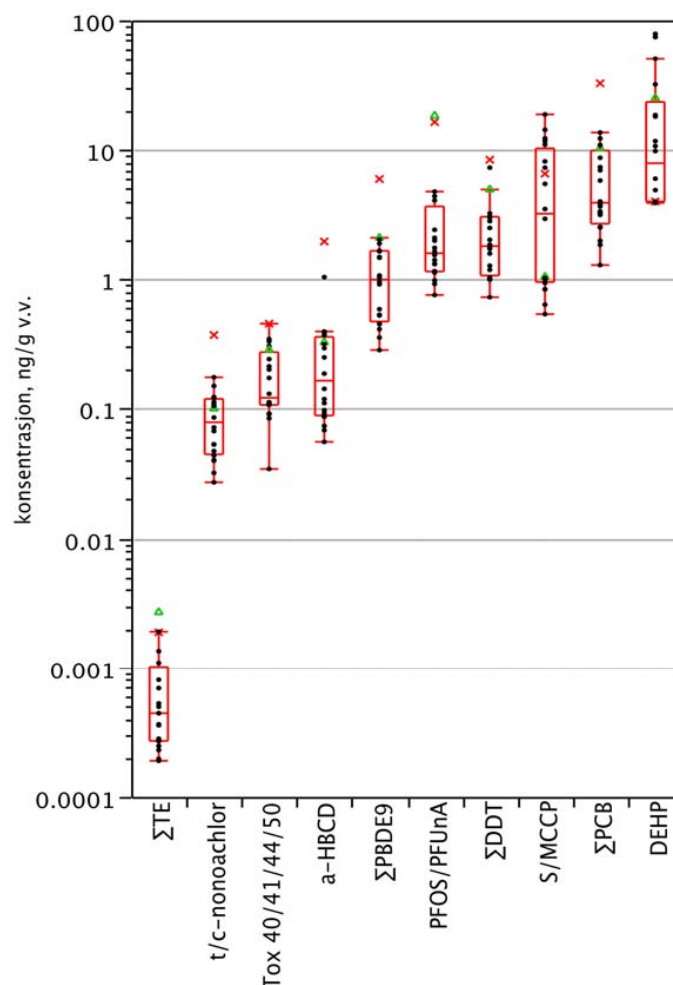
The levels of Σ DDT (the sum of DDT and its break-down products DDE and DDD) were low, and in the range of 0.7–8.4 ng/g w.w. (median: 1.8 ng/g). The highest concentrations were found in Nordre Svanevatnet and a coastal lake in the south. No clear geographical gradients could be detected. Historical data exists for nine lakes, and a statistical significant reduction (\approx 35%) could be detected from 1998 to 2008.

S/MCCP

The sum of the short chained and medium chained chlorinated paraffins (SCCP and MCCP) were in the range 0.5–18.8 ng/g w.w. (median: 3.2 ng/g w.w.). No areas stood out with elevated concentrations, and no geographical patterns could be detected. For five of the lakes historical data from 1998 existed, but no systematic changes for the 2008 samples could be detected.

DEHP

The widely used plasticizer bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) were found in concentrations in the range of <4–79 ng/g w.w. (median: 7.9 ng/g w.w.). In general, the highest concentrations were found in the inland lakes and in a mountain lake, whereas the lowest concentrations were found in the coastal lakes. The concentrations were somewhat lower than those reported in a survey of freshwater fish done in 2006.



Figur 2. Box and whisker plot showing the concentrations of organic pollutants in brown trout (*Salmo trutta*) from South-Norway, fished in 2008. The boxes indicate the 25-, 50- and 75-percentiles, whereas the whiskers show the 10- and 90-percentiles. Σ TE: sum of toxic dioxin equivalents.. Tox: Toxaphens with Parlar No. The points indicated with red cross mark Lake Nordre Svanavatnet (coastal lake close to the Oslo Fjord), and those with the green triangles mark Lake Mårvatnet (a coastal lake in the south). These are lakes with unusually high concentrations of POPs in fish.

3. Introduksjon

NIVA fikk i 2008 i oppdrag fra SFT å gjøre en kartlegging av kvikksølvnivåene i abbor og utvalgte organiske miljøgifter i ørret i innsjøer i Sør-Norge. Kartleggingen skulle dels omfatte innsjøer som tidligere hadde vært undersøkt, og ellers omfatte innsjøer som inngår i miljøforvaltningens samordnede innsjøovervåking (SAMOVER, Skjelkvåle et al. 2006).

Bakgrunnen for delprosjektet på kvikksølv var at den nylig rapporterte landsomfattende undersøkelsen av metaller i innsjøsedimenter viste at konsentrasjonene av kvikksølv i sedimenter avsatt etter 1997, i forhold til de som ble avsatt før 1997, har avtatt i mange innsjøer i den syd-sydøstligste delen av landet (Rognerud et al. 2008). Dette skyldes antagelig reduserte atmosfæriske avsetninger som følge av utslippsreduksjoner i Europa. NIVA har for SFT gjort undersøkelser av kvikksølv i fisk fra perioden 1988–2002 (Rognerud et al. 1996, Fjeld et al. 2001, Fjeld og Rognerud 2004). Det ble da vist at sydlige deler av Østlandet kunne ha betenkelig høye kvikksølvkonsentrasjoner i abbor og gjedde. Dette ble òg bekreftet i en undersøkelse av fisk fra Hedmark fylke i 2001, der konsentrasjonene i gjedde og abbor var 3 ganger høyere i syd enn i nord (Rognerud og Fjeld, 2002). En gjenfisking av innsjøer i Sør-Norge ville derfor vise om kvikksølv i abbor har avtatt i de antatt mer belastede områdene av Norge i løpet av de siste ti-årene.

Bakgrunnen for delprosjektet på organiske miljøgifter var at det var ti år siden den første, og til nå eneste større undersøkelsen av organiske miljøgifter i norsk ferskvannsfisk. Denne undersøkelsen tok for seg fisk som i hovedsak var innsamlet i 1998 og dels i 1999 (Fjeld et al. 2001). Undersøkelsen omfattet klassiske organiske miljøgifter, som PCB, dioksiner og DDT, men også nye miljøgifter som bromerte flammehemmere (PBDE) og kortkjedede klorerte parafiner (SCCP). SFTs seinere kartlegging av organiske miljøgifter i ferskvannsfisk har i hovedsak vært sporadiske undersøkelser av nyere miljøgifter, gjort i regi av de såkalte «Screening-undersøkelsene». Det var således ti år siden siste større systematiske kartlegging av organiske miljøgifter i norsk ferskvannsfisk har blitt utført, og det var derfor et behov for å kartlegge dagens situasjon med tanke på forekomsten av både klassiske og nyere organiske miljøgifter.

4. Materiale og metoder

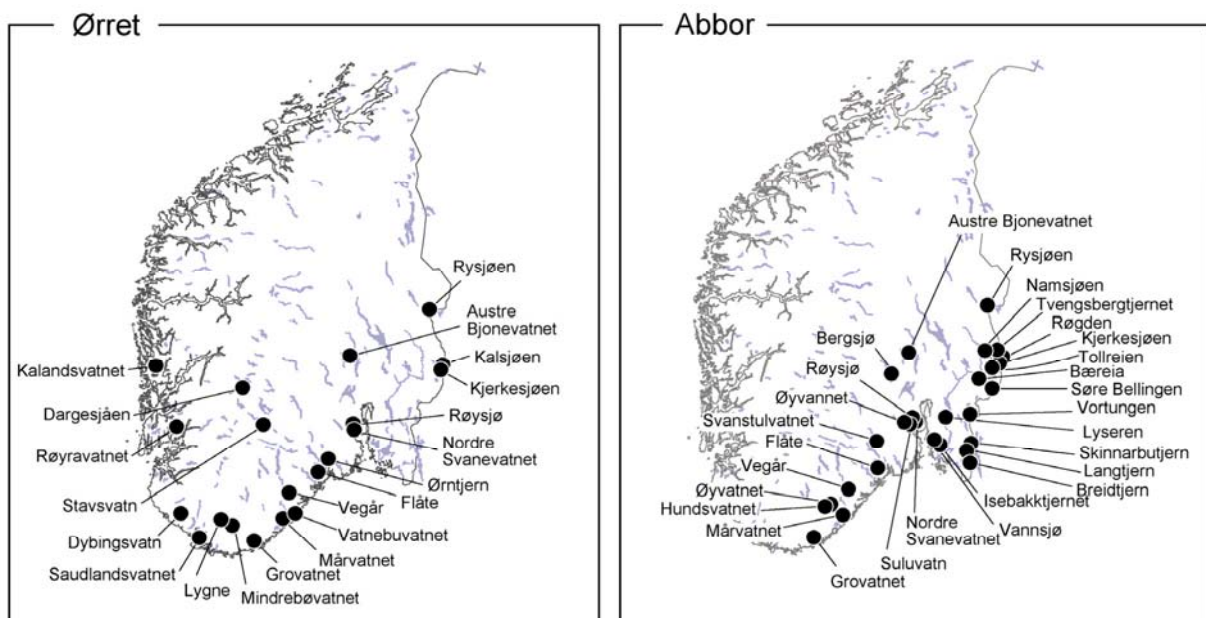
4.1 Lokalteter og arter

For å skaffe en regional oversikt av kvikksølv og organiske miljøgifter i henholdsvis abbor og ørret ble det samlet inn fisk fra i alt 39 innsjøer i Sør-Norge. Det ble samlet inn og analysert 565 individer av abbor fra i alt 28 bestander, samt 185 ørret fra 20 bestander. Antallet abborbestander analysert for kvikksølv er økt i forhold til hva SFT har finansiert (22 stk), og analysene for disse er dekket av NIVAs egne midler. Vi har imidlertid ikke fått analysert alle ekstra-bestandene for stabile N- og C-isotoper.

Ved utvelgelsen av lokalitetene ble det lagt vekt på å inkludere tidligere undersøkte innsjøer (Rognerud et al. 1996; Fjeld et al. 2001; Fjeld og Rognerud 2001, 2004; Kaste et al. 2001; Rognerud og Fjeld 2002) eller innsjøer som inngår i miljøforvaltningens samordnede innsjøovervåkning (SAMOVER, Skjelkvåle et al. 2006).

Ved de tidligere utvelgelsene av lokaliteter er det tatt hensyn til de atmosfæriske depositionsmonstere kjent fra NIVAs undersøkelser av organiske mikroforurensninger og spormetaller i vann (Rognerud og Fjeld 1997, Skjelkvåle et al. 1999). Innsjøer fra de antatt mer belastede områdene i Sør-Norge er derfor noe overrepresentert i utvalget.

To av innsjøene, Hundsvatn og Øyvatn, er innsjøer fra det store brannfeltet i Froland kommune (brannen i 2008). Abbor fra disse er inkludert i undersøkelsen som et referansemateriale for seinere å ha muligheten til å studere effektene av endrede miljøforhold i skogbrannområder på kvikksølvakkumuleringen i fisk.



Figur 3. Kart over de undersøkte lokalitetene. Innsjøene med ørret er vist i venstre panel, de med abbor i høyre panel.

Valget av arter, ørret og abbor, ble gjort ut fra de store sportsfiskerinteressene som er knyttet til disse, samt ut fra forekomsten og utbredelsesmønsteret til disse. Ørret har en vid geografisk

utbredelse, og finnes over hele landet. Den er har et høyere fettinnhold enn abbor og er derfor bedre egnet til kartlegge forkomsten av lipofile (fettløselige miljøgifter). Abbor har en østlig utbredelse og finnes i hovedsak i sørøstlige Norge, samt stedvis i indre Troms og Finnmark. I skogssjøer på indre Østlandet og i Østfold kan den være den dominerende fiskeart, og i slike innsjøer kan ørretbestandene være svært fåtallige eller helt fraværende. Kart over innsjøenes lokalisering er gitt i Figur 3, og nærmere identifikasjon og beskrivelse er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Innsjøene som er med i undersøkelsen. Lok. ID er innsjønummer i NVEs innsjødatabase. Fiskeartene undersøkt er angitt med a (abbor) og ø (ørret).

Lokalitet	Lok_ID	Fisk	UTM sone	UTM ØV	UTM NS	hoh, m	Areal km ²	Kommune	Fylke
Austre Bjonevatnet	605	a, ø	32	565992	6707645	204	2,297	GRAN	OPPLAND
Bæreia	4203	a	32	664710	6672743	231	1,342	KONGSVINGER	HEDMARK
Bergsjø	7371	a	32	543037	6678338	213	1,052	RINGERIKE	BUSKERUD
Breidtjern	3555	a	32	653336	6555757	190	0,258	AREMARK	ØSTFOLD
Dargesjøen	18827	ø	32	420757	6660569	1209	0,624	VINJE	TELEMARK
Dybingsvatnet	66156	ø	33	-6246	6516011	177	1,02	LUND	ROGALAND
Flåte	110	a, ø	32	526384	6546979	53	3,929	BAMBLE	TELEMARK
Grovatnet	11413	ø	32	441466	6451080	18	0,336	KRISTIANSAND	VEST-AGDER
Hundsvatnet	10033	a	32	458257	6496617	228	0,144	FROLAND	AUST-AGDER
Isebakkjtjernet	5844	a	32	611936	6580205	60	0,186	RÅDE	ØSTFOLD
Kalandsvatnet	2057	ø	32	301231	6686965	53	3,296	BERGEN	HORDALAND
Kalsjøen	3996	ø	33	364619	6695162	381	0,676	GRUE	HEDMARK
Kjerkesjøen	4013	a, ø	33	361593	6693162	316	0,962	GRUE	HEDMARK
Langtjern	3481	a	32	648270	6572451	206	0,042	AREMARK	ØSTFOLD
Lygne	1232	ø	32	396278	6479808	188	7,565	HÆGEBOSTAD	VEST-AGDER
Lyseren	137	a	32	619308	6619792	161	7,005	SPYDEBERG	ØSTFOLD
Mårvatnet	10635	a, ø	32	480131	6482729	78	0,201	FROLAND	AUST-AGDER
Mindrebovatnet	10967	ø	32	411605	6471018	154	0,282	MARNARDAL	VEST-AGDER
Namsjøen	157	a	33	343873	6711547	198	1,108	GRUE	HEDMARK
Nordre Svanevatnet	5731	a, ø	32	574964	6612184	239	0,304	SANDE	VESTFOLD
Ørntjern	6584	ø	32	539412	6564521	176	0,101	SKIEN	TELEMARK
Øyvannet	5742	a	32	562263	6611560	442	0,365	SANDE	VESTFOLD
Øyvatnet	10045	a	32	460380	6496944	255	0,068	FROLAND	AUST-AGDER
Røgden	348	a	33	362566	6700958	280	15,968	GRUE	HEDMARK
Røyrvatnet	22548	ø	32	331860	6604489	231	0,401	VINDAFJORD	ROGALAND
Røysjø	5706	a, ø	32	573442	6614820	207	0,672	SVELVIK	VESTFOLD
Rysjøen	33688	a, ø	33	352541	6773530	535	0,902	TRYSIL	HEDMARK
Saudlandsvatnet	21894	ø	32	368652	6453617	110	0,139	FARSUND	VEST-AGDER
Skinnarbutjern	3437	a	32	654660	6582618	112	0,487	MARKER	ØSTFOLD
Søre Bellingen	362	a	33	348497	6657683	182	1,351	EIDSKOG	HEDMARK
Stavsvatnet	13194	ø	32	450087	6610546	1050	0,406	VINJE	TELEMARK
Suluvatn	5755	a	32	572662	6608997	138	0,576	SANDE	VESTFOLD
Svanstulvatnet	6467	a	32	524235	6583745	571	0,529	SKIEN	TELEMARK
Tollreien	4076	a	33	351712	6686653	220	0,817	KONGSVINGER	HEDMARK
Tvengsbergjtjernet	3923	a	33	362927	6704470	306	0,171	GRUE	HEDMARK
Vansjø	291	a	32	597168	6587305	25	36,943	VÅLER	ØSTFOLD
Vatnebuvatnet	10333	ø	32	496402	6490668	7	0,336	ARENDAL	AUST-AGDER
Vegår	1258	a, ø	32	491793	6518636	189	17,704	VEGÅRSHEI	AUST-AGDER
Vortungen	3266	a	32	652379	6624299	214	2,036	RØMSKOG	ØSTFOLD

4.2 Innsamling og prøvetakning av fisk

Fisken ble fanget med garn i løpet av juni–august 2009. All fisk ble frosset eller kjølt ned like etter innfangning og fraktet til NIVA hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18°C) inntil uttak av vevsprøver. Etter innfangning og under oppbevaring ble det lagt vekt på at fisken ikke skulle være i kontakt med plaststoffer som kunne kontaminere prøvene. Under transport og nedfrysing ble fisken oppbevart i ren aluminiumsfolie.

Under prøveopparbeidelsen ble fisken målt og veid, og kjønn og stadium ble bestemt. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet) fra hver fisk. De individuelle prøvene som skulle analyseres for kvikksølv ble pakket inn i ren aluminiumsfolie som igjen ble lagt inn i en tett polyetylenpose med lynlås.

For analyser av organiske miljøgifter ble det preparert blandprøver av skjelettmuskulaturen. En blandprøve består av flere individuelle prøver fra enkeltfisk, og det ble lagt vekt på at hver blandprøve skulle bestå av størrelsesproporsjonale prøver fra omlag 10 jamnstore individer. Blandprøvene ble lagret på glødede glass, forseget med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble overført til laboratoriet for analyse.

4.3 Kjemiske analyser

Hovedgruppene av miljøgifter som er behandlet i denne rapporten er følgende:

- Hg, kvikksølv
- PCB (polyklorerte bifenyler), sum PCB7 og total sum PCB
- Dioksiner (polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner) og dioksinliknende PCB
- PBDE, polybromerte difenyletere (en gruppe flammehemmere)
- HBCDD, heksabromsyklododekan (en flammehemmer)
- DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD (et plantevernmiddel)
- SCCP/MCCP, kort- og mellomkjedede klorerte parafiner (mykgjørere og skjæreoljer)
- PFC, perfluorerte forbindelser (en gruppe overflateaktive stoffer)
- DEHP, Di-2-etyl hexylftalat (en mykgjører i plaststoffer)

Videre ble prøvene analysert for stabile N- og C-isotoper, målt som $\delta^{15}\text{N}$ (forholdet mellom ^{15}N og ^{14}N) og $\delta^{13}\text{C}$ (forholdet mellom ^{13}C og ^{12}C) for å bestemme deres relative trofiske posisjon (plass i næringsnett) og karbonkilder (Minagawa og Wada 1984, Van der Zanden 1997). Dette er informasjon som i en framtidig trendovervåking vil være nyttig for avgjøre om det har skjedd endringer i næringsnett som kan ha betydning for oppkonsentreringen av miljøgifter.

Kvikksølv ble analysert ved NIVA med en Lumex Mercury Analyser RA 915 (atomisering ved pyrolysis og direkte bestemmelse ved atomabsorbsjonspektrometri).

De organiske miljøgiftene ble analysert ved NILUs laboratorium og analysemetodene og nærmere beskrivelse av forbindelsene er gitt i Fjeld *et al.* (2000 og 2007) og Bakke *et al.* 2006.

Stabile isotoper ble analysert ved Institutt for Energiteknikk (IFE). Stabile isotoper er kun analysert for de bestandene hvor analyseutgiftene er dekket av SFT.

I Tabell 2 redegjør vi for de ulike enkeltforbindelsene analysert innen de forskjellige hovedgruppene av organiske miljøgifter.

Tabell 2. Enkeltforbindelser innenfor hovedgrupper av organiske miljøgifter analysert i ørret fanget i 2008.

PCB			
Struktur	IUPAC nr.	Inkludert i PCB7	Inkludert i total sum
2,2',5'-TriCB	18		
2,4,4'-TriCB	28	x	
2,4',5'-TriCB	31		
2',3,4'-TriCB	33		
3,4,4'-TriCB	37		
Sum-TriCB			x
2,2',4,4'-TetCB	47		
2,2',5,5'-TetCB	52	x	
2,3',4,4'-TetCB	66		
2,4,4',5'-TetCB	74		
Sum-TetCB			x
2,2',4,4',5'-PenCB	99		
2,2',4,5,5'-PenCB	101	x	
2,3,3',4,4'-PenCB	105		
2,3,4,4',5'-PenCB	114		
2,3',4,4',5'-PenCB	118	x	
2'3,3',4,5'-PenCB	122		
2',3,4,4',5'-PenCB	123		
Sum-PenCB			x
2,2',3,3',4,4',5'-HexCB	128		
2,2',3,4,4',5'-HexCB	138	x	
2,2',3,4,5,5'-HexCB	141		
2,2',3,4',5',6'-HexCB	149		
2,2',4,4',5,5'-HexCB	153	x	
2,3,3',4,4',5'-HexCB	156		
2,3,3',4,4',5'-HexCB	157		
2,3',4,4',5,5'-HexCB	167		
Sum-HexCB			x
2,2',3,3',4,4',5'-HepCB	170		
2,2',3,4,4',5,5'-HepCB	180	x	
2,2',3,4,4',5',6'-HepCB	183		
2,2',3,4',5,5',6'-HepCB	187		
2,3,3',4,4',5,5'-HepCB	189		
Sum-HepCB			x
2,2',3,3',4,4',5,5'-OctCB	194		x
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonCB	206		x
DecaCB	209		x
PBDE			
Struktur	IUPAC nr.		
2,4,4'-TriBDE	28		
2,2',4,4'-TetraBDE	47		
2,3',4,4'-TetraBDE	66		
3,3',4,4'-TetraBDE	77		
2,2',3,4,4'-PentaBDE	85		
2,2',4,4',5'-PentaBDE	99		
2,2',4,4',6'-PentaBDE	100		
2,3',4,4',6'-PentaBDE	119		
2,2',3,4,4',5'-HeksaBDE	138		
2,2',4,4',5,5'-HeksaBDE	153		
2,2',4,4',5,6'-HeksaBDE	154		
2,2',3,4,4',5',6'-HeptaBDE	183		
2,2',3,3',4,4',5,6'-OktaBDE	196		
2,2',3,3',4,4',5,5',6'-NonaBDE	206		
DekaBDE	209		

Tabell. 2. Fortsettelse.**Dioksiner (polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner) og dioksinliknende PCB**

Dioksiner	Dibenzofuraner	non-orto PCB (IUPAC nr.)
2378-TCDD	2378-TCDF	33'44'-TeCB (PCB-77)
12378-PeCDD	12378/12348-PeCDF	344'5-TeCB (PCB-81)
123478-HxCDD	23478-PeCDF	33'44'5-PeCB (PCB-126)
123678-HxCDD	123478/123479-HxCDF	33'44'55'-HxCB (PCB-169)
123789-HxCDD	123678-HxCDF	
1234678-HpCDD	123789-HxCDF	
OCDD	234678-HxCDF	
	1234678-HpCDF	
	1234789-HpCDF	
	OCDF	

PFC

Stoffnavn	Forkortelse
6:2 Fluortelomersulfonat	6:2 FTS
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA
Perfluorbutansulfonat	PFBS
Perfluoroktylsulfonat	PFHxS
Perfluoroktylsulfonat	PFOS
Perfluordodecansulfonat	PFDCS
Perfluorobutanoat	PBFA
Perfluorohexanoat	PFHxA
Perfluorheptanoat	PFHpA
Perfluoroktanoat	PFOA
Perfluornonanoat	PFNA
Perfluordecanoat	PFDCA
Perfluorundecanoat	PFUnA□

4.4 Statistiske analyser

4.4.1 Historisk utvikling i kvikksølvkonsentrasjonene

I denne undersøkelsen har hatt muligheten for å undersøke endringer i kvikksølvinnholdet for abborbestander fra 21 innsjøer, innsamlet i fra 1990 og til 2002. Ser vi bort fra prøvene i 2008, er det ved 27 tidligere anledninger analysert kvikksølv i de ulike populasjonene. Flest data finnes for 1991, da fisk fra ti innsjøer ble analysert. Ellers er materialet usystematisk innsamlet, med opp til tre bestander analysert innenfor et år (en oversikt er gitt i Tabell 6 i resultatkapittelet).

Det er vanskelig på en enkel måte å analysere dette datamaterialet samlet. Det har en kompleks hierarkisk lagdelt struktur (innsjøer nøstet innunder år) og har i statistisk forstand en ukomplett design ved at det ikke for hvert år finnes data for hver bestand.

Et alternativ for å analysere dette materialet ville være å gjøre separate kovariansanalyser for hver bestand, hvor vi justerer for lengdeforskjeller og sammenlikner de justert årlige gjennomsnittene. Slike separate tester vil imidlertid introdusere statistiske «Type I» feil, dvs. falske positive hvor vi avviser nullhypotesen når denne er sann (nullhypotesen vil være at det ikke er noen forskjeller mellom årene). Signifikansnivåene vil således bli inflaterte og misvisende.

For å omgå dette problemet har vi derfor benyttet oss av en statistisk modell kalt blandede lineære modeller (mixed linear models), hvor samtlige observasjoner fra alle innsjøer og fangstår er inkludert. Vi har deretter med planlagte kontraster testet for forskjeller i de lengdejusterte gjennomsnittene for de ti bestandene prøvefisket i både 1991 og 2008. Øvrige større forskjeller mellom tidligere fangstår og 2008 vil bli testet med påfølgende *post-hoc* tester.

Vi formulerte en hierarkisk eller nøstet modell, hvor effektene av innsjø inngår er nøstet inn under år og hvor disse effektene er deklarerert som tilfeldige effekter (analysis of variance, mixed model). Vi har benyttet en statistisk metode kalt REML (REstricted or REsidual Maximum Likelihood) for å tilpasse modellen dataene. Dette er en generell metode for å estimere lineære blandede modeller, som i motsetning til konvensjonelle lineære modeller (variansanalyser og regresjonsmodeller) produserer nøytrale (unbiased) parametere. Vi har benyttet statistikkprogrammet JMP (SAS 2005) for de statistiske analysene. For en introduksjon til blandede modeller, se f.eks. Galway (2006).

Modellene med tilfeldige effekter er konseptuelt forskjellige fra de med faste effekter med hensyn til de statistiske slutningene som kan gjøres ut fra dem. Modellene med faste effekter kan man ikke gjøre samme generaliseringer ut fra som for de med tilfeldige effekter. For de faste effekter er de statistiske hypotesetestingene kun gyldig for de objektene som er studert, mens for de tilfeldige effektene kan man dra slutninger som angår hele populasjonen av objektene som studeres – ikke bare utvalget av disse som er inkludert i testen.

En følge av dette er at modellene gir noe forskjellige resultater med hensyn til effektstørrelsen. For modellene med tilfeldige effekter vil de justerte gjennomsnittene (least square means) bevege seg mot gjennomsnittet for hele utvalget, mens forskjellene mellom disse vil være større i modellene med faste effekter.

4.4.2 Multivariat analyse av organiske miljøgifter

For å belyse likheter i konsentrasjonene i fisken har vi benyttet oss av de statistiske multivariate metodene clusteranalyse og prinsippal komponentanalyse. Formålet med en clusteranalyse er å organisere multivariate observasjoner (objekter med flere målte egenskaper) i grupper på en slik måte at medlemmene i de enkelte gruppene har mest mulig felles egenskaper og at gruppene atskiller seg fra hverandre. Den vanlige situasjonen er at dataene ikke er fordelt jevnt i et multidimensjonalt rom, men at de ofte samles i grupper i lokale områder. Slike grupper kalles «clusters». Man stiller i utgangspunktet ingen *à priori* hypoteser vedrørende dataene, og metoden vil derfor heller ikke kunne benyttes til hypotesetesting. Clusteranalysen oppdager strukturer i dataene uten å forklare hvorfor de eksisterer. Analysen gir således et nyttig utgangspunkt for videre utforskende dataanalyser.

Resultatene fra en clusteranalyse framstilles grafisk i et *dendrogram*. Dette er et hierarkisk oppbygd tre-diagram som viser de enkelte observasjonene og når de kombineres med andre observasjoner og danner clustere. For clusteranalysen har vi benyttet en teknikk som kalles hierarkisk clustering, basert på Wards minimum varians metode

Formålet med en prinsippal komponentanalyse er å redusere dimensjonaliteten i ett datasett ved å representere strukturen eller hovedtendensen i et datasett så komplett som mulig ved å benytte noen få komponenter. Disse komponentene er lineære kombinasjoner av de originale variablene. Den første prinsippale komponenten er den lineære kombinasjonen av de standardiserte originale variablene som har den største mulige variansen (dvs. egenverdien

innenfor lineær algebra). Den neste prinsipale komponenten har den nest høyeste egenverdien (og er ortogonal til den første, dvs. ukorrelert), og så videre. Bidraget fra de originale variablene til de ulike prinsipale komponenten gis av deres egenvektorer. Disse koeffisientene brukes i en lineær kombinasjon av de originale variablene for å produsere de prinsipale komponentene.

Resultatene fra en prinsipal komponentanalyse kan vises grafisk i et såkalt biplot, hvor egenvektorene plottes som piler i et diagram med de prinsipale komponentene som akser, og hvor skårene (verdiene) til de enkelte observasjonene (prøvene) plottes som punkter i det samme diagrammet. Lengden på pilene viser egenvektorenes relative betydning, og vinkelen mellom dem viser hvor nært korrelert de er med hverandre. Nær korrelerte variabler peker i samme retning, mens negativ korrelerte variabler peker i motsatt retning. Ikke-korrelerte variabler står normalt på hverandre. Skårene tolkes på tilsvarende måte, og deres posisjon i forhold til egenvektorene viser innflyelsen de ulike miljøgiftvariablene har på prøvene.

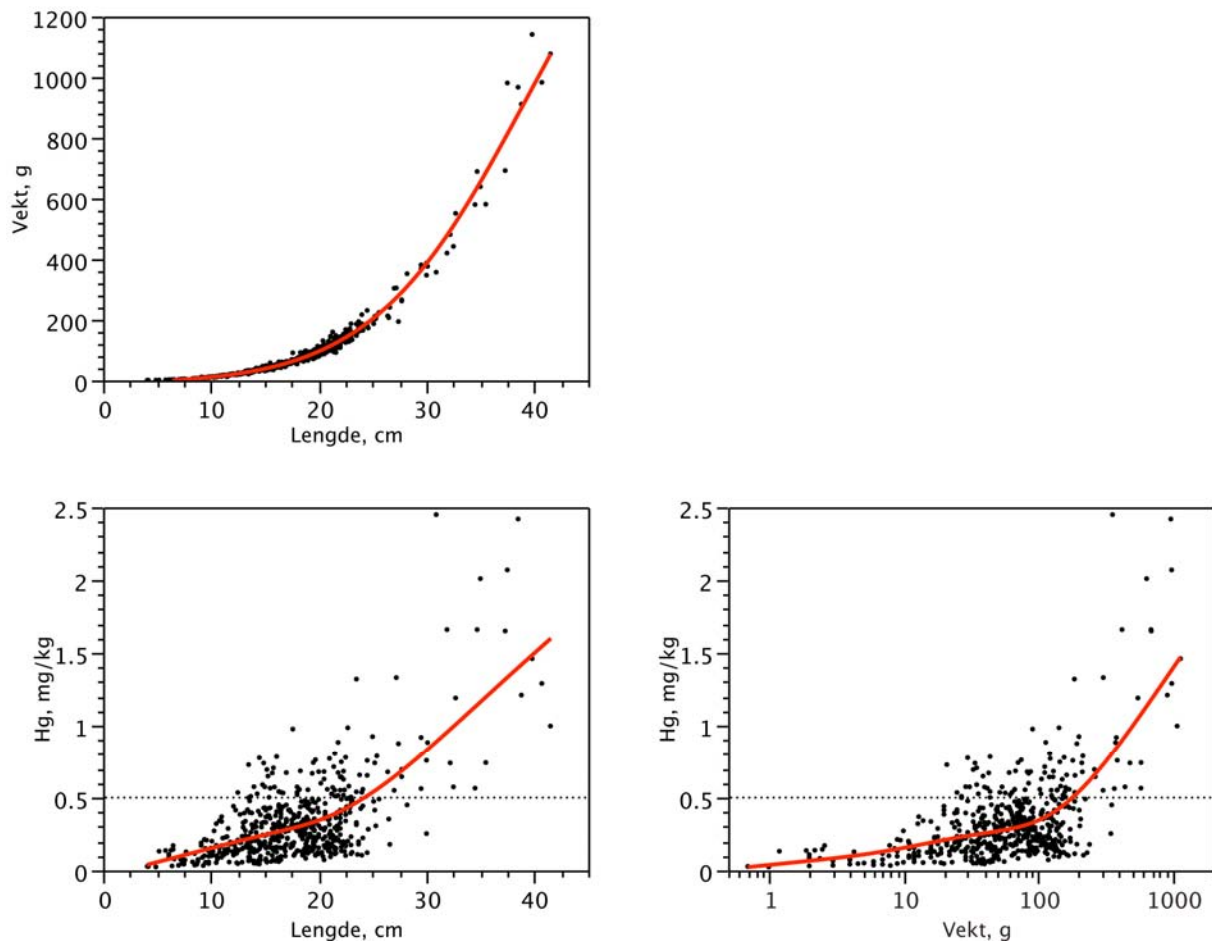
Vi har i begge analysene benyttet oss av de logaritmisk transformerte konsentrasjonene av organiske miljøgifter for å normalisere fordelingene og unngå at løsningen blir dominert av svært avvikende observasjoner. Da metodene ikke tolererer ikke at det mangler data for forbindelser har vi erstattet verdier under deteksjonsgrensen med denne. Til de statistiske analysene er det benyttet dataprogrammet JMP (SAS Institute Inc., 2004)

5. Kvikksølv i abbor

5.1 Resultater for 2008

5.1.1 Beskrivelse av prøvematerialet, 2008

Det ble samlet inn og analysert kvikksølv i totalt 565 abbor fra 28 innsjøer. For hver innsjø ble det forsøkt å samle inn minimum 20 individer. Dette sikrer et representativt materiale, og gir et tilstrekkelig stort antall til at sammenlikningene med historisk materiale har en akseptabel statistisk utsagnskraft (styrke). En beskrivelse av lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon til den innsamlede fisken er gitt Figur 4 og Tabell 3.



Figur 4. Sammenhengen mellom lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i abbor fisket i 2008. Kurvene, som angir de sentrale tendensene, er framstilt ved en kurveglatningsmetode (kubiske splines). Omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg (våttvekt) er markert med en stiplet linje. $N = 565$, antall bestander = 28.

Tabell 3. *Midlere lengde, vekt og kvikksølvkonsentrasjon i de undersøkte bestandene av abbor. Lok. ID: nr. i NVEs innsjøregister; N: antall, SD: standard avvik.*

Lokalitet	Lok. ID	N	Lengde, cm		Vekt, g		Hg, mg/kg	
			Middel	SD	Middel	SD	Middel	SD
Austre Bjonevatnet	605	20	20,2	3,3	100	49	0,36	0,16
Bæreia	4203	21	22,4	5,1	166	196	0,29	0,24
Bergsjø	7371	25	16,4	3,2	55	26	0,31	0,15
Breidtjern	3555	25	15,2	3,3	45	23	0,33	0,16
Flåte	110	24	14,8	4,4	50	40	0,16	0,08
Grovatnet	11413	20	20,7	1,8	110	32	0,25	0,10
Hundsvatnet	10033	20	16,4	4,1	60	45	0,22	0,10
Isebakkjtjernet	5844	20	19,8	3,9	109	54	0,30	0,17
Kjerkesjøen	4013	20	17,6	4,0	76	57	0,44	0,19
Langtjern	3481	20	18,6	8,8	167	260	0,53	0,58
Lyseren	137	18	17,2	4,5	68	38	0,13	0,08
Mårvatnet	10635	19	18,2	3,1	78	59	0,23	0,11
Namsjøen	157	20	16,0	3,9	58	57	0,47	0,18
N. Svanevatnet	5731	21	17,3	7,6	109	192	0,15	0,25
Øyvannet	5742	20	15,6	1,3	43	15	0,49	0,18
Øyvatnet	10045	20	20,8	2,9	123	48	0,27	0,17
Røgden	348	10	20,7	1,7	102	29	0,39	0,08
Røysjø	5706	21	16,5	5,6	72	59	0,11	0,05
Rysjøen	33688	20	16,7	2,5	58	25	0,35	0,19
Skinnarbutjern	3437	20	17,5	9,3	159	292	0,43	0,51
Søre Bellingen	362	20	25,4	4,7	235	150	0,84	0,53
Suluvatn	5755	21	15,3	3,9	51	30	0,18	0,09
Svanstulvatnet	6467	20	17,6	3,8	65	40	0,37	0,21
Tollreien	4076	20	16,0	6,4	94	214	0,56	0,45
Tvengsbergjtjernet	3923	20	10,8	3,8	20	20	0,26	0,15
Vannsjø	291	20	20,9	9,9	210	280	0,37	0,26
Vegår	1258	20	18,1	4,1	100	70	0,09	0,03
Vortungen	3266	20	15,2	5,0	54	39	0,35	0,18

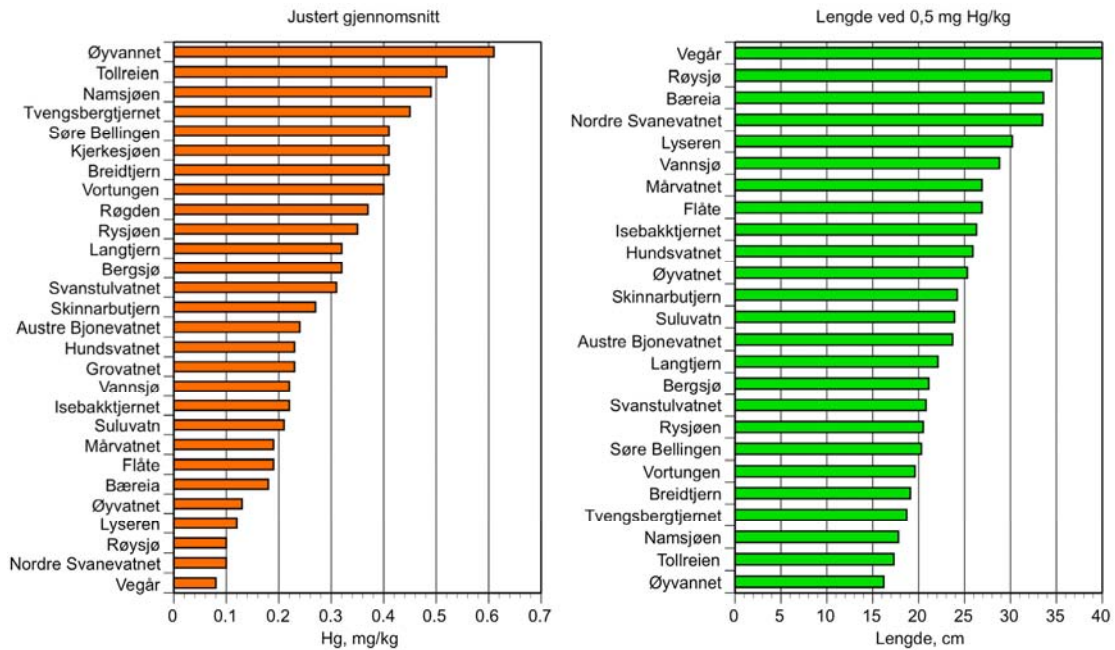
5.1.2 Kvikksølv og fiskestørrelse, 2008

I prøveutvalget fra nær samtlige bestander var det en signifikant sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde (Tabell 4). Kun i tre tilfeller (Grovatnet, Kjerkesjøen og Røgden) kunne vi ikke finne noen sammenheng. For Røgden skyldes det trolig kombinasjonen av få prøver (ti) og liten spredning i fiskestørrelse. For de to andre bestandene var det generelt en stor spredning i kvikksølvinnholdet uavhengig av fiskens størrelse.

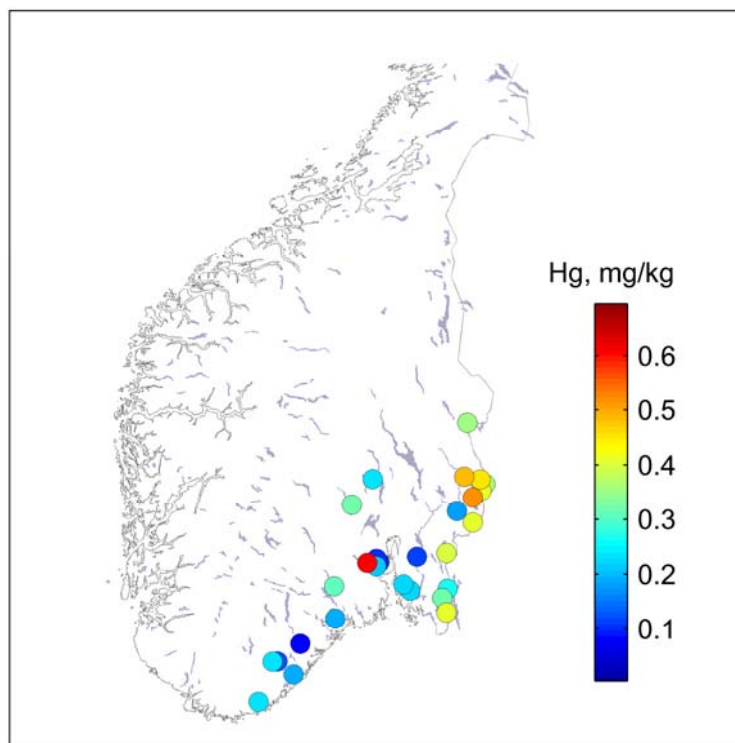
Vi har benyttet de lineære regresjonene til å beregne lengdejusterte gjennomsnittlige konsentrasjoner for hver bestand (justert til det aritmetiske gjennomsnitt på 17,7 cm for utvalget fra 2008), samt beregnet ved hvilken lengde det er overveiende sannsynlig at konsentrasjonen overskrider omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg (Figur 5, Tabell 5). De justerte gjennomsnittlige konsentrasjonene varierte mye, fra 0,08 mg/kg til 0,61 mg/kg, og med medianverdi på 0,26 mg/kg. Lengden hvor omsetningsgrensen overskrides varierte mellom 16,2 cm og 40,0 cm, med en medianverdi på 23,9 cm.

Tabell 4. Lineære regresjoner av kvikksølv (mg/kg, transformert til naturlige logaritmer) på fiskelengde (cm). Signifikanstest med F-ratio, antall frihetsgrader (d.f.) og signifikansnivå (p) er oppgitt. Regresjonene uttrykkes som:
 $\ln Hg = a \cdot Lengde + b$.

Lokalitet	Lok. ID	R ²	a	b	F Ratio	d.f.	p
Austre Bjonevatnet	605	0,80	0,1236	-3,6290	69,84	1,18	<0,0001
Bæreia	4203	0,47	0,0635	-2,8263	17,09	1,19	0,0006
Bergsjø	7371	0,70	0,1262	-3,3615	54,11	1,23	<0,0001
Breidtjern	3555	0,71	0,1476	-3,5087	55,11	1,23	<0,0001
Flåte	110	0,68	0,1066	-3,5610	46,12	1,22	<0,0001
Grovatnet	11413	0,00	0,0079	-1,6300	0,03	1,18	0,86
Hundsvatnet	10033	0,84	0,0932	-3,1092	91,74	1,18	<0,0001
Isebakkjtjernet	5844	0,68	0,0941	-3,1725	38,40	1,18	<0,0001
Kjerkesjøen	4013	0,02	0,0165	-1,1945	0,44	1,18	0,51
Langtjern	3481	0,95	0,0989	-2,8801	317,98	1,18	<0,0001
Lyseren	137	0,75	0,1154	-4,1786	47,34	1,16	<0,0001
Mårvatnet	10635	0,45	0,1027	-3,4553	13,72	1,17	0,0018
Namsjøen	157	0,46	0,0717	-1,9709	15,50	1,18	0,001
Nordre Svanevatnet	5731	0,86	0,1029	-4,1367	119,57	1,19	<0,0001
Øyvannet	5742	0,25	0,1348	-2,8801	6,14	1,18	0,02
Øyvatnet	10045	0,75	0,1807	-5,2621	55,19	1,18	<0,0001
Røgden	348	0,01	0,0110	-1,1946	0,07	1,8	0,80
Røysjø	5706	0,75	0,0937	-3,9286	58,15	1,19	<0,0001
Rysjøen	33688	0,43	0,1315	-3,3861	13,79	1,18	0,0016
Skinnarbutjern	3437	0,89	0,0915	-2,9092	151,99	1,18	<0,0001
Søre Bellingen	362	0,51	0,0752	-2,2221	18,67	1,18	0,0004
Suluvatn	5755	0,73	0,1390	-4,0191	50,32	1,19	<0,0001
Svanstulvatnet	6467	0,81	0,1473	-3,7624	78,31	1,18	<0,0001
Tollreien	4076	0,61	0,0756	-1,9989	28,65	1,18	<0,0001
Tvengsbergjtjernet	3923	0,55	0,1017	-2,5966	22,17	1,18	0,0002
Vannsjø	291	0,78	0,0742	-2,8279	64,93	1,18	<0,0001
Vegår	1258	0,78	0,0834	-4,0312	63,82	1,18	<0,0001
Vortungen	3266	0,82	0,1142	-2,9273	80,48	1,18	<0,0001



Figur 5. Lengdejustert gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i de undersøkte bestandene av abbor (venstre panel), og forventet lengde av abbor med en kvikksølvkonsentrasjon på 0,5 mg Hg/kg (høyre panel). Ved lengdejusteringen er lengden satt til aritmetiske gjennomsnitt for utvalget fra 2008 (17,7 cm).



Figur 6. Kart over gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i de undersøkte bestandene av abbor, justert til en standard fiskestørrelse (17,7 cm, aritmetiske gjennomsnitt for utvalget fra 2008).

Tabell 5. Justert midlere kvikksølvkonsentrasjon i abbor (Hg-just.) samt forventet lengde hvor konsentrasjonen er lik omsetningsgrensen på 0,5 mg Hg/kg ($L_{0,5}$). Fisken er fanget i 2008. Ved lengdejusteringen er lengden satt til aritmetiske gjennomsnitt for utvalget (17,7 cm). Øvre og nedre 95% konfidensgrenser (CL) er oppgitt.

Lokalitet	NVE nr.	konsentrasjon, mg Hg/kg			Lengde, cm		
		Hg-just.	nedre 95% CL	øvre 95% CL	$L_{0,5}$	nedre 95% CL	øvre 95% CL
Austre Bjonevatnet	605	0,24	0,20	0,28	23,7	22,7	25,3
Bæreia	4203	0,18	0,15	0,22	33,6	29,3	45,7
Bergsjø	7371	0,32	0,28	0,37	21,1	19,8	23,3
Breidtjern	3555	0,41	0,35	0,48	19,1	17,9	20,9
Flåte	110	0,19	0,16	0,22	26,9	23,8	32,5
Grovatnet	11413	0,23	0,17	0,30	*	*	*
Hundsvatnet	10033	0,23	0,20	0,27	25,9	24,0	28,8
Isebakk tjernet	5844	0,22	0,19	0,26	26,3	24,3	30,1
Kjerkesjøen	4013	0,41	0,35	0,47	*	*	*
Langtjern	3481	0,32	0,28	0,37	22,1	21,1	23,3
Lyseren	137	0,12	0,10	0,14	30,2	26,9	36,2
Mårvatnet	10635	0,19	0,17	0,22	26,9	23,5	38,7
Namsjøen	157	0,49	0,42	0,58	17,8	15,8	21,4
N. Svanevatnet	5731	0,10	0,09	0,11	33,5	30,6	37,6
Øyvannet	5742	0,61	0,47	0,79	16,2	15,0	20,6
Øyvatnet	10045	0,13	0,10	0,16	25,3	24,1	27,3
Røgden	348	0,37	0,24	0,56	*		
Røysjø	5706	0,10	0,09	0,12	34,5	30,4	41,6
Rysjøen	33688	0,35	0,30	0,40	20,5	18,7	25,8
Skinnarbutjern	3437	0,27	0,24	0,32	24,2	22,5	26,4
Søre Bellingen	362	0,41	0,31	0,54	20,3	14,7	22,9
Suluvatn	5755	0,21	0,18	0,25	23,9	21,7	27,8
Svanstulvatnet	6467	0,31	0,27	0,36	20,8	19,8	22,3
Tollreien	4076	0,52	0,45	0,60	17,3	14,8	20,2
Tvengsberg tjernet	3923	0,45	0,34	0,60	18,7	15,9	25,4
Vannsjø	291	0,22	0,19	0,25	28,8	25,9	32,7
Vegår	1258	0,08	0,07	0,09	40,0	35,4	47,9
Vortungen	3266	0,40	0,34	0,47	19,6	18,2	21,4

* Ikke beregnet pga. ikke-signifikante regresjoner av Hg på lengde.

5.2 Historisk utvikling

5.2.1 Tilgjengelige historiske data

En oversikt over de tidligere kvikksølvanalysene for abborbestandene med i denne undersøkelsen er gitt i Tabell 6. Vi ser her at det eksisterer tidligere data for 21 innsjøer, fra 1990 og til 2002. Ser vi bort fra prøvene i 2008, er det ved 27 tidligere anledninger analysert kvikksølv i de ulike populasjonene.

I det følgende viser vi først en generell oversikt over konsentrasjonsnivåene for årene 1991 og 2008, da det er for 1991 vi har flest gjenfiskede sjøer. Større systematiske endringer i nivåene vil lett kunne identifiseres ved å sammenlikne forholdene mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde for de to årene. Deretter presenterer vi resultatene fra den mer inngående statistiske analysen og drøfter disse.

Tabell 6. Innsjøer med tidligere kvikksølvanalyser av abbor (gjenfiskede innsjøer). Tabellen viser antall individer analysert for kvikksølv, fordelt på de enkelte bestandene og fangstår. NVEs vannnummer er gitt for hvert lokalitet.

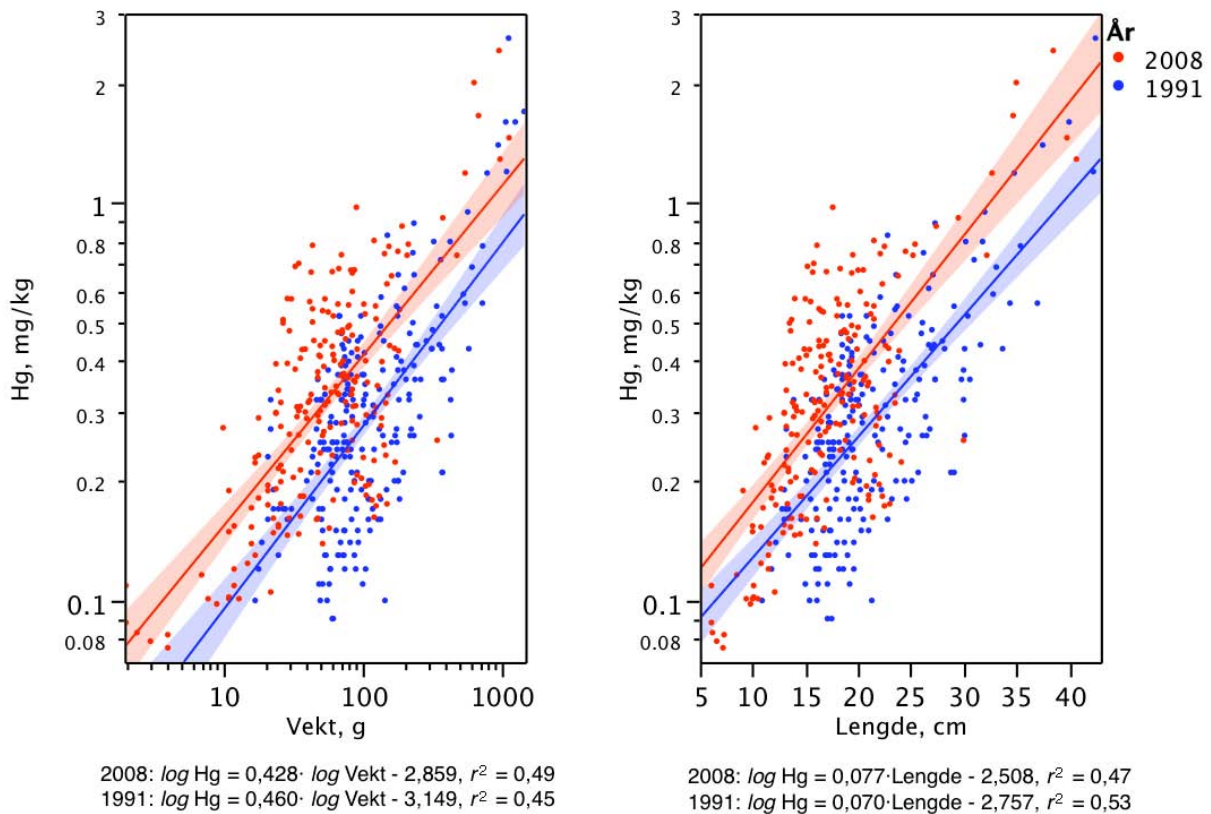
Lokalitet	NVE nr.	1990	1991	1992	1998	1999	2000	2001	2002	2008
Austre Bjonevatnet	605							15		20
Bæreia	4203		20		20					21
Bergsjø	7371		25							25
Breidtjern	3555		25							25
Flåte	110							30		24
Grovatnet	11413					20				20
Isebaktjernet	5844		26		20					20
Langtjern	3481		25							20
Lyseren	137	25								18
Namsjøen	157		16					20		20
Nordre Svanevatnet	5731			18						20
Øyvannet	5742		20							20
Røgden	348					20	3			10
Røysjø	5706			25						21
Rysjøen	33688						15			20
Skinnarbutjern	3437	14	25							20
Søre Bellingen	362						15			20
Suluvatn	5755			25						21
Svanstulvatnet	6467		26							20
Tollreien	4076	15								20
Vortungen	3266		25						14	20

5.2.2 Sammenlikning mellom 1991 og 2008

En første inspeksjon av forholdene mellom fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjon for lokalitetene prøvfisket i både 1991 og 2008 indikerer at det har skjedd en betydelig økning i kvikksølvnivåene (Figur 7).

For hele utvalget under ett steg konsentrasjonene fra 0,25 mg/kg i 1991 og til 0,41 mg/kg i 2008 for fisk med en størrelse på 19,5 cm (aritmetisk gjennomsnitt for utvalget fra 1991 og 2008), det vil si en økning på 63 %.

En nærmere statistisk analyse av disse forskjellene krever at forskjellene mellom år brytes ned på de enkelte innsjøene. I det påfølgende kapittelet gjøres dette med planlagte kontraster, som ikke inflaterer feilratene i den statistiske analysen.



Figur 7. Spredningsdiagram for fiskestørrelse og kvikksølvkonsentrasjon i ti abborpopulasjoner prøvfisket i 1991 ($n = 226$) og 2008 ($n = 211$). Lineære regresjonskurver (med 95% konfidensintervall) av kvikksølv (log-transformert) på fiskelengde (høyre panel) og fiskevekt (log-transformert, venstre panel) er inntegnet, og regresjonsligningene er gitt under diagrammene.

5.2.3 Sammenlikning mellom alle år, 1990 – 2008

Vi gjør her en analyse av samtlige gjenfiskede innsjøer, slik at vi for hver enkelt bestand kan beregne årlige lengdejusterte gjennomsnitt for de ulike bestandene. Deretter tester vi om hvorvidt det kan påvises signifikante endringer mellom nivåene i 1991 og 2008. Dette er de to fangstårene med flest felles prøvetatte bestander (ti bestander). Videre vil vi med *post-hoc* tester undersøke hvorvidt det er indikasjoner på signifikante endringer mellom årlige justerte gjennomsnitt fra utvalgte bestander. *Post-hoc* testene inflaterer imidlertid «Type I» feilratene, og de assosierte signifikansnivåene vil derfor være for lite konservative og bør kun betraktes som veiledende.

Vi benyttet en nøstet variansanalysemodell med blandede effekter (mixed model), dvs. både faste (fixed) og tilfeldige (random) effekter, hvor innsjøeffektene er nøstet inn under år og deklarerert som tilfeldige (random) effekter. I modellen er lokalitet og år deklarerert som nominale faktorer, mens lengde er en kontinuerlig variabel (kovariat):

$$\log \text{Hg} = B_0 + B_1 \cdot \text{år} + B_2 \cdot \text{lokalitet}[\text{år}] \& \text{random} + B_3 \cdot \text{lengde} + B_4 \cdot (\text{år} \cdot \text{lengde}) + \dots \\ B_5 \cdot (\text{lokalitet} \cdot \text{lengde})[\text{år}] \& \text{random}$$

Modellen viste at av de faste effektene var lengde og interaksjonen lengde · år statistisk signifikante (*F*-tester, $p < 0,05$). For de tilfeldige effektene er tilsvarende signifikanstester ikke mulig, men 95% konfidensintervallet for de assosierte varianskomponentene indikerte at effekten av parameterene i B_5 (interaksjonene mellom lokalitet og lengde, nøstet inn under år) ikke var signifikant. Forholdet mellom varianskomponenten for denne effekten og modellens residualvarians (uforklart varians) var svært lavt (0,002), noe som illustrerer at denne tilfeldige effekten er ubetydelig. Vi kunne derfor utelate denne effekten og reestimere en redusert modell.

Den reduserte modellen forklarte 82 % av variansen av de log-transformerte konsentrasjonene, kun 1 % mindre enn den fulle modellen. Vi presenterer utvalgte resultater fra denne analysen i Tabell 7, mens den i helhet finnes i Vedlegg I.

De øvrige effektene og deres signifikansnivåer var også nær identiske med dem i den fulle modellen. Den isolerte effekten av år var ikke signifikant, men effekten av lengde og interaksjonen mellom lengde og år var signifikante. Dette betyr at stigningsforholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde kunne variere mellom årene. Effekten av lokalitet nøstet inn under år (deklarerert som en tilfeldig effekt) betyr at de enkelte årene kunne ha en ulik innflytelse for hver innsjø i sær. Forholdet mellom varians-komponenten for denne effekten og modellens residualvarians (ikke forklart variasjon) var høyt (2,02) og viser at denne effekten var betydelig.

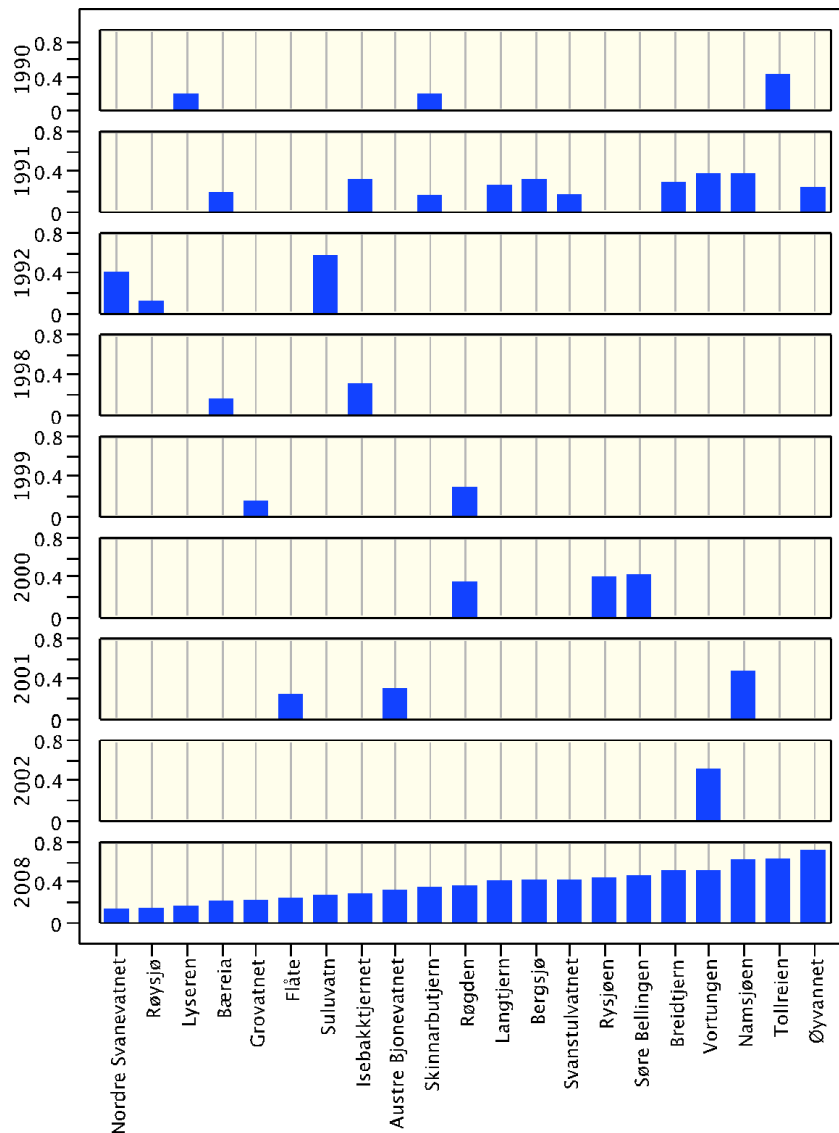
I Tabell 8 og Figur 8 presenterer vi de lengdejusterte årlige midlere kvikksølv-konsentrasjonen fra de enkelte bestandene (justert til en lengde på 20,2 cm, aritmetiske gjennomsnitt for hele utvalget fra 1990–2008). De høyeste konsentrasjonene for hver bestand ble i all hovedsak funnet i 2008. Kun i et fåtalls tilfeller (tre bestander, fire av i alt 27 muligheter) var konsentrasjonene i 2008 lavere enn i de tidligere årene.

Tabell 7. Statistisk analyse av kvikksølvkonsentrasjon i abbor, blandet lineær modell (se tekst). Tabellen viser mengde forklart varians (R^2), estimater av varians-komponenter for tilfeldige effekter og signifikanstester for faste effekter.

Summary of Fit						
RSquare		0.820466				
RSquare Adj		0.817303				
Root Mean Square Error		0.322793				
Mean of Response		-1.26244				
Observations (or Sum Wgts)		983				
REML Variance Component Estimates						
Random Effect	Var Ratio	Var Component	Std Error	95% Lower	95% Upper	Pct of Total
Lokalitet[År]	2.0624265	0.2148945	0.0499239	0.1170436	0.3127454	67.346
Residual		0.104195	0.0048422	0.0953196	0.114377	32.654
Total		0.3190895				100.000
-2 LogLikelihood = 809.50938818						
Fixed Effect Tests						
Source	Nparm	DF	DFDen	F Ratio	Prob > F	
År	8	8	40.81	0.7838	0.6194	
Lengde, cm	1	1	942	185.5656	<.0001*	
Lengde, cm*År	8	8	942.7	7.0345	<.0001*	

Tabell 8. Lengdejustert midlere kvikksølvkonsentrasjon (mg/kg) i abborbestandene fanget i de ulike fangstårene. Lengden er satt til utvalgets aritmetiske gjennomsnitt (1990–2008: 20,2 cm).

Lokalitet	1990	1991	1992	1998	1999	2000	2001	2002	2008
A. Bjonevatnet	0,30	.	0,32
Bæreia	.	0,20	.	0,15	0,20
Bergsjø	.	0,32	0,40
Breidtjern	.	0,29	0,46
Flåte	0,24	.	0,24
Grovatnet	0,15	.	.	.	0,22
Isebakkjtjernet	.	0,31	.	0,32	0,28
Langtjern	.	0,26	0,41
Lyseren	0,19	0,15
Namsjøen	.	0,38	0,47	.	0,65
N. Svanevatnet	.	.	0,36	0,13
Øyvannet	.	0,23	0,71
Røgden	0,29	0,32	.	.	0,36
Røysjø	.	.	0,12	0,14
Rysjøen	0,40	.	.	0,43
Skinnarbutjern	0,19	0,16	0,35
Søre Bellingen	0,43	.	.	0,44
Suluvatn	.	.	0,53	0,25
Svanstulvatnet	.	0,17	0,40
Tollreien	0,42	0,67
Vortungen	.	0,38	0,51	0,49



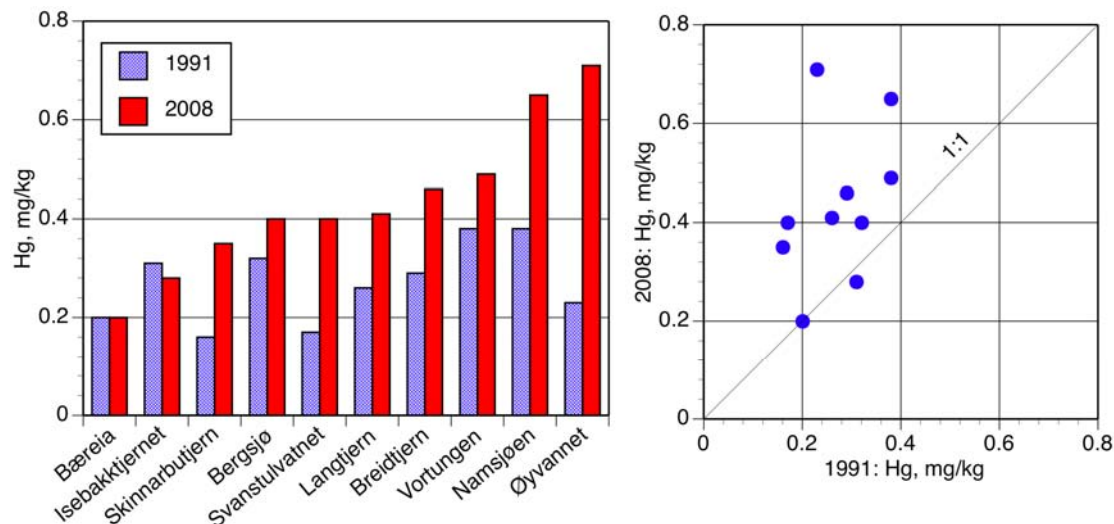
Figur 8. Justert midlere kvikksølvkonsentrasjon i abborbestandene fanget i de ulike fangstårene. Konsentrasjonene er justert for forskjeller i lengde, og er beregnet for fisk hvor lengden satt til utvalgets aritmetiske gjennomsnitt (1990–2008: 20,2 cm, ca 100 g).

En planlagt sammenlikning (ortogonale kontraster) mellom de justerte midlere konsentrasjonene fra årene 1991 og 2008 viste at (i) generelt var konsentrasjonene disse årene signifikant forskjellige ($F=32,2$; $d.f.=10/956$; $p < 0,001$) og (ii) at for åtte av de ti aktuelle bestandene var midlere konsentrasjon i 2008 signifikant høyere enn i 1991 ($p < 0,05$). Kun for Bæreia og Isebakk tjernet kunne ingen signifikante endringer påvises. I Figur 9 har vi gjort en parvis grafisk framstilling av disse dataene. Figuren viser den tildels betydelige økningen i konsentrasjonene som har skjedd i løpet av de to siste ti-årene. I gjennomsnitt hadde de justerte midlere konsentrasjonene økt fra 0,27 mg/kg til 0,44 mg/kg for en fisk på 20,2 g (≈ 100 g), dvs. en økning på 63 %. Største endring, både i absoluttverdier og relativt, ble funnet for Øyvannet – et høyereliggende vann nord i Sande kommune, Vestfold. Konsentrasjonen her hadde tredoblet seg, fra 0,23 mg/kg til 0,71 mg/kg.

Av de tre innsjøene prøvofisket i 1990 hadde de justerte midlere konsentrasjonene i to av dem, Skinnarbutjern og Tollreien, økt betraktelig i 2008, fra henholdsvis 0,19 til 0,35 mg/kg og 0,42 til 0,67 mg/kg. *Post-hoc* tester indikerte at begge disse endringene var signifikante (p

< 0,001). Konsentrasjonen i Skinnarbutjern i 1990 var praktisk talt identiske med den for 1991.

For to av innsjøene prøvofisket i 1992, Nordre Svanevatnet og Suluvatn, var det en betydelig reduksjon i de justerte midlere kvikksølvkonsentrasjonene fra 1992 og til 2008, fra henholdsvis 0,36 til 0,13 mg/kg og 0,53 til 0,25 mg/kg. Disse innsjøene ligger i området mellom Svelvik og Sande. *Post-hoc* tester indikerte at begge endringene var signifikante ($p < 0,001$) For den tredje innsjøen i samme området, Røysjø, kunne det ikke spores noen endring fra 1992 og til 2008 (0,12 til 0,14 mg/kg).



Figur 9. Justert midlere kvikksølvkonsentrasjon i abborbestandene fanget i 1991 og 2008. Konsentrasjonene er justert for forskjeller i lengde, og er beregnet for fisk hvor lengden satt til hele utvalgets aritmetiske gjennomsnitt (utvalget fra 1990–2008: 20,2 cm, \approx 100g). Konsentrasjonene i 2008 var signifikant høyere enn i 1991 ($p < 0,05$) med unntak for Bæreia og Isebakkjernet.

5.2.4 Økende konsentrasjoner og mulige årsaker

Den generelle økningen i kvikksølvkonsentrasjonene var overraskende, da vi i utgangspunktet hadde forventet å finne uforandrede eller reduserte nivåer.

Bakgrunnen for vår hypotese om avtakende eller uforandrede konsentrasjoner var at de atmosfæriske kvikksølvavsetningene i Sørøst-Norge trolig har sunket betydelig siden slutten av 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet, i likhet hva som har vært observert i sørvestlige deler av Sverige (Iverfeldt 1995, Munthe et al. 2007). Sammenbruddet i den øst-europeiske økonomien førte da til betydelige reduksjoner i utlippene av kvikksølv til luft.

Videre har vi i en nylig rapportert nasjonal undersøkelse av tungmetallkonsentrasjonene i innsjøsedimenter (Rognerud et al. 2008) vist at det er en tendens til synkende kvikksølvkonsentrasjoner i innsjøsedimentene i Sørøst-Norge, noe som indikerer en reduksjon i tilførslene av kvikksølv siden 1995. I denne regionen har konsentrasjonene i det øvre 0,5 cm sedimentsjikt (overflatesedimentene) generelt sunket eller de er uforandret sammenliknet med det underliggende 0,5 cm sjikt. Sedimentprøvene ble tatt i 2004, og man kan ut fra en antatt sedimentasjonsrate i skogssjøer på $1,2 \pm 0,5$ mm/år derfor anta at overflatesedimentene i

hovedsak er avsatt etter 1997–2001, mens det underliggende sjiktet hovedsakelig er avsatt etter 1990–1997.

Når konsentrasjonene i fisk likevel har økt betydelig – uten at vi har indikasjoner på at det har vært økning i tilførselene av totalt kvikksølv til innsjøene – kan det bety at netto tilførsel eller produksjon av metylkvikksølv i de akvatiske økosystemene har økt. Kvikksølvet i fisk foreligger i all hovedsak som metylkvikksølv (Grieb et al., 1990). Foruten at det finnes en mindre andel metylkvikksølv i de atmosfæriske avsetningene, skjer det også en netto produksjon av metylkvikksølv i nedbørfeltene og innsjøene, særlig i våtmarker og i innsjøsedimentene (for en utfyllende diskusjon: Ullrich et al., 2001; Grigal 2002).

I naturlig overflatevann i Norden forekommer en mindre andel (ofte 1–5 %) av det totale kvikksølvet som metylkvikksølv (Lee et al. 1998, 2000; Larssen et al. 2008). Metyleringen av uorganiske kvikksølvioner til metylkvikksølv skyldes for en stor del mikrobielle prosesser i jord, sedimenter og vann. Disse prosessene skjer i all hovedsak under anaerobe (oksygenfrie) betingelser, og sulfatreduserende bakterier synes å ha en særlig viktig rolle (Choi og Bartha 1993, Benoit et al. 2001). Forhold som et varmere og mer fuktig klima kan tenkes å stimulere den mikrobielle produksjonen av metylkvikksølv, med økt bioakkumulering i akvatiske organismer som et resultat. I Norge har det i alle ulike klimaregioner vært en økning i lufttemperatur og nedbør siden 1950-tallet (Benestad og Hanssen-Bauer, 2009). Videre har det vært vist at en høyere lufttemperatur har ført til signifikante økninger i vanntemperaturen i innsjøer i Storbritannia, Finland og en del andre europeiske land (George et al 2004, Dokulil et al. 2006). Dette kan være en mulig mekanisme som kan ha bidratt til de økte kvikksølvkonsentrasjonene vi finner i abborbestandene.

Et annet forhold som også kan påvirke kvikksølvavrenningen til innsjøer er skogsdrift. Det er kjent fra Sverige og Finland at intensiv skogsdrift og avhugning kan føre til en høyere andel av metylkvikksølv i overflateavrenningen (Porvari et al. 2003, Munthe and Hultberg 2004). I hvilken grad dette kan ha påvirket konsentrasjonene i de undersøkte bestandene har vi ikke data for å kunne evaluere, men vi ser det som mindre sannsynlig at så mange nedbørfelt innenfor samme tidsrom skulle ha blitt betydelig påvirket av skogsdrift.

Etter at prosjektet var formulert og oppstartet ble det i Sverige i 2008 publisert en rapport som viste at kvikksølvkonsentrasjonene i fisk i svenske innsjøer generelt har økt i løpet av den siste 10-årsperioden (Åkerblom og Johansson, 2008). Årsaken til økningen var uviss, men forfatterne trekker fram flere mulige hypoteser, bl.a. at de atmosfæriske avsetningene av kvikksølv forstøtt kan være for høye til at en reduksjon i akvatisk biota inntreffer, klimatiske faktorer samt skogsdrift.

6. Organiske miljøgifter i ørret

6.1 Beskrivelse av prøvematerialet, 2008

Det ble innsamlet ørret fra i alt 20 bestander, og det ble satt som mål at blandprøvene fra hver bestand skulle bestå av materiale fra omlag ti jevnstore individer. For seks bestander ble det fanget færre fisk, og blandprøvene av disse ble basert på 6–9 individer.

Tabell 9. Midlere lengde og vekt av ørret analysert for organiske miljøgifter. SD: standard avvik. N: antall fisk i hver blandprøve. LOK ID: innsjønummer i NVEs innsjødatabase.

Lokalitet	Lok. ID	N	Lengde, cm		Vekt, g	
			middel	SD	middel	SD
Austre Bjonevatnet	605	10	25,7	2,7	165,5	34,3
Dargesjøen	18827	10	28,0	2,9	207,3	75,5
Dyblingsvatnet	66156	10	23,9	2,6	161,4	47,9
Flåte	110	7	28,1	6,5	238,4	137,1
Grovatnet	11413	10	26,7	2,9	201,1	63,3
Kalandsvatnet	2057	10	29,4	4,1	290,1	120,6
Kalsjøen	3996	10	26,9	3,4	212,5	81,2
Kjerkesjøen	4013	8	22,7	4,2	132,9	64,0
Lygne	1232	10	22,4	0,6	114,1	11,8
Mårvatnet	10635	5	26,6	7,8	256,0	217,6
Mindrebovatnet	10967	10	22,8	1,8	131,1	37,9
Nordre Svanevatnet	5731	10	27,9	6,2	275,7	245,7
Ørntjern	6584	10	25,5	1,6	180,3	21,8
Røyrvatnet	22548	10	22,6	0,7	123,7	4,7
Røysjø	5706	10	26,9	4,9	240,7	159,7
Rysjøen	33688	9	27,1	2,2	210,7	46,6
Saudlandsvatnet	21894	12	21,6	1,3	103,0	12,8
Stavsvatnet	13194	6	27,5	0,8	216,7	26,1
Vatnebuvatnet	10333	10	37,1	3,6	624,2	204,8
Vegår	1258	8	29,8	4,3	327,9	164,9

6.2 PCB – polyklorerte bifenyler

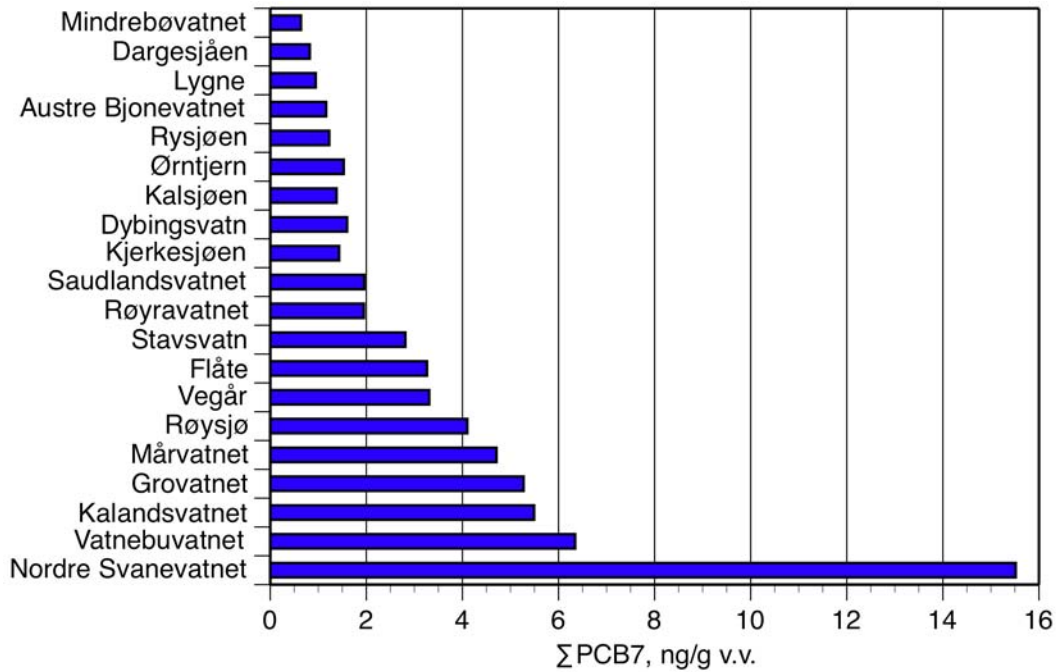
Konsentrasjonene av PCB var i hovedsak gjennomgående lave, og for Σ PCB7 (summen av syv vanlig forekommende enkeltforbindelser – kongenere) var konsentrasjonene 0,64–15,5 ng/g v.v. (våttvekt) (Tabell 10) med en medianverdi på 2 ng/g våttvekt. Σ PCB7 utgjorde vanligvis halvparten av total sum PCB.

Prøven fra Nordre Svanevatn i Svelvik kommune særmerket seg med høye PCB-konsentrasjoner sammenliknet de øvrige bestandene. Konsentrasjonen av Σ PCB7 var her 15,5 ng/g våttvekt, noe som var nær 2,5 ganger høyere enn den nest høyeste konsentrasjonen på 6,35 ng/g v.v. som var i prøven fra Vatnebuvatnet (Arendal kommune).

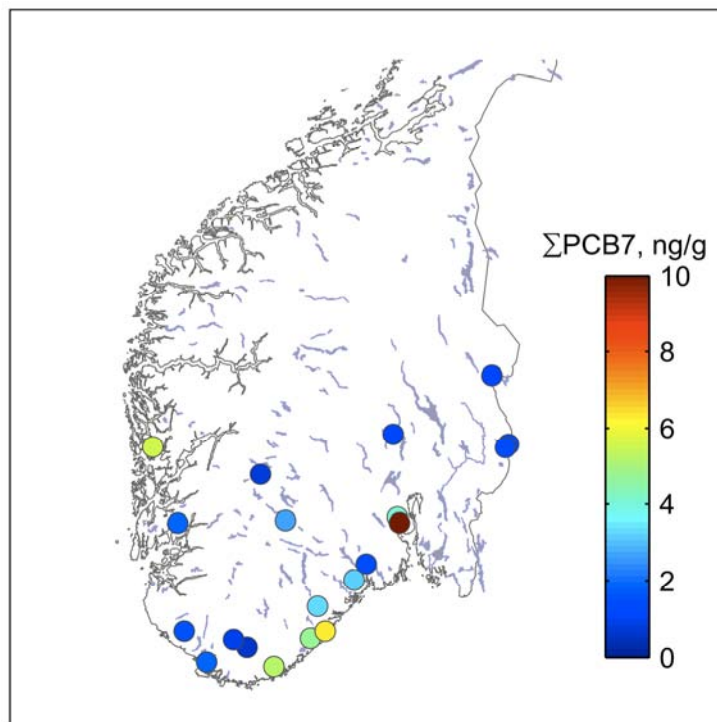
Det var ellers en tendens til at de kystnære innsjøene på i Agderfylkene og Telemark hadde forhøyede PCB-konsentrasjoner sammenliknet med bestandene lenger inn i landet (Figur 11). Dette sammenfaller med det generelle konsentrasjonsmønsteret i sedimenter, som trolig reflekterer innflytelse av langtransportert atmosfærisk avsatt PCB (Rognerud et al. 2008)

Tabell 10. PCB i muskelvev av ørret. Konsentrasjonene på våttvektbasis (ng/g v.v.) er gitt er gitt for Σ PCB7, enkeltforbindelsene (kongenene) som inngår i denne, samt for total mengde PCB (Σ PCB). Prøvenes innhold av lipider (% fett) og de lipidjusterte konsentrasjoner av Σ PCB7 (ng/g lipid) er også gitt.

Lokalitet	Fett %	PCB kongener, ng/g v.v.							Σ PCB7 ng/g v.v.	Σ PCB ng/g v.v.	Σ PCB7 ng/g lipid
		PCB- 28	PCB- 52	PCB- 101	PCB- 118	PCB- 138	PCB- 153	PCB- 180			
N. Svanevatnet	1,5	0,03	0,10	0,82	1,17	3,84	5,54	4,02	15,52	32,69	1034
Vatnebuvatnet	1,8	0,05	0,12	0,53	0,65	1,65	2,18	1,18	6,35	13,64	353
Kalandsvatnet	0,9	0,09	0,16	0,71	0,56	1,29	1,80	0,88	5,49	12,27	610
Grovatnet	0,9	0,02	0,07	0,40	0,66	1,29	1,79	1,04	5,27	10,93	586
Mårvatnet	2,5	0,04	0,10	0,41	0,46	1,19	1,55	0,97	4,71	10,29	188
Røysjø	1,8	0,03	0,05	0,28	0,39	1,05	1,47	0,83	4,10	8,70	228
Vegår	2,3	0,02	0,06	0,25	0,27	0,81	1,12	0,77	3,31	7,36	144
Flåte	1,3	0,01	0,03	0,19	0,27	0,80	1,10	0,86	3,26	6,97	251
Stavsvatn	1,2	0,01	0,02	0,11	0,18	0,64	1,04	0,80	2,81	5,81	234
Røyrvatnet	0,8	0,01	0,02	0,09	0,16	0,48	0,71	0,48	1,95	4,00	244
Saudlandsvatnet	1,4	0,01	0,02	0,12	0,15	0,47	0,74	0,46	1,96	3,83	140
Kjerkesjøen	1,5	0,02	0,07	0,16	0,18	0,33	0,46	0,21	1,43	3,66	96
Dybingsvatn	1,4	0,02	0,04	0,16	0,14	0,37	0,56	0,31	1,60	3,36	114
Kalsjøen	1,6	0,02	0,05	0,15	0,14	0,32	0,48	0,23	1,38	3,26	86
Ørntjern	0,7	0,01	0,02	0,11	0,15	0,37	0,57	0,30	1,53	3,15	218
Rysjøen	1,4	0,01	0,03	0,14	0,16	0,26	0,44	0,18	1,23	2,55	88
A. Bjonevatnet	0,8	0,01	0,02	0,12	0,11	0,28	0,43	0,20	1,16	2,52	145
Lygne	0,8	0,01	0,01	0,08	0,09	0,22	0,34	0,19	0,95	1,99	118
Dargesjøen	1,0	0,01	0,02	0,08	0,06	0,20	0,33	0,12	0,82	1,85	82
Mindrebøvatnet	1,4	0,01	0,02	0,06	0,06	0,15	0,23	0,12	0,64	1,29	46



Figur 10. Konsentrasjonen av Σ PCB7 (summen av syv enkeltforbindelser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008.

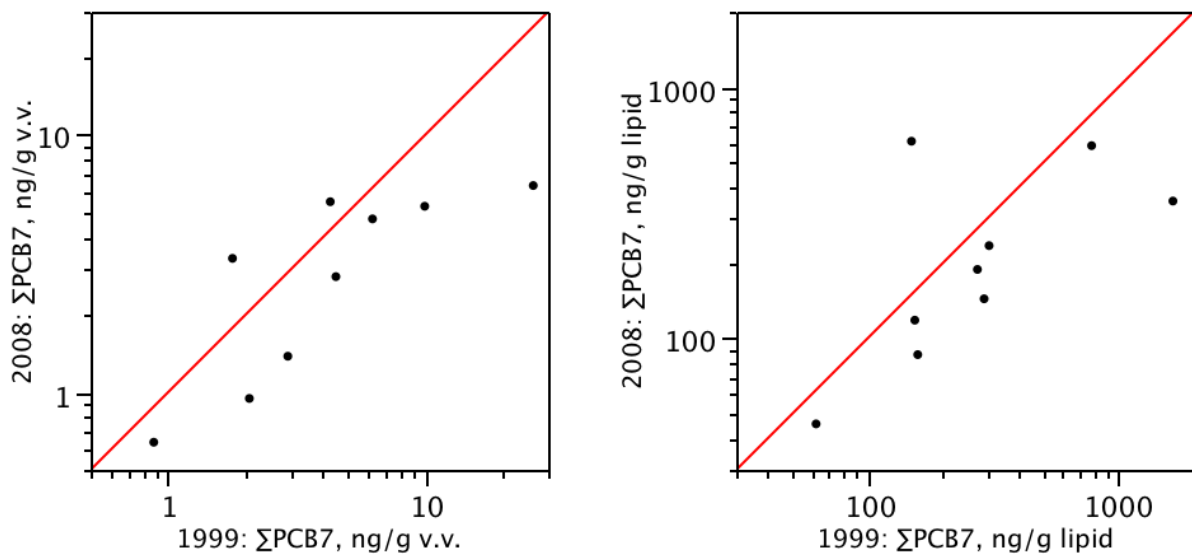


Figur 11. Kart over konsentrasjonen av Σ PCB7 (summen av syv enkeltforbindelser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008.

For ni innsjøer eksisterer det tidligere data fra 1998 (Fjeld et al. 2001) og en sammenlikning med data fra 2008 viste at konsentrasjonene hadde sunket med nær 50 %, fra 6,57 ng/g v.v. til 3,43 ng/g v.v. (Tabell 11). En parvis statistisk test (Wilcoxon signed-rank, en-halet) viste at reduksjonen var signifikant, både på våtvektsbasis ($p = 0,049$) og fettvekstbasis ($p = 0,049$).

Tabell 11. PCB i muskelvev av ørret, sammenlikning mellom konsentrasjoner i 2008 og 1999. Konsentrasjonene er gitt som Σ PCB7 (summen av syv enkeltforbindelser) på henholdsvis våtvektsbasis (ng/g v.v.) og justert for mengden fett (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett, %		Σ PCB7, ng/g v.v.		Σ PCB7 ng/g lipid	
	2008	1998	2008	1998	2008	1998
Grovatnet	0,9	1,27	5,27	9,94	586	783
Kalandsvatnet	0,9	2,85	5,49	4,27	610	150
Kalsjøen	1,6	1,84	1,38	2,92	86	159
Lygne	0,8	1,34	0,95	2,07	118	154
Mindrebøvatnet	1,4	1,41	0,64	0,88	46	62
Mårvatnet	2,5	2,27	4,71	6,23	188	274
Stavsvatn	1,2	1,47	2,81	4,49	234	305
Vatnebuvatnet	1,8	1,59	6,35	26,25	353	1651
Vegår	2,3	0,61	3,31	1,78	144	292
middelverdi	1,5	1,6	3,43	6,57	263	426



Figur 12. Konsentrasjoner av Σ PCB7 i muskelvev av ørret fisket i 1999 og 2008. Venstre panel: våtvektsbasis. Høyer panel: lipidbasis. Den diagonale linjen viser 1:1 forholdet (dvs. uforandret konsentrasjon).

6.3 DDT

Konsentrasjonene av Σ DDT (summen av DDT m. nedbrytingsforbindelsene DDE og DDD) var i hovedsak gjennomgående lave, med konsentrasjoner i området 0,7–8,4 ng/g v.v. (våtvekt) (Tabell 12) og en medianverdi på 1,8 ng/g våtvekt.

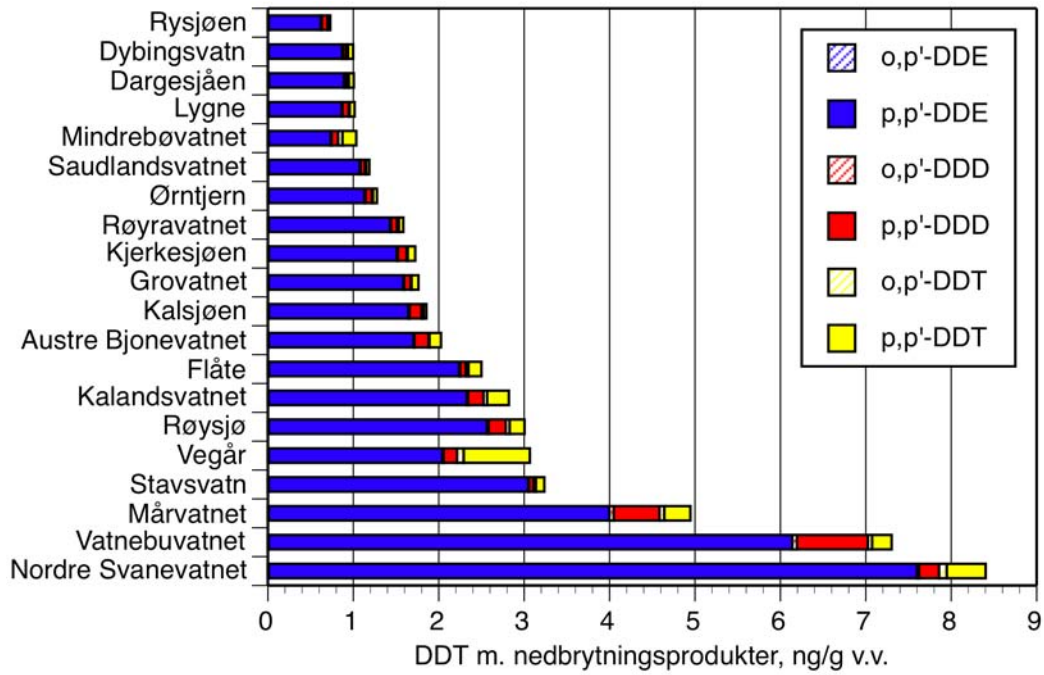
Nedbrytningsproduktet p,p'-DDE var den dominerende forbindelsen og utgjorde vanligvis 80–90 % av Σ DDT. Prøven fra Vegår hadde en noe høy andel av p,p'-DDT (25 %) sammenliknet med de øvrige prøvene (ca. 5 %), noe som kan tyde på at det er ligger en lokal kilde med ikke-nedbrutt DDT i denne innsjøens nedbørfelt.

Som for PCB var det igjen prøven fra Nordre Svanevatn i Svelvik kommune som særmerket seg med høye DDT-konsentrasjoner. Konsentrasjonen av Σ DDT var her 8,4 ng/g våtvekt, men konsentrasjonen i Vatnebuvatnet var nesten like høy med 7,3 ng/g v.v.

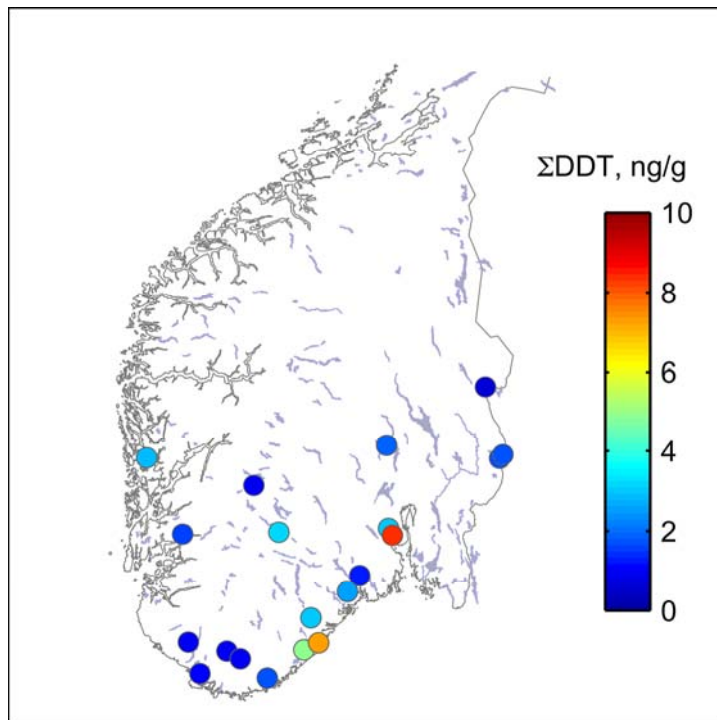
DDT, i likhet med PCB, er en miljøgift hvor atmosfærisk langtransport kan være en viktig kilde, men ut fra kartet over konsentrasjonene (Figur 13) er det ingen tydelige gradienter i avsetningene fra de kystnære innsjøene til innsjøene i innlandet. I den forrige nasjonale kartleggingen av DDT i ferskvannsfisk (Fjeld et al. 2001) fant vi de laveste konsentrasjonene i Nord-Norge, mens mønsteret i Sør-Norge var mer usystematisk og kunne tyde på lokale påvirkninger i tillegg til en langtransportert komponent.

Tabell 12. DDT med nedbrytningsprodukter i muskelvev av ørret fisket i 2008. Ved beregning av Σ DDT (summen av samtlige forbindelser) er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne og enkeltforbindelsen som inngår i denne. Konsentrasjonene er gitt på henholdsvis våtvektsbasis (ng/g v.v.) og justert for mengden fett (ng/g lipid).

Lokalitet	ng/g v.v								ng/g lipid
	Fett %	p,p'-DDT	o,p'-DDT	p,p'-DDE	o,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDD	Σ DDT	Σ DDT
Austre Bjonevatnet	0,8	0,13	<0,01	1,70	<0,01	0,17	<0,01	2,03	253
Dargesjøen	1,0	0,06	<0,01	0,88	<0,01	0,03	<0,01	1,00	100
Dybingsvatn	1,4	0,06	0,02	0,86	<0,01	0,04	<0,01	1,00	71
Flåte	1,3	0,15	0,03	2,23	<0,01	0,07	<0,01	2,50	192
Grovatnet	0,9	0,08	<0,01	1,58	<0,01	0,08	<0,01	1,76	196
Kalandsvatnet	0,9	0,25	0,04	2,32	<0,01	0,18	0,01	2,82	313
Kalsjøen	1,6	0,03	0,02	1,63	<0,01	0,14	0,02	1,86	116
Kjerkesjøen	1,5	0,09	<0,01	1,50	<0,01	0,10	<0,01	1,72	115
Lygne	0,8	0,06	<0,01	0,85	<0,01	0,07	<0,01	1,02	127
Mårvatnet	2,5	0,30	0,06	3,99	<0,01	0,54	0,05	4,95	198
Mindrebøvatnet	1,4	0,16	0,05	0,73	<0,01	0,08	<0,01	1,03	74
Nordre Svanevatnet	1,5	0,45	0,09	7,59	<0,01	0,23	0,02	8,40	560
Ørntjern	0,7	0,05	0,01	1,12	<0,01	0,08	<0,01	1,28	182
Røyrvatnet	0,8	0,05	0,02	1,42	<0,01	0,07	<0,01	1,59	198
Røysjø	1,8	0,17	0,04	2,56	<0,01	0,20	0,02	3,00	167
Rysjøen	1,4	0,02	0,01	0,61	<0,01	0,07	<0,01	0,73	52
Saudlandsvatnet	1,4	0,04	0,01	1,07	<0,01	0,05	<0,01	1,19	85
Stavsvatn	1,2	0,10	0,03	3,04	<0,01	0,05	<0,01	3,24	270
Vatnebuvatnet	1,8	0,23	0,05	6,13	<0,01	0,83	0,05	7,30	406
Vegår	2,3	0,77	0,08	2,03	<0,01	0,16	0,01	3,07	133



Figur 14. Konsentrasjonen av DDT (ng/g våtvekt) med nedbrytningsprodukter i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.



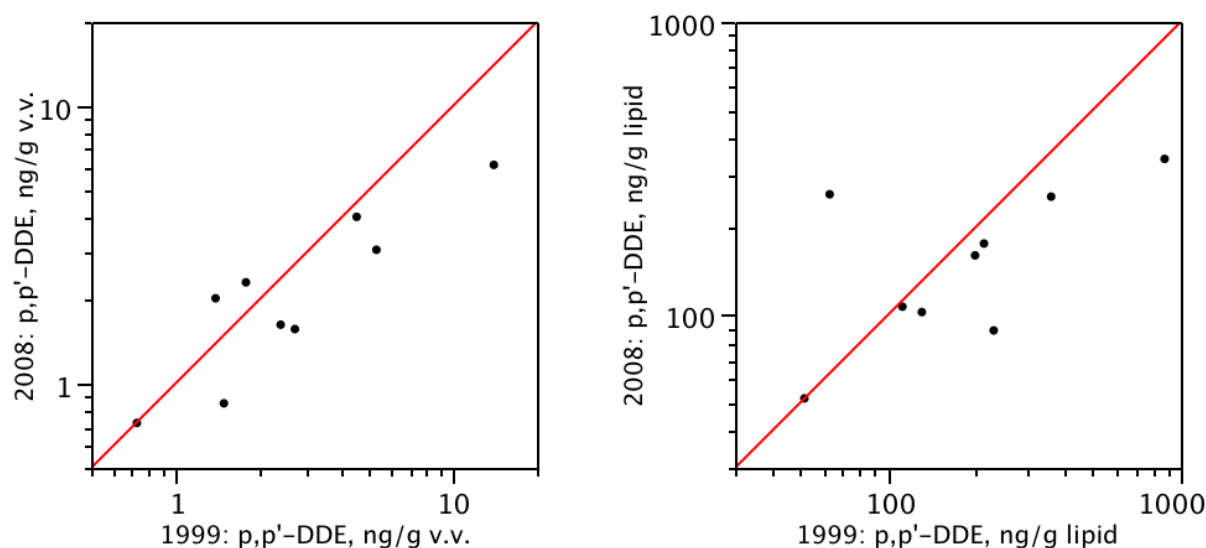
Figur 15. Kart over konsentrasjonen av Σ DDT (DDT med nedbrytningsprodukter, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008.

For ni innsjøer eksisterer det tidligere data fra 1998 (Fjeld et al. 2001), og for DDE har vi konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. En sammenlikning mellom nivåene fra 1998 og 2008

viser at middelverdien hadde sunket med nær 35 % i denne perioden, fra 3,8 ng/g v.v. til 2,5 ng/g v.v. (Tabell 13). En parvis statistisk test (Wilcoxon signed-rank, en-halet) viste at reduksjonen var signifikant på våtvektsbasis ($p = 0,04$) og nær grenseområdet for signifikans på fettvektsbasis ($p = 0,06$).

Tabell 13. *p,p'*-DDE (nedbrytningsprodukt av DDT) i muskelvev av ørret, sammenlikning mellom konsentrasjoner i 2008 og 1999. Konsentrasjonene er gitt på henholdsvis våtvektsbasis (ng/g v.v.) og justert for mengden fett (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett, %		<i>p,p'</i> -DDE, ng/g v.v.		<i>p,p'</i> -DDE, ng/g lipid	
	2008	1999	2008	1999	2008	1999
Grovatnet	0.9	1.27	1.6	2.7	175	212
Kalandsvatnet	0.9	2.85	2.3	1.8	258	63
Kalsjøen	1.6	1.84	1.6	2.4	102	130
Lygne	0.8	1.34	0.9	1.5	107	112
Mårvatnet	2.5	2.27	4.0	4.5	160	198
Mindrebøvatnet	1.4	1.41	0.7	0.73	52	52
Stavsvatn	1.2	1.47	3.0	5.3	253	361
Vatnebuvatnet	1.8	1.59	6.1	14	341	881
Vegår	2.3	0.61	2.0	1.4	88	230
middel	1.5	1.6	2.5	3.8	171	249



Figur 16. Konsentrasjoner av *p,p'*-DDE (nedbrytningsprodukt av DDT) i muskelvev av ørret fisket i 1999 og 2008. Venstre panel: våtvektsbasis. Høyer panel: lipidbasis. Den diagonale linjen viser 1:1 forholdet (dvs. uforandret konsentrasjon).

6.4 Dioksiner og dioksinliknende PCB

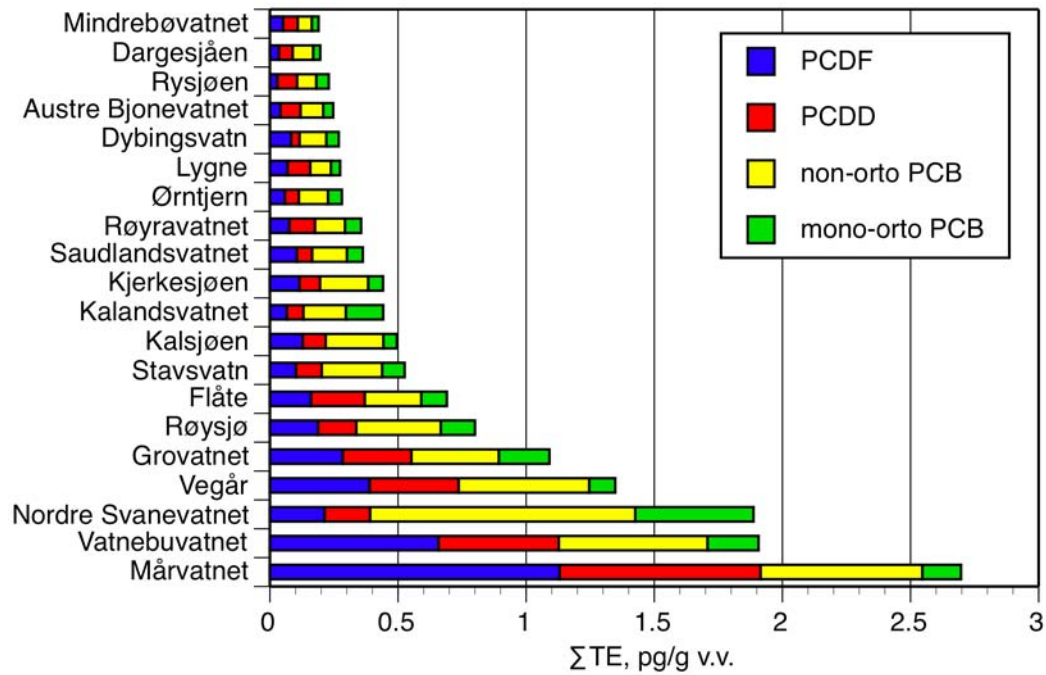
Konsentrasjoner av dioksiner og dioksinliknende PCB, omregnet til toksiske dioksinekvivalenter (TE, Van den Berg et al. 1998) var i området 0,19–2,70 pg TE /g v.v (våttvekt) (Tabell 15), med en medianverdi på 0,44 pg TE/g v.v. Med dioksiner menes her polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner, mens dioksinliknende PCB omfatter non-orto og mono-orto PCB. Konsentrasjonene er godt under EUs omsetningsgrense på 8 pg TE/g v.v. (EU 2006).

Den høyeste konsentrasjonen fantes i prøvene fra innsjøer nær kysten i Aust-Agder og Telemark (Figur 18), men prøven fra Nordre Svanevatnet (Sande kommune) hadde også en relativt høy konsentrasjon (1,89 pg TE/g v.v.). Justert for mengden lipid hadde denne prøven faktisk den høyeste konsentrasjonen av dioksinekvivalenter (126 ng/g lipid).

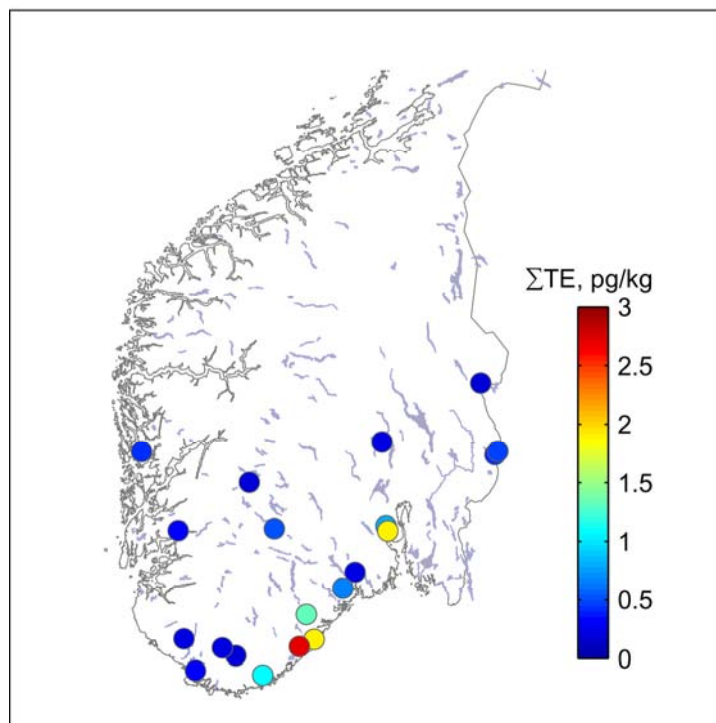
Det var en noe uvanlig høy andel av dioksinliknende PCB som bidro til det høye nivået i Nordre Svanevatnet (Figur 17), men dette er i overensstemmelse med den høye konsentrasjonen av total (standard) PCB i denne prøven. Bidraget fra dioksinliknende PCB var her nær 80 %, mens det i prøvene fra de øvrige innsjøene vanligvis var omkring 50 %. Analysene av standard PCB og dioksinliknende PCB er helt uavhengige av hverandre og har en forskjellig opparbeidelsesmetode. Når vi så får høye PCB-konsentrasjoner fra begge metodene for Nordre Svanevatnet så viser dette at det neppe er noen analytiske feil eller andre beregningsfeil (ss. gal innveining) for prøven. En nærmere inspeksjon av PCB-sammensetningen (se rådata i Vedlegg III) viser også at prøven fra Nordre Svanevatnet har et høyere innslag av tyngre kongener, slik som PCB-180, enn de andre prøvene. Vi påpeker dette her, da vi seinere vil vise at prøven fra Nordre Svanevatnet også er høy på andre miljøgifter som dels har felles opparbeiding/preparering som standard PCB.

Tabell 14. Dioksiner (PCDD og PCDF) og dioksinliknende PCB (mono-orto og non-orto) i muskelvev hos ørret fisket i 2008. Konsentrasjonene er oppgitt i toksiske dioksinekvivalenter (TE). Konsentrasjonene er oppgitt på basis av både våttvekt (pg/g v.v.) og fettvekt (pg/g lipid).

Lokalitet	Fett %	TE, ng/g v.v.				TE, ng/g lipid	
		mono-orto PCB	non-orto PCB	PCDD	PCDF	Sum	Sum
Austre Bjonevatnet	0,8	0,04	0,09	0,08	0,04	0,25	31
Dargesjøen	1,0	0,03	0,08	0,05	0,04	0,20	20
Dybingsvatn	1,4	0,05	0,10	0,03	0,08	0,27	19
Flåte	1,3	0,10	0,22	0,21	0,16	0,69	53
Grovatnet	0,9	0,20	0,34	0,27	0,28	1,09	121
Kalandsvatnet	0,9	0,14	0,17	0,06	0,07	0,44	49
Kalsjøen	1,6	0,05	0,23	0,09	0,13	0,50	31
Kjerkesjøen	1,5	0,06	0,19	0,08	0,12	0,44	29
Lygne	0,8	0,04	0,08	0,09	0,07	0,27	34
Mårvatnet	2,5	0,15	0,63	0,78	1,13	2,70	108
Mindrebøvatnet	1,4	0,03	0,05	0,06	0,05	0,19	14
Nordre Svanevatnet	1,5	0,46	1,03	0,18	0,21	1,89	126
Ørntjern	0,7	0,05	0,11	0,05	0,06	0,28	40
Røyrvatnet	0,8	0,06	0,12	0,10	0,08	0,36	45
Røysjø	1,8	0,13	0,33	0,15	0,19	0,80	44
Rysjøen	1,4	0,05	0,07	0,08	0,03	0,23	16
Saudlandsvatnet	1,4	0,06	0,14	0,06	0,11	0,36	26
Stavsvatn	1,2	0,09	0,24	0,10	0,10	0,53	44
Vatnebuvatnet	1,8	0,20	0,58	0,47	0,66	1,91	106
Vegår	2,3	0,10	0,51	0,35	0,39	1,35	59



Figur 17. Konsentrasjonen av dioksiner (PCDD, PCDF) og dioksinliknende PCB (non-orto og mono-orto PCB) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne. Konsentrasjonen er gitt som sum toksiske dioksinekvivalenter (ΣTE , pg/g våtvekt).



Figur 18. Kart over konsentrasjonen av summen av dioksinekvivalenter (ΣTE , pg/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. I summen inngår bidrag fra PCDD, PCDF, non-orto og mono-orto PCB.

For syv av innsjøene hadde vi dioksindata fra 1998 (Fjeld et al. 2001). En sammenlikning med nivåene i 2008 viste ingen vesentlige endringer (Tabell 15). Midlere konsentrasjon i 1998 og 2008 var nær identiske med henholdsvis 1,0 og 0,95 pg TE/g v.v.

Tabell 15. Summen av toksiske dioksinekvivalenter (bidrag fra PCDD, PCDF, non-orto og mono-orto PCB) i muskelvev av ørret. Sammenlikning mellom konsentrasjoner i 2008 og 1999. Konsentrasjonene er gitt på henholdsvis våtvektbasis (pg/g v.v.) og justert for mengden fett (pg/g lipid).

Lokalitet	Fett, %		ΣTE , pg/g v.v.		ΣTE pg/g lipid	
	2008	1999	2008	1999	2008	1999
Grovatnet	0,9	1,3	1,09	1,24	121	96
Kalandsvatnet	0,9	2,6	0,44	0,45	49	17
Kalsjøen	1,6	1,8	0,50	0,76	31	42
Lygne	0,8	1,3	0,27	0,43	34	33
Mårvatnet	2,5	1,6	2,70	2,76	108	172
Ørntjern	0,7	1,1	0,28	0,28	40	25
Vegår	2,3	1,9	1,35	1,08	59	57

6.5 PBDE – polybromerte difenyletere

Av de analyserte enkeltforbindelsene (kongenerene) av flammehemmeren PBDE var det ni forskjellige forbindelser som i hovedsak hadde konsentrasjoner som var høyere enn metodens deteksjonsgrenser (Tabell 16). Summen av disse forbindelsene, heretter kalt $\Sigma PBDE9$, lå i intervallet 0,28–5,98 ng/g v.v. (våtvekt), med en medianverdi på 0,9 ng/g v.v.

Igjen var det Nordre Svanevatnet (Sande kommune) som hadde den høyeste konsentrasjonen (Figur 19), og generelt hadde de kystnære innsjøene de høyeste konsentrasjonene (Figur 20). Nivået her var nær tre ganger høyere enn nest høyeste konsentrasjon på 2,10 ng/g v.v. fra Mårvatnet (Froland, Aust-Agder).

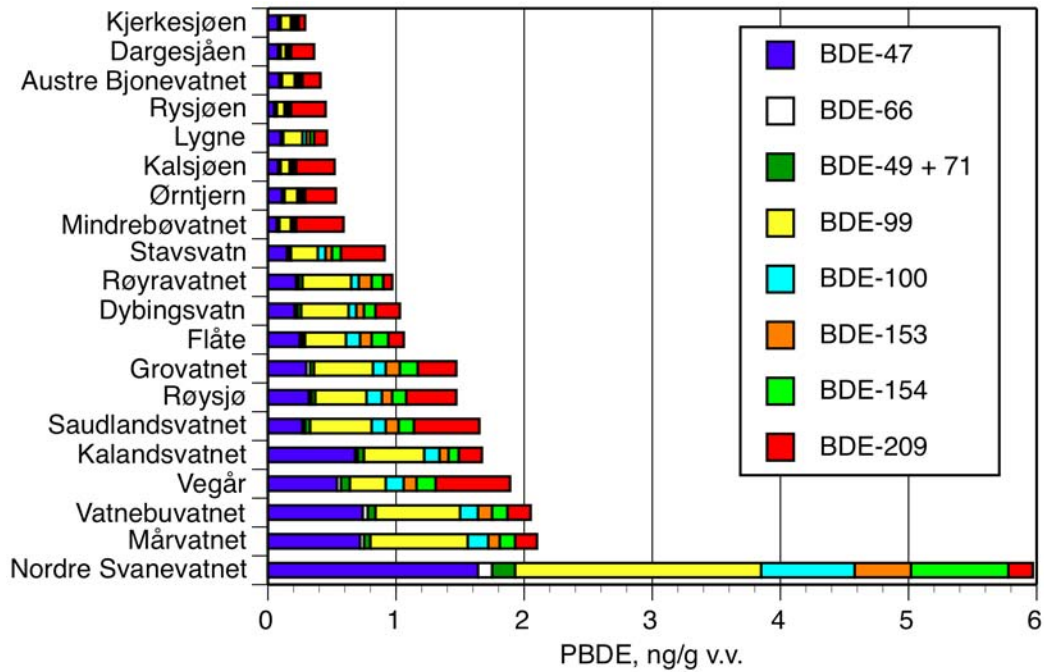
De to enkeltforbindelsene BDE-47 og BDE-99 var de dominerende kongenerene, og i snitt utgjorde de omlag halvparten av $\Sigma PBDE9$. Det er òg verd å merke seg at BDE-209 (også kjent som deka-BDE) akkumulerte i signifikante mengder, og i flere av prøvene fra de kystnære innsjøene på Sørlandet forekom den i en andel på 10–30 %. Dette er en forbindelse som tidligere har vært hevdet at var lite biotilgjengelig, men som nasjonal og internasjonal miljøforvaltning etter hvert har satt fokus på – og som Norge og EU i 2008 innførte forbud mot (SFT 2008).

De første undersøkelsene av PBDE i norsk ferskvannsfisk ble gjort på prøver tatt i 1998 (Fjeld et al. 2001), men da ble kun et fåtall kongener undersøkt (BDE-47, -99 og -153). Konsentrasjonen hos sammenliknbar fisk (ikke-fiskespisende innlandsørret) viste omlag de samme nivåene av PBDE som vi har i denne undersøkelsen (0,1–2,4 ng/g v.v.). Fire av disse bestandene har vi inkludert i foreliggende undersøkelse, og det er ingen tegn til vesentlige endringer i nivåene fra 1998 til 2008 (Tabell 17). Nivåene vi rapporterer her er også

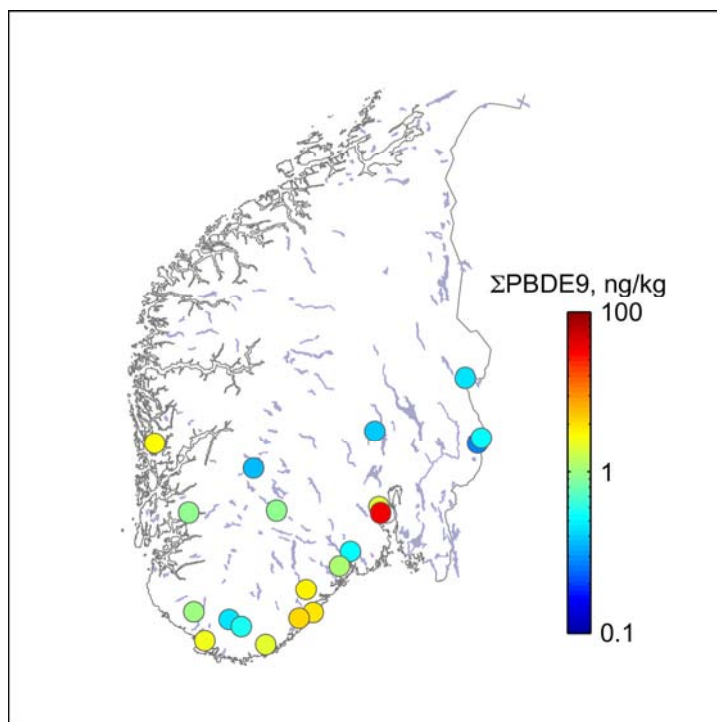
sammenliknbare med data fra ørret og røye i europeiske alpine innsjøer, fisket på begynnelsen av 2000-tallet (Vives et al. 2004).

Tabell 16. PBDE i muskelvev av ørret fisket i 2008. Konsentrasjonene på våtvektbasis (ng/g v.v.) er gitt for ni vanlig forekommende enkeltforbindelser (kongener) og summen av disse (Σ PBDE9). Prøvenes innhold av lipider (% fett) og de konsentrasjonene av Σ PBDE9 på basis av fettvekt (ng/g lipid) er også gitt.

Lokalitet	Fett %	ng/g v.v.								ng/g lipid	
		BDE 47	BDE 66	BDE 49/71	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 209	Σ PBDE9	Σ PBDE9
A.Bjonevatnet	0,8	0,09	<0,01	<0,01	0,10	0,02	0,02	0,02	0,14	0,41	51
Dargesjøen	1,0	0,08	<0,01	<0,01	0,04	0,02	0,01	0,01	0,18	0,36	36
Dybingsvatn	1,4	0,21	0,02	0,03	0,37	0,06	0,06	0,09	0,19	1,04	74
Flåte	1,3	0,25	0,02	0,02	0,32	0,11	0,09	0,13	0,12	1,07	82
Grovatnet	0,9	0,30	0,03	0,03	0,46	0,10	0,11	0,14	0,30	1,47	163
Kalandsvatnet	0,9	0,68	0,02	0,05	0,47	0,12	0,07	0,08	0,18	1,67	186
Kalsjøen	1,6	0,08	<0,01	0,01	0,07	0,02	0,01	0,02	0,30	0,53	33
Kjerkesjøen	1,5	0,08	<0,01	<0,01	0,08	0,02	0,02	0,02	<0,05	0,28	19
Lygne	0,8	0,10	<0,01	0,01	0,15	0,03	0,03	0,03	0,10	0,46	58
Mindrebøvatnet	1,4	0,07	<0,01	<0,01	0,09	0,01	0,02	0,01	0,37	0,59	42
Mårvatnet	2,5	0,72	0,03	0,05	0,76	0,16	0,09	0,12	0,17	2,10	84
N. Svanevatnet	1,5	1,64	0,11	0,18	1,92	0,73	0,44	0,76	0,19	5,96	397
Rysjøen	1,4	0,05	<0,01	<0,01	0,06	0,02	0,01	0,02	0,27	0,45	32
Røyrvatnet	0,8	0,22	0,02	0,03	0,38	0,06	0,10	0,09	0,07	0,96	120
Røysjø	1,8	0,32	0,02	0,03	0,40	0,12	0,08	0,11	0,39	1,49	83
Saudlandsvatnet	1,4	0,27	0,02	0,04	0,48	0,11	0,10	0,12	0,51	1,65	118
Stavsvatn	1,2	0,15	0,01	0,02	0,21	0,06	0,05	0,07	0,34	0,92	77
Vatnebuvatnet	1,8	0,74	0,04	0,06	0,66	0,14	0,11	0,12	0,18	2,04	113
Vegår	2,3	0,54	0,03	0,07	0,28	0,14	0,10	0,15	0,58	1,90	83
Ørntjern	0,7	0,11	<0,01	<0,01	0,10	0,02	0,02	0,02	0,24	0,53	76



Figur 19. Konsentrasjonen av Σ PBDE9 (summen av ni vanlig forekommende enkeltforbindelser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.



Figur 20. Kart over konsentrasjonen av Σ PBDE9 (summen av ni vanlig forekommende enkeltforbindelser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.

Tabell 17. Konsentrasjonen av tre ulike PBDE-forbindelser i muskelvev av ørret. Sammenlikning mellom konsentrasjoner i 2008 og 1999. Konsentrasjonene er gitt på våtvektsbasis (ng/g v.v.) og justert for mengden fett (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett, %		BDE-47 ng/g v.v		BDE-99 ng/g v.v		BDE-153 ng/g v.v		Sum ng/g v.v.		Sum ng/g lipid	
	2008	1999	2008	1999	2008	1999	2008	1999	2008	1999	2008	1999
Kalandsvatnet	0.9	2.6	0.68	0.49	0.47	0.42	0.07	0.002	1.22	0.91	136	35
Kalsjøen	1.6	1.8	0.08	0.17	0.07	0.14	0.01	0.001	0.17	0.31	11	17
Lygne	0.8	1.3	0.10	0.34	0.15	0.46	0.03	0.002	0.28	0.81	35	62
Mårvatnet	2.5	1.6	0.72	0.00	0.76	0.76	0.09	0.001	1.57	0.76	63	48

6.6 HBCDD – heksabromsyklododekan

Flammehemmeren HBCDD forekommer i tre ulike geometriske konfigurasjoner (isomerer), men på tross av at det er γ -isomerer som dominerer i det tekniske produktet, er det α -HBCDD som oppkonsentreres i noen særlig grad i organismer (Law et al. 2005). Dette kom også tydelig fram i vår undersøkelse, da det var α -HBCDD som dominerte i prøvene, mens de to andre isomerene i hovedsak hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (Tabell 18).

Konsentrasjonene av α -HBCDD lå i intervallet 0,06–1,96 ng/g v.v. (våtvekt), med en medianverdi på 0,17 ng/g v.v. En grafisk sammenlikning av konsentrasjonene viste at prøvene fra Nordre Svanevatnet og Vegår hadde tydelig forhøyede konsentrasjoner sammenliknet med de øvrige (Figur 21).

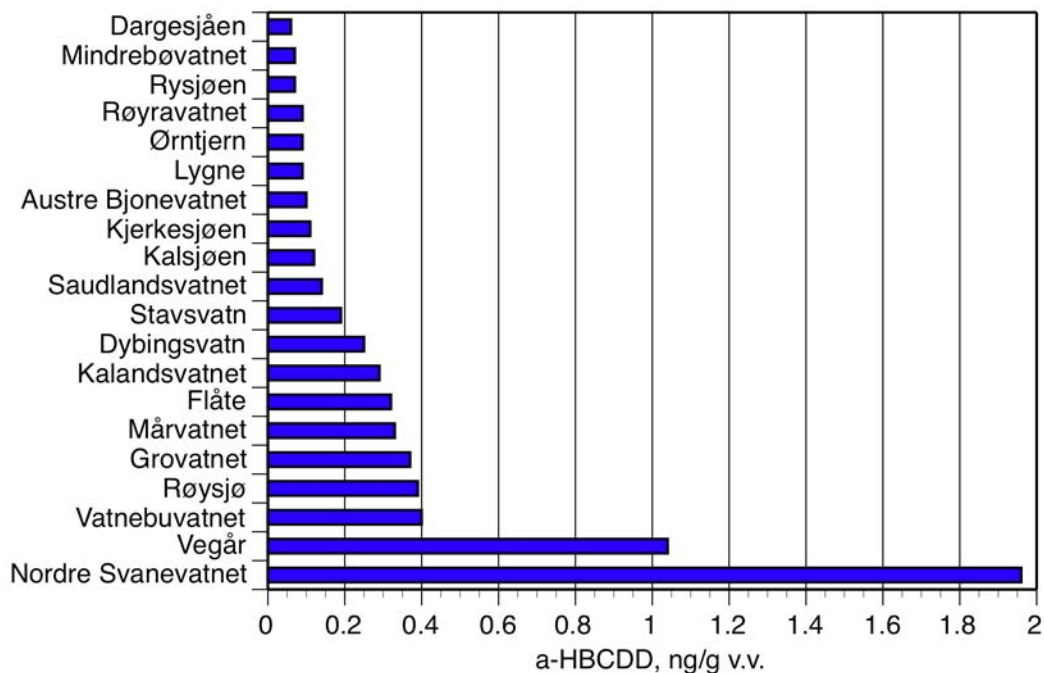
Det var vanskelig å spore noen klare geografiske gradienter i konsentrasjonene i det innsamlede materiale, men det var en tendens til at de laveste konsentrasjonene lå i innsjøene i innlandet (Figur 22).

HBCDD var ikke inkludert i den nasjonale miljøgiftundersøkelsen fra 1998/1999 (Fjeld et al. 2001), men spredte analyser fra ferskvannsfisk fra norske innsjøer uten kjente punktutslipp finnes i SFTs screeningundersøkelser (Fjeld et al. 2004). Det rapporteres her om konsentrasjoner i området 1–7 ng/g v.v. i fisk fra Vormå (ørret) og Øyeren (abbor og gjedde). Dette er noe høyere enn de nivåene vi rapporterer, men da dette var fiskespisende fisk kan det forventes at effekten av biomagnifisering (oppkonsentrering gjennom næringskjedene) var større for disse enn for fisken fra foreliggende undersøkelse.

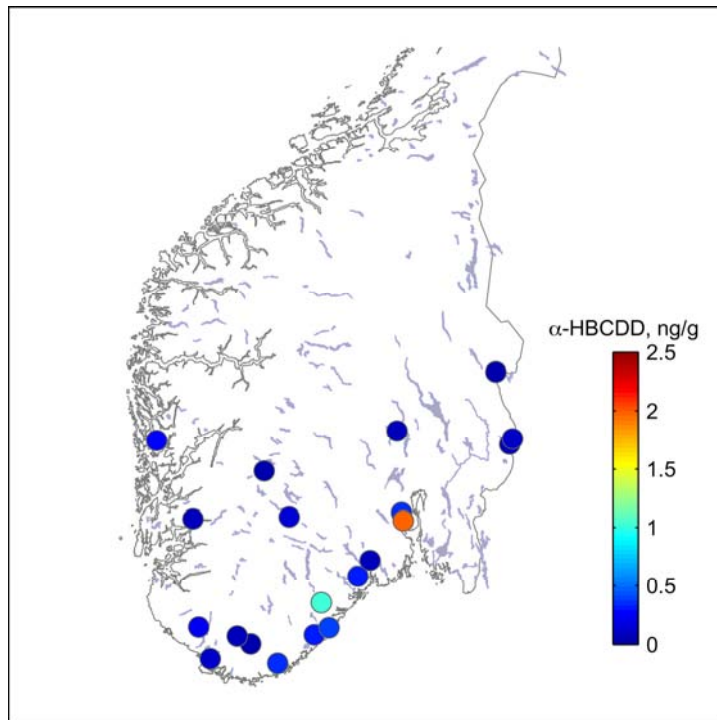
En gjennomgang av litteraturdata på konsentrasjoner av HBCDD i europeiske ferskvannsfisk, gjort på oppdrag for den europeiske bromerte flammehemmer-industrien (Arnot et al. 2009) konkluderer med at vanlig forekommende konsentrasjoner (på lipidvektsbasis) i fisk fra lokaliteter uten større punktutslipp kan være i området <5 til 35 ng/g lipid. Dette er ikke ulikt intervallet vi rapporterer, som er 5–131 ng/g lipid.

Tabell 18. HBCDD i muskelvev av ørret fisket i 2008. Konsentrasjonene på våtvektsbasis (ng/g v.v.) er gitt for de tre ulike isomerene. Prøvenes innhold av lipider (% fett) og konsentrasjonene av α -HBCDD på basis av fettvekt (ng/g lipid) er også gitt.

Lokalitet	Fett %	ng/g v.v.			ng/g lipid
		α -HBCDD	β -HBCDD	γ -HBCDD	α -HBCDD
Austre Bjonevatnet	0,8	0,10	<0,04	<0,02	13
Dargesjøen	1,0	0,06	<0,03	<0,02	6
Dybingsvatn	1,4	0,25	<0,04	<0,02	18
Flåte	1,3	0,32	<0,04	0,02	25
Grovatnet	0,9	0,37	<0,03	<0,02	41
Kalandsvatnet	0,9	0,29	<0,03	0,02	32
Kalsjøen	1,6	0,12	<0,06	<0,04	8
Kjerkesjøen	1,5	0,11	<0,04	<0,02	7
Lygne	0,8	0,09	<0,03	<0,02	11
Mårvatnet	2,5	0,33	0,02	0,02	13
Mindrebovatnet	1,4	0,07	<0,03	<0,02	5
Nordre Svanevatnet	1,5	1,96	<0,05	<0,03	131
Ørntjern	0,7	0,09	<0,06	<0,04	13
Røyrvatnet	0,8	0,09	<0,04	<0,02	11
Røysjø	1,8	0,39	<0,06	<0,03	22
Rysjøen	1,4	0,07	<0,06	<0,04	5
Saudlandsvatnet	1,4	0,14	<0,05	<0,03	10
Stavsvatn	1,2	0,19	<0,05	0,03	16
Vatnebuvatnet	1,8	0,40	<0,04	0,01	22
Vegår	2,3	1,04	<0,06	0,10	45



Figur 21. Konsentrasjonen av α -HBCDD (ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008.



Figur 22. Kart over konsentrasjonen av α -HBCDD (ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008.

6.7 Syklodien-pestisider

Konsentrasjonene av syklodien-pestisidene var gjennomgående svært lave og det var kun trans- og cis-nonaklor som hadde konsentrasjoner som vanligvis var over deteksjongrensen (som typisk lå omkring 0,01–0,03 ng/g våtvekt). I det videre omtaler vi derfor kun disse to syklodien-forbindelsene.

Summen av trans- og cis-nonaklor lå i intervallet 0,02–0,37 ng/g v.v. (våtvekt) (Tabell 19), med en medianverdi på 0,08 ng/g v.v. Igjen særmerket prøven fra Nordre Svanevatnet seg med høye konsentrasjoner sammenliknet med de øvrige. Nest høyeste konsentrasjon fantes i prøven fra Vegår med en konsentrasjon på 0,18 ng/g v.v., det vil si nær 50% av nivået i Nordre Svanevatnet.

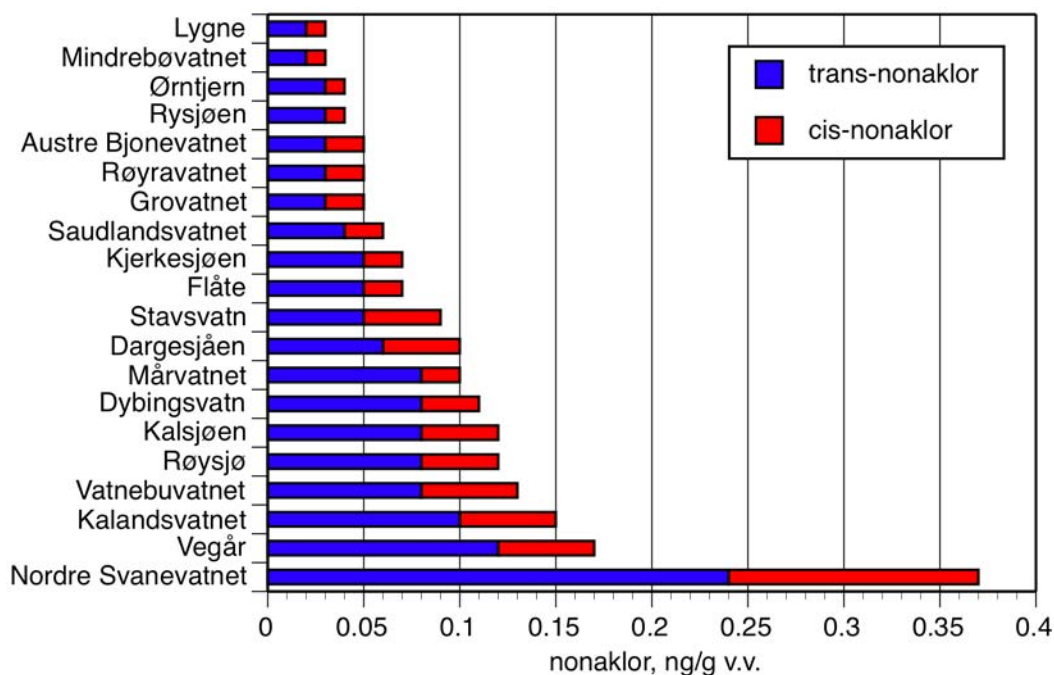
Det var en tendens til at trans-nonaklor var den dominerende forbindelsen (Figur 23), med en andel på 65% i gjennomsnitt.

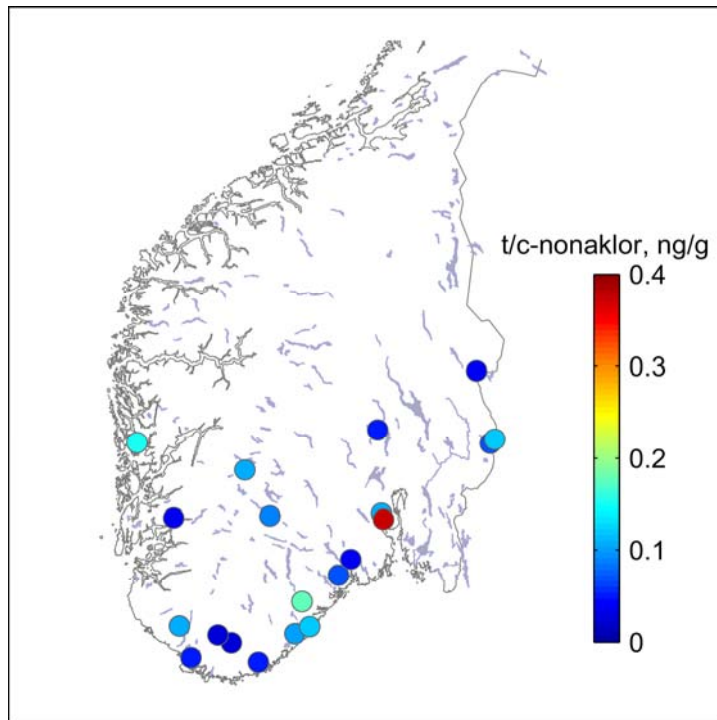
Det var ingen tydelige geografiske gradienter i materialet (Figur 24), og en kunne finne samme verdier på Hardangervidda som på Sørlandet.

Vi vet ikke om andre målinger av nonaklor i norsk ferskvannsfisk, men nivåene vi rapporterer er av omlag samme størrelse som de som er rapportert fra fisk i Yukon River i Alaska (\approx 0,2–2 ng/g v.v.). Dette er et område, som i likhet med Norge ligger fjernt fra områdene hvor disse pesticidene benyttes, og hvor langtransporterte atmosfæriske avsetninger er kilden til forurensningene.

Tabell 19. Konsentrasjonen av trans- og cis-nonaklor i muskelvev av ørret fanget i 2008. Konsentrasjonene er oppgitt på basis av både våtvekt (ng/g v.v.) og fettvekt (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett %	ng/g v.v.			ng/g lipid
		trans-nonaklor	cis-nonaklor	Sum	Sum
Kalsjøen	1,6	0,08	0,04	0,12	8
Vegår	2,3	0,12	0,05	0,18	8
Stavsvatn	1,2	0,05	0,04	0,09	7
Saudlandsvatnet	1,4	0,04	0,02	0,05	4
Nordre Svanevatnet	1,5	0,24	0,13	0,37	25
Rysjøen	1,4	0,03	0,01	0,04	3
Røysjø	1,8	0,08	0,04	0,11	6
Ørntjern	0,7	0,03	<0,01	0,04	6
Dybingsvatn	1,4	0,08	0,03	0,11	8
Mårvatnet	2,5	0,08	0,02	0,10	4
Mindrebovatnet	1,4	0,02	<0,01	0,03	2
Grovatnet	0,9	0,03	0,02	0,05	5
Kalandsvatnet	0,9	0,10	0,05	0,15	17
Vatnebuvatnet	1,8	0,08	0,05	0,12	7
Lygne	0,8	0,02	0,01	0,03	4
Kjerkesjøen	1,5	0,05	0,02	0,07	5
Røyrvatnet	0,8	0,03	0,02	0,04	5
Austre Bjonevatnet	0,8	0,03	0,02	0,05	7
Flåte	1,3	0,05	0,02	0,07	6
Dargesjøen	1,0	0,06	0,04	0,10	10

**Figur 23.** Konsentrasjonen av nonaklor (cis- og trans-isomerene, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.



Figur 24. Kart over konsentrasjonen av trans- og cis-nonaklor (ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008

6.8 Toksafen

Av de åtte toksafen-forbindelsene analysert var det fire forbindelser (Parlar nr. 40, 41, 44 og 50) som hadde konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Summen av disse forbindelsene var lave og lå i intervallet 0,03–0,46 ng/g v.v. (våtvekt) (Tabell 20), med en medianverdi på 0,11 ng/g v.v.

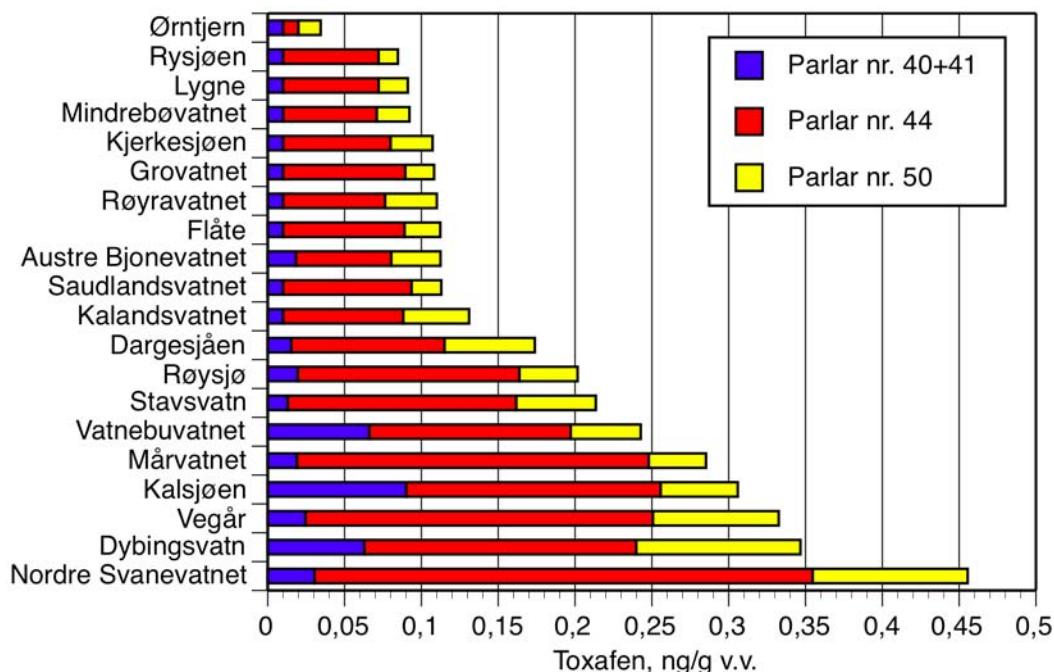
Prøven fra Nordre Svanevatnet hadde igjen den høyeste konsentrasjonen, deretter fulgt av Dybingsvatnet (Rogaland) og Vegår (Aust-Agder) (Figur 25). Det var ingen tydelige tegn til noen geografiske gradienter i konsentrasjonene (Figur 26).

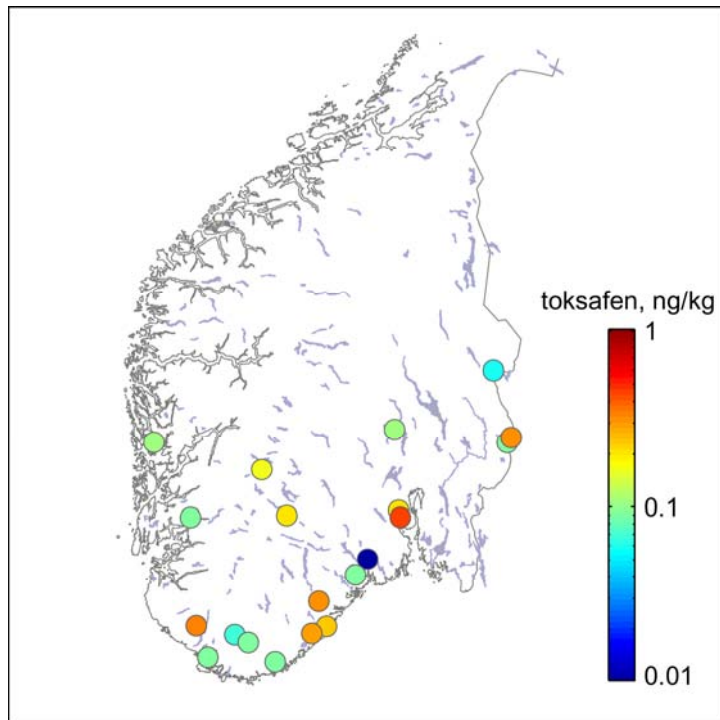
Blant de fire toksafenforbindelsene dominerte Parlar nr. 50 med en gjennomsnittlig forekomst på mer enn 60 %.

For fem av innsjøene finnes det tidligere data på toksafen fra 1998 (Fjeld et al. 2001). En sammenlikning med data fra 2008 (Tabell 21) indikerer at det har skjedd en reduksjon til nær 10% av 1998-nivået, fra 0,49 til 0,05 ng/g v.v. Antallet prøver er imidlertid for lite til at en kan si noe om hvorvidt dette resultatet er statistisk signifikant.

Tabell 20. Konsentrasjonen av de analyserte toksafen-forbindelsene (angitt med Palar nummer) i muskelvev av ørret fanget i 2008. Konsentrasjonene er oppgitt på basis av både våtvekt (ng/g v.v.) og fettvekt (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett, %	nr. 26	nr. 32	nr. 40+41	nr. 42a	nr. 44	nr. 50	nr. 62	nr. 40+41+44+50	
		ng/g v.v							ng/g v.v	ng/g lipid
A. Bjonevatnet	0,8	0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,06	0,03	<0,11	0,11	14
Dargesjøen	1,0	0,02	<0,01	0,02	<0,01	0,10	0,06	<0,13	0,18	18
Dybingsvatn	1,4	0,02	<0,01	0,06	<0,01	0,18	0,11	<0,13	0,35	25
Flåte	1,3	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,02	<0,15	0,11	8
Grovatnet	0,9	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,02	<0,13	0,11	12
Kalandsvatnet	0,9	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,04	<0,10	0,13	14
Kalsjøen	1,6	0,02	0,04	0,09	0,04	0,17	0,05	<0,08	0,31	19
Kjerkesjøen	1,5	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,07	0,03	<0,13	0,11	7
Lygne	0,8	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,02	<0,14	0,09	11
Mårvatnet	2,5	<0,01	<0,01	0,02	0,07	0,23	0,04	0,51	0,29	12
Mindrebovatnet	1,4	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,06	0,02	<0,12	0,09	6
N. Svanevatnet	1,5	0,03	<0,01	0,03	<0,01	0,32	0,10	<0,10	0,45	30
Ørntjern	0,7	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,09	0,03	4
Røyrvatnet	0,8	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,07	0,03	<0,12	0,11	14
Røysjø	1,8	0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,14	0,04	<0,11	0,20	11
Rysjøen	1,4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,01	<0,10	0,08	6
Saudlandsvatnet	1,4	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,02	<0,12	0,11	8
Stavsvatn	1,2	0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,15	0,05	<0,10	0,21	18
Vatnebuvatnet	1,8	0,02	<0,01	0,07	0,03	0,13	0,05	<0,13	0,25	14
Vegår	2,3	0,02	<0,01	0,02	0,01	0,23	0,08	<0,09	0,33	14

**Figur 25.** Konsentrasjonen av toksafen (summen av fire ulike enkeltforbindelser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.



Figur 26. Kart over konsentrasjonen av toksafen (summen av fire ulike enkeltforbindelser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008

Tabell 21. Konsentrasjonen av toksafen Parlar nr. 50 i muskelvev av ørret. Sammenlikning mellom konsentrasjoner i 2008 og 1998. Konsentrasjonene er gitt på våtvektsbasis (ng/g v.v.) og justert for mengden fett (ng/g lipid).

Lokalitet	fett, %		Nr. 50, ng/g v.v.		Nr. 50, ng/g lipid	
	2008	1998	2008	1998	2008	1998
Kalandsvatnet	0,9	2,6	0,04	0,18	5	7
Kalsjøen	1,6	1,8	0,05	0,18	3	10
Lygne	0,8	1,3	0,02	0,20	2	15
Mårvatnet	2,5	1,6	0,04	0,04	1	3
Vegår	2,3	1,9	0,08	1,83	4	96

6.9 DEHP (bis-2-etylheksylftalat)

Konsentrasjonene av DEHP varierte mellom mindre enn deteksjonsgrensen på < 4 ng/g til nær 79 ng/g v.v. (våttvekt) (Tabell 22), med en medianverdi på 7,9 ng/g v.v.

De høyeste konsentrasjonene ble funnet i innsjøene Austre Bjonevatnet (Oppland) og Dargesjøen på Hardangervidda (Figur 27), mens de laveste konsentrasjonene i hovedsak ble funnet i kystnære strøk. Ut over dette var det ikke noe entydig geografisk variasjonsmønster i konsentrasjonene, og nivåene kunne variere mellom innsjøer i samme område (Figur 28).

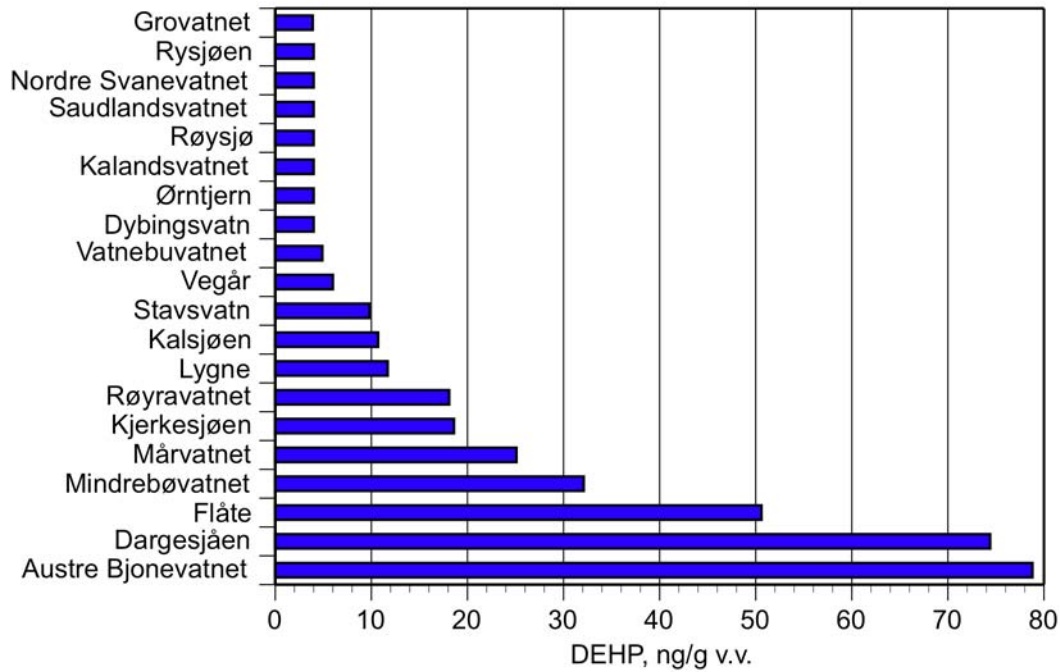
DEHP er et middels lettflyktig stoff som har potensial for atmosfærisk deponering langs en temperaturgradient (høyde eller sør-nord gradient) på grunn av kald kondensasjon. For eksempel er det vist at DEHP under kjølige betingelser i vinterhalvåret avsettes til Nordsjøen, og at det under varmere betingelser i sommerhalvåret skjer en re-emitering til

atmosfæren (Xie et al. 2005). Det kan således se ut som om DEHP oppfører seg som en gruppe andre persistente organiske miljøgiftene som oppkonsentreres i akvatiske systemer langs en temperaturgradient mot alpine eller arktiske områder (Wania and Mackay 1993; Wania and Mackay 1996).

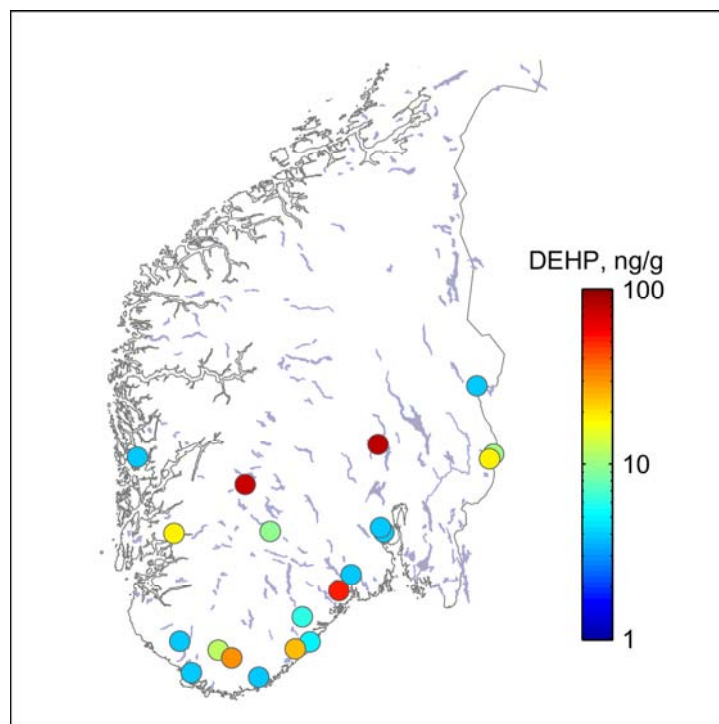
DEHP ble undersøkt i SFTs screeningundersøkelse i 2006 (Bakke et al. 2007), og konsentrasjonene ble da bestemt i ni prøver av ulike arter ferskvannsfisk. Konsentrasjonene lå da i området 61–800 ng/g v.v., med unntak av en sterkt avvikende prøve fra Dargesjøen på Hardangervidda som hadde en konsentrasjon på omlag 4500 ng/g v.v. Dette er tildels vesentlig høyere konsentrasjoner enn hva vi finner i foreliggende undersøkelse, og det er nærliggende å mistenke at noen av de høye nivåene i 2006 kan skyldes kontaminering av prøvene eller analyseproblemer.

Tabell 22. Konsentrasjonen av DEHP i muskelvev av ørret fanget i 2008. Konsentrasjonen er oppgitt på basis av både våtvekt (ng/g v.v.) og fettvekt (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett %	DEHP, ng/g v.v.	DEHP ng/g lipid
Austre Bjonevatnet	0,8	78,8	9850
Dargesjøen	1,0	74,4	7440
Dybingsvatn	1,4	< 4,0	< 286
Flåte	1,3	50,6	3892
Grovatnet	0,9	3,9	433
Kalandsvatnet	0,9	< 4,0	< 444
Kalsjøen	1,6	10,7	669
Kjerkesjøen	1,5	18,6	1240
Lygne	0,8	11,7	1463
Mindrebovatnet	1,4	32,1	2293
Mårvatnet	2,5	25,1	1004
Nordre Svanevatnet	1,5	< 4,0	< 267
Rysjøen	1,4	< 4,0	< 286
Røyrvatnet	0,8	18,1	2263
Røysjø	1,8	< 4,0	< 222
Saudlandsvatnet	1,4	< 4,0	< 286
Stavsvatn	1,2	9,8	817
Vatnebuvatnet	1,8	4,9	272
Vegår	2,3	6,0	261
Ømtjern	0,7	< 4,0	< 571



Figur 27. Konsentrasjonen av DEHP (ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.



Figur 28. Kart over konsentrasjonen av DEHP (ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.

6.10 Klorerte parafiner – S/MCCP

Konsentrasjonene kortkjedede og mellomkjedede parafiner (SCCP og MCCP) var ofte under deteksjonsgrensene, men dersom disse verdiene byttes ut med deteksjonsgrensene lå konsentrasjonene av sum SCCP og MCCP i intervallet 0,5–18,8 ng/g v.v. (våtvekt) (Tabell 23), med en medianverdi på 3,2 ng/g v.v.

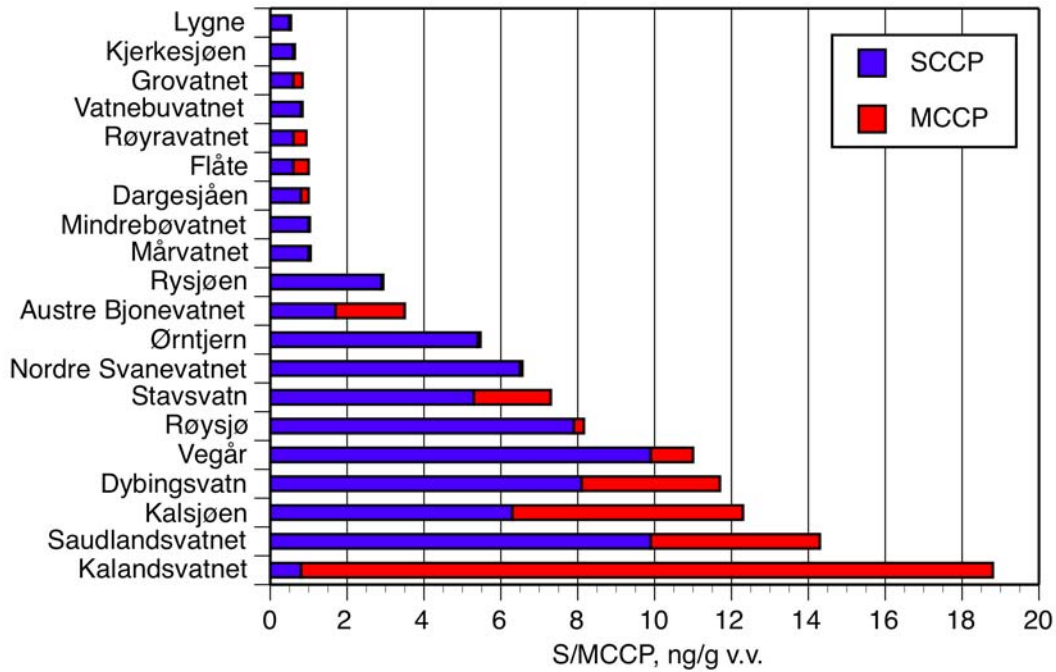
Den høyeste konsentrasjonen av sum SCCP og MCCP ble beregnet til å være i prøven fra Kalandsvatn, men dette er et usikkert estimat da konsentrasjonen av MCCP her var mindre enn en høy deteksjonsgrense. En mer pålitelig høy sum er den i Saudlandsvatn (Vest-Agder), med 14,3 ng/g v.v., hvor det ikke var noen problemer med deteksjonsgrensene.

SCCP var gjennomgående den dominerende forbindelsen (Figur 29), med en midlere andel på nær 80 %. Det kunne ikke påvises noe systematisk geografisk variasjonsmønster i konsentrasjonene av sum SCCP og MCCP (Figur 30).

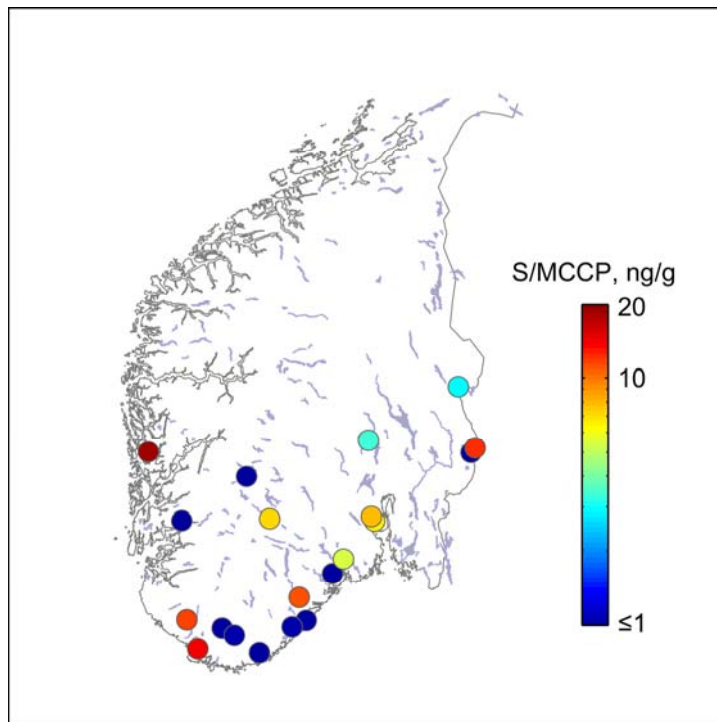
For fem av innsjøene finnes det tidligere data på SCCP fra 1998 (Fjeld et al. 2001). En sammenlikning med data fra 2008 (Tabell 21) viser imidlertid ingen systematisk endring fra 1998.

Tabell 23. Konsentrasjonen av klorerte parafiner i muskelvev av ørret fanget i 2008. Konsentrasjonene er oppgitt på basis av både våtvekt (ng/g v.v.) og fettvekt (ng/g lipid). SCCP: kortkjedede. MCCP: mellomkjedede. For sum klorerte parafiner ((S/MCCP) er observasjoner under deteksjonsgrenen byttet ut med denne.

Lokalitet	Fett %	ng/g v.v.			ng/g lipid
		SCCP	MCCP	S/MCCP	S/MCCP
Austre Bjonevatnet	0,8	1,7	1,8	3,5	438
Dargesjøen	1,0	<0,8	<0,2	1,0	100
Dybingsvatn	1,4	8,1	3,6	11,7	836
Flåte	1,3	<0,6	<0,4	1,0	77
Grovatnet	0,9	<0,6	<0,24	0,84	93
Kalandsvatnet	0,9	<0,8	<18	18,8	2089
Kalsjøen	1,6	6,3	6,0	12,3	769
Kjerkesjøen	1,5	<0,6	<0,04	0,64	43
Lygne	0,8	<0,5	<0,04	0,54	68
Mindrebøvatnet	1,4	1,0	<0,03	1,03	74
Mårvatnet	2,5	1,0	<0,05	1,05	42
Nordre Svanevatnet	1,5	6,5	0,06	6,56	437
Rysjøen	1,4	2,9	<0,04	2,94	210
Røyrvatnet	0,8	<0,6	<0,34	0,94	118
Røysjø	1,8	7,9	<0,26	8,16	453
Saudlandsvatnet	1,4	9,9	4,4	14,3	1021
Stavsvatn	1,2	5,3	2,0	7,3	608
Vatnebuvatnet	1,8	<0,8	<0,04	0,84	47
Vegår	2,3	9,9	1,1	11	478
Ørntjern	0,7	5,4	<0,07	5,47	781



Figur 29. Konsentrasjonen av klorerte parafiner (ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne. SCCP: kortkjedede, MCCP: mellomkjedede.



Figur 30. Kart over konsentrasjonen av klorerte parafiner (sum av SCCP og MCCP, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne. SCCP: kortkjedede, MCCP: mellomkjedede.

Tabell 24. Konsentrasjonen av SCCP i muskelvev av ørret. Sammenlikning mellom konsentrasjoner i 2008 og 1998. Konsentrasjonene er gitt på våtvektbasis (ng/g v.v.) og justert for mengden fett (ng/g lipid).

Lokalitet	Fett %		SCCP, ng/g v.v		SCCP, ng/g lipid	
	2008	1998	2008	1998	2008	1998
Kalandsvatnet	0,9	1,6	0,8	4,1	89	256
Kalsjøen	1,6	2,6	6,3	6,6	394	254
Lygne	0,8	1,9	0,5	5,0	63	263
Mårvatnet	2,5	1,3	1,0	5,3	40	408
Vegår	2,3	1,8	9,9	3,2	430	178

6.11 PFAS – perfluoralkylstoffer

Av de i alt 13 antall forskjellige PFAS som det ble analysert for, var det kun for fem forbindelser det kunne påvises konsentrasjoner større enn deteksjonsgrensene (Tabell 25). Av disse igjen var det kun PFOS og PFUnA hvor det fantes tilstrekkelig med observasjoner til at det var interessant å utarbeide statistikker og analyser av nivåene (PFOS: alle verdier over deteksjonsgrensene, PFUnA: åtte verdier over deteksjonsgrensene).

Konsentrasjonene av PFOS var i intervallet 0,31–17,35 ng/g v.v. (våtvekt), med en medianverdi på 0,98 ng/g v.v. For PFUnA lå verdiene i intervallet <0,45–7,59 ng/g v.v., med en medianverdi på 0,64 ng/g v.v. (når verdier under deteksjonsgrensen er byttet ut med denne).

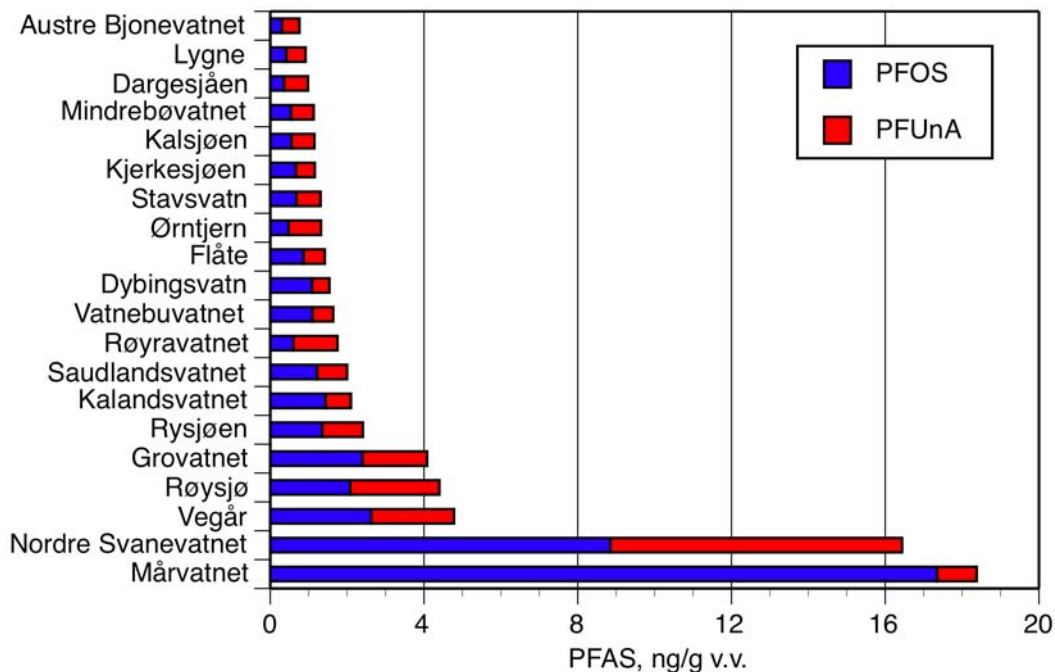
Summen av disse PFOS og PFUnA lå i intervallet 0,76–18,38 ng/g v.v., med en medianverdi på 1,59 ng/g v.v. En grafisk sammenlikning mellom nivåene viste tydelig at to av innsjøene, Mårvatnet og Nordre Svanevatnet, hadde markert forhøyede konsentrasjoner (omlag 16–18 ng/g v.v. versus 1–5 ng/g v.v.) (Figur 31). Prøven fra Mårvatnet atskilte seg også fra de andre prøvene ved å ha en markert høyere andel av PFOS.

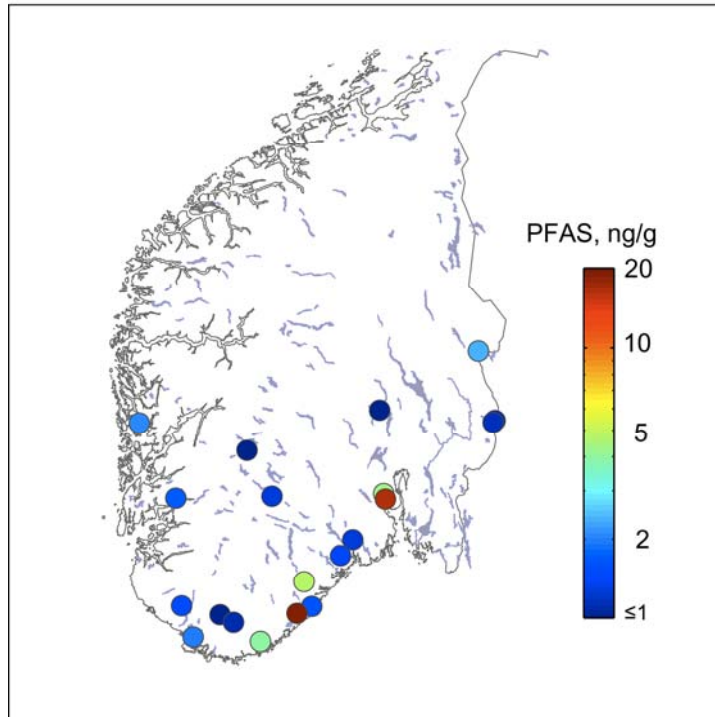
Generelt fantes de høyeste verdiene i de kystnære innsjøene i Aust-Agder og i Vestfold-området, men det var ingen tydelige geografiske gradienter med avtakende konsentrasjoner innover landet (Figur 32).

I SFTs screeningundersøkelser for 2004 (Fjeld et al. 2005) og 2006 (Bakke et al. 2007) ble det rapportert data for ulike PFAS i muskelvev av norsk ferskvannsfisk. PFOS og PFUnA var forbindelsene som vanligvis hadde nivåer over deteksjonsgrensen, og konsentrasjonene var i på samme nivå som i foreliggende undersøkelse. For PFOS lå vanlig forekommende konsentrasjonene i området 0,3–40 ng/g v.v., dvs. et noe større variasjonsområde enn det vi rapporterer her. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i rovfisk fra Vansjø (Østfold), mens de laveste ble funnet i ørret fra Hardangervidda. For PFUnA, som først ble inkludert i screeningundersøkelsen fra 2006, varierte konsentrasjonene lite og lå i området <0,29–1,05, dvs. innenfor det området vi rapporterer.

Tabell 25. Konsentrasjonen av utvalgte perfluorerte alkylerte substanser (PFAS, ng/g våtvekt). Forbindelser hvor samtlige analyser var under deteksjonsgrensen er ikke vist.

Lokalitet	PFOSA	PFOS	PFDCS	PFDA	PFUnA
Austre Bjonevatnet	<0,09	0,31	<0,08	<0,94	<0,45
Lygne	<0,12	0,42	<0,06	<0,74	<0,50
Dargesjøen	<0,10	0,36	<0,09	<1,14	<0,62
Mindrebovatnet	<0,12	0,54	<0,08	<0,78	<0,59
Kalsjøen	0,24	0,55	<0,09	<1,09	<0,60
Kjerkesjøen	<0,09	0,67	<0,08	<1,30	<0,49
Stavsvatn	<0,10	0,68	<0,09	<1,16	<0,63
Ørntjern	<0,15	0,48	<0,12	<1,77	<0,84
Flåte	0,18	0,87	<0,09	<1,08	<0,55
Dybingsvatn	0,18	1,09	0,10	<1,21	0,45
Vatnebovatnet	<0,09	1,10	<0,07	<0,79	<0,54
Røyrvatnet	<0,11	0,60	<0,08	<1,20	1,15
Saudlandsvatnet	<0,11	1,22	<0,08	<1,40	<0,78
Kalandsvatnet	<0,16	1,44	<0,09	<1,15	<0,66
Rysjøen	<0,09	1,35	<0,07	0,64	1,06
Grovatnet	0,13	2,40	<0,07	<1,12	1,68
Røysjø	<0,10	2,08	<0,08	0,53	2,32
Vegår	0,33	2,63	<0,08	<0,88	2,15
Nordre Svanevatnet	<0,11	8,85	<0,09	1,80	7,59
Mårvatnet	<0,11	17,35	0,14	0,77	1,03

**Figur 31.** Konsentrasjonen av PFOS og PFUnA (PFAS – perfluorerte alkylerte substanser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. For PFUnA er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt lik denne.



Figur 32. Konsentrasjonen av PFOS og PFUnA (PFAS – perfluorerte alkylerte substanser, ng/g våtvekt) i muskelfilet av ørret fisket i 2008. Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen er satt lik denne.

6.12 Multivariate analyser

Det ble gjort statistiske multivariate analyser over sammenhengen mellom konsentrasjonene av organiske miljøgifter i ørret.

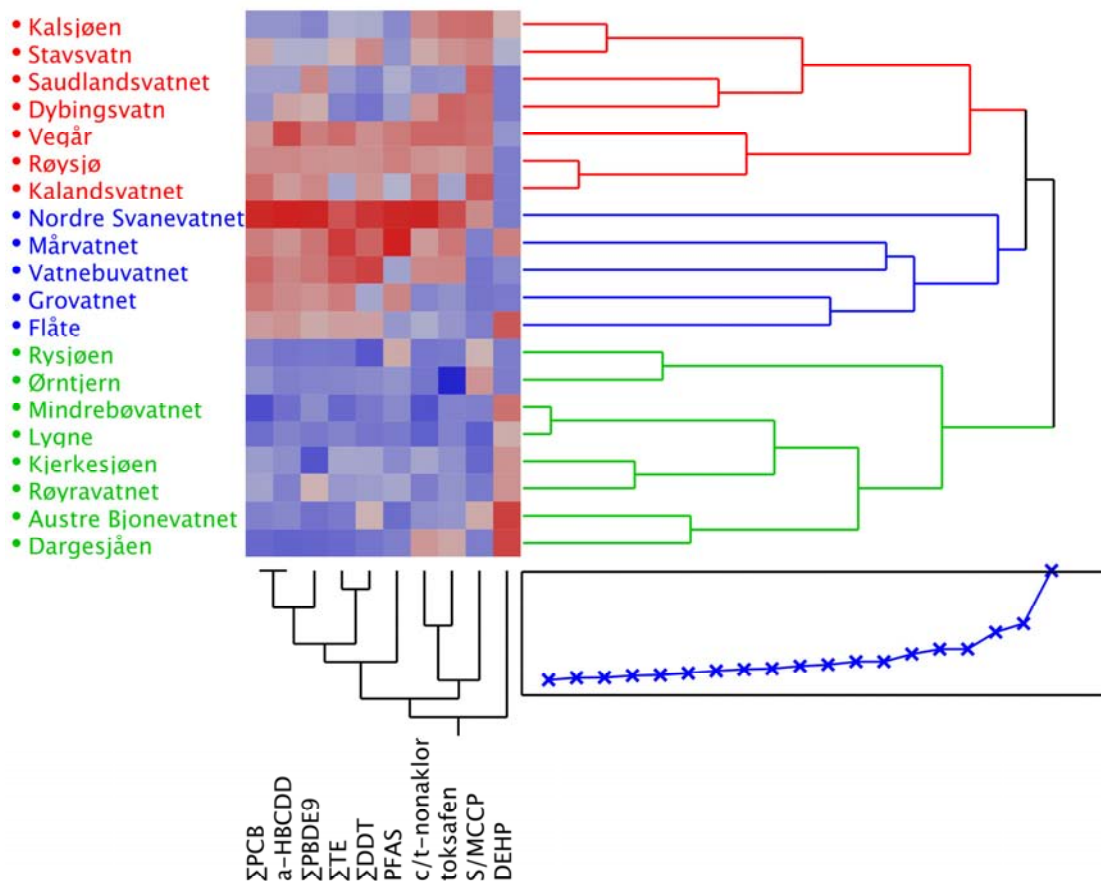
En korrelasjonsanalyse viste at det var en tildels svært god positiv samvariasjon (r : 0,51–0,89) mellom en gruppe organiske miljøgifter, bestående av PCB, HBCDD, PBDE, dioksiner (Σ TE), PFAS, nonaklor og toksafen (Tabell 26). Alle disse forbindelsene med unntak av PFAS, er svært lipofile eller fettløselige. S/MCCP samvarierte dårligere med denne gruppen, mens DEHP til en viss grad viste en negativ samvariasjon.

Tabell 26. Korrelasjonsmatrise (r) for konsentrasjonene av organiske miljøgifter i ørret fanget i 2008 ($n = 20$). Alle variablene er log-transformert. PFAS omfatter forbindelsene PFOS og PFUnA. Toksafen omfatter forbindelsene med Parlar nr. 40/41/44/50.

Variabel	Σ PCB	a-HBCDD	Σ PBDE9	Σ TE	Σ DDT	PFAS	t/c-nonaklor	toksafen	S/MCCP	DEHP
Σ PCB	1.00									
a-HBCDD	0.89	1.00								
Σ PBDE9	0.87	0.88	1.00							
Σ TE	0.87	0.83	0.78	1.00						
Σ DDT	0.87	0.79	0.74	0.87	1.00					
PFAS	0.74	0.74	0.79	0.78	0.60	1.00				
t/c-nonaklor	0.72	0.77	0.64	0.62	0.72	0.54	1.00			
toksafen	0.51	0.66	0.57	0.58	0.59	0.50	0.82	1.00		
S/MCCP	0.20	0.31	0.32	-0.02	0.09	0.14	0.46	0.31	1.00	
DEHP	-0.45	-0.44	-0.48	-0.27	-0.14	-0.36	-0.25	-0.11	-0.52	1.00

En clusteranalyse (Figur 33) identifiserte tre ulike clusterer (grupper) av prøver som hadde tildels svært forskjellige karakteristikk med hensyn til konsentrasjoner av organiske miljøgifter. Ved hjelp av en to-veis clusteranalyse kunne vi identifisere hvilke felles egenskaper de enkelte clusterene hadde.

Analysen viste at prøvene i hovedsak ble gruppert etter følgende konsentrasjonsforhold: Én hovedgruppe, bestående av to undergrupper merket med rød og blå farge i Figur 33, ble karakterisert av moderate til høye konsentrasjoner av PCB, α -HBCDD, PBDE, dioksiner (TE), DDT, PFAS, nonaklor og toksafen – i motsetning til en annen (merket grønn) som hadde lave konsentrasjoner av disse forbindelsene. Gruppene «rød» og «blå» kunne imidlertid tildels separeres ut fra hvorvidt de hadde henholdsvis høye eller lave konsentrasjoner av S/MCCP. I gruppe blå inngikk blant annet Nordre Svanevatnet og Mårvatnet som begge hadde markert forhøyede konsentrasjoner av mange av de førstnevnte miljøgiftene. For gruppe «grønn» var det en tendens til at de hadde høye konsentrasjoner av DEHP.



Figur 33. Dendrogram basert på en clusteranalyse av konsentrasjonen av organiske miljøgifter i ørret. Fargene i mosaikk-plottet viser verdien for hver variabel på en kontinuerlig fargeskala fra blått (lav) til rødt (høyt). Scree-plottet nede til høyre viser avstanden mellom clusterene, og knekkpunktet indikerer det optimale antall grupper som det er naturlig å inndeile materialet etter. Alle variablene er log-transformert. PFAS omfatter forbindelsene PFOS og PFUnA. Toksafen omfatter forbindelsene med Parlar nr. 40/41/44/50.

Årsaken til de høye konsentrasjonene i Mårvatnet og Nordre Svanevatnet er uviss. For Mårvatnet vil vi imidlertid vise til at innsjøen ligger i et området som har mottatt mye langtransporterte avsetninger av miljøgifter fra Europa (Rognerud og Fjeld 1997, Rognerud et al. 2008). For Nordre Svanevatnet er det – og har vært – flere potensielt store lokale utslippskilder i regionen Holmestrand – Drammensområdet.

Den prinsipale komponentanalysen viste at de tre første prinsipale komponentene beskrev hele 87,8 % (kumulativ prosent) av den samlede variansen i datasettet.

Den første prinsipale komponenten (PC 1) beskrev nær 64 % av den samlede variansen, og egenvektorene viste at den ble dominert av en positiv innflytelse av PCB, HBCDD, PBDE, dioksiner (Σ TE), PFAS, nonaklor og toksafen, dvs. den samme gruppen komponenter som så sterkt samvarierte i korrelasjonsanalysen. Prøvene som skåret høyt på denne komponenten finnes i rød og blå gruppe i cluster-analysen.

Den andre prinsipale komponenten beskrev (PC 2) omlag 14 % av variansen, og ble i hovedsak dominert av en positiv innflytelse av DEHP og en negativ fra S/MCCP. I tillegg var det en moderat innflytelse fra dioksiner og DDT. Denne komponenten skilte mellom prøvene som skåret høyt på PC 1, slik at prøvene positivt assosiert til DEHP-vektoren i hovedsak sammenfalt med blå gruppe i cluster-analysen mens de positivt assosiert til S/MCCP-vektoren sammenfalt med rød gruppe.

Den tredje prinsipale komponenten (PC 3) beskrev omlag 10 % av variansen, og ble i hovedsak dominert av en positiv innflytelse av nonaklor, toksafen og DEHP. Prøvene i grønn gruppe som skåret på denne komponenten.

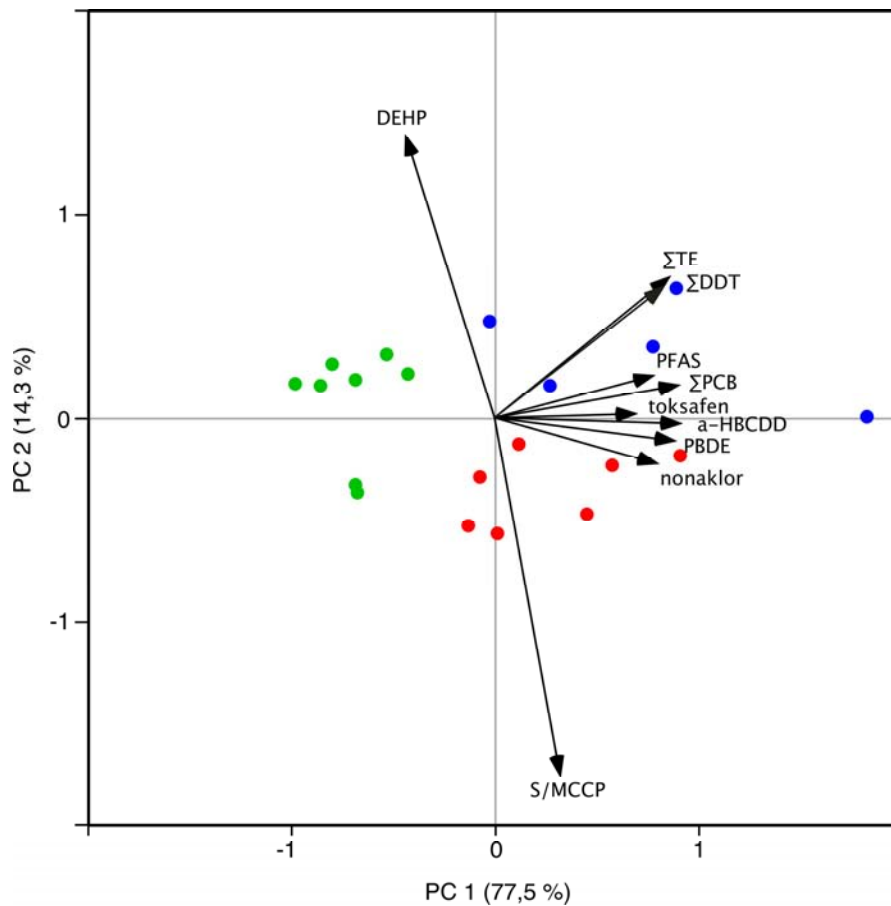
Tabell 27. Prinsipal komponentanalyse (PCA) av konsentrasjonene av organiske miljøgifter i ørret. Resultatene er vist for de tre første prinsipale komponentene.

	Prinsipal komponent		
	PC1	PC2	PC3
Egenverdi	6,35	1,43	1,01
Prosent	63,5	14,3	10,1
Kumulativ prosent	63,5	77,8	87,8
log Σ PCB	0,37	0,07	-0,19
log a-HBCDD	0,38	-0,01	-0,04
log Σ PBDE9	0,36	-0,05	-0,19
log Σ TE	0,35	0,28	-0,15
log Σ DDT	0,34	0,26	0,08
log PFAS	0,32	0,09	-0,26
log t/c-nonaklor	0,33	-0,09	0,46
log toksafen (Parlar nr. 40/41/44/50)	0,29	0,01	0,56
log S/MCCP	0,13	-0,71	0,26
log DEHP	-0,18	0,57	0,49

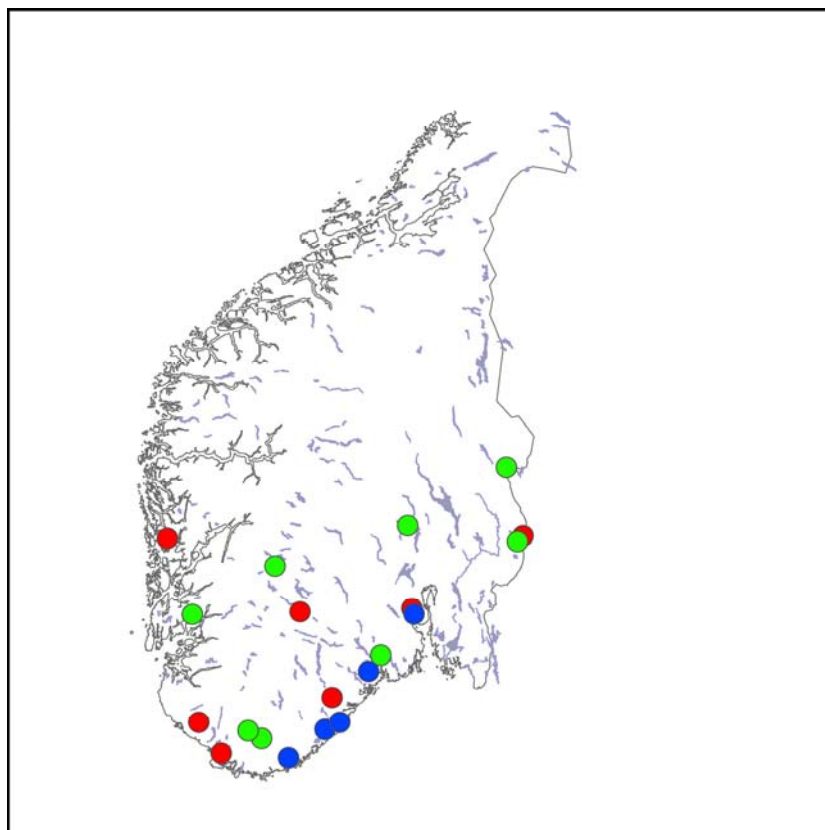
Ved å plote de ulike gruppene fra clusteranalysen på et kart framkom det et mønster som illustrerer noen generelle tendenser i datamaterialet. En skal være forsiktig med å trekke for vide konklusjoner basert på det begrensede antall bestander undersøkt, men visse trender bør bemerkes da de trolig i hovedsak avspeiler et atmosfærisk depositions mønster. Blå gruppe var kystnære sjøer i et smalt belte som strakk seg fra kysten av Lindesnes til Oslofjordområdet. Disse hadde relativt sett høye – og tildels markert høye – forekomster av de fleste undersøkte

miljøgiftene (PCB, α -HBCDD, PBDE, dioksiner, DDT, PFAS, nonaklor og toksafen), men lave nivåer av S/MCCP og DEHP.

Gruppe rød, som generelt hadde noe lavere konsentrasjoner av miljøgifter, men høyere nivåer av S/MCCP enn blå gruppe, lå noe lenger inn i landet og langs kysten av Sørvestlandet og Vestlandet. Gruppe grønn, som generelt hadde lave miljøgiftkonsentrasjoner, men relativt sett forhøyede konsentrasjoner av DEHP, lå i hovedsak i unna kysten og inn i innlandet og fjellområdene.



Figur 34. Biplott basert på en prinsippal komponentanalyse av konsentrasjonene av utvalgte elementer i overflatesedimentene. Figuren framstiller resultatene for prinsippal komponent 1 og 2.



Figur 35. Beliggenheten til de tre ulike gruppene av ørretbestander klassifisert i henhold til clusteranalysen i Figur 33.

7. Referanser

- Arnot, J., McCarty, L., Armitage, J., Toose-Reid, L., Wania, F., and Cousins, I. 2009. An evaluation of hexabromocyclododecane (HBCD) for Persistent Organic Pollutant (POP) properties and the potential for adverse effects in the environment. Report submitted to: European Brominated Flame Retardant Industry Panel (EBFRIP). 199 pp. (http://www.unece.org/env/documents/2009/EB/wg5/wgsr45/Informal%20docs/An%20evaluation%20of%20hexabromocyclododecane_Final%20report.pdf. Sist nedlastet 09.09.09)
- Bakke, T., Fjeld, E., Skaare, B., Berge, J., Green, N., Ruus, A., Schlabach, NILU, 2007. Kartlegging av metaller og utvalgte nye organiske miljøgifter 2006. Krom, arsen, perfluoralkylstoffer, dikloretan, klorbenzener, pentaklorfenol, HCBd og DEHP. Mapping of metals and selected new organic contaminants 2006, Chromium Arsenic, Perfluorated substances, Dichloroethane, Chlorinated benzenes, Pentachlorophenol, HCBd and DEHP. NIVA. Rapport l. nr OR-5464. 105 s.
- Benestad, R.E. and Hanssen-Bauer, I. 2009. Warming trends and circulation. Norwegian Meteorological Institute, report no. 9/2009. 32 pp.
- Benoit, J.M, Gilmour, C.C. and Mason R.P. 2001. Aspects of bioavailability of mercury for methylation in pure cultures of *Desulfobulbus propionicus* (lpr3). *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 51-58.
- Choi, S.C. and Bartha, R. 1993. Cobalamin-mediated mercury methylation by *Desulfovibrio desulfuricans* LS. *Appl. Environ. Microbiol.* 59: 290-295.
- Christensen, G., Evenseth, A., Rognerud, S., Skjelkvåle, B.L., Palerud, R., Fjeld, E., Røyset, O. 2008. National lake survey 2004 – 2006. part 3. AMAP. Status for metaller og miljøgifter i innsjøer og fisk i den norske del av AMAP-regionen. Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT, TA-2363/2008
- Dokulil, M.T., Jagsch, A., George, G.D., Anneville, O., Jankowski, T., Wahl, B., Lenhart, B., Bleckner, T. and Teubner, K. 2006. Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 51: 2787–2793.
- 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 s + vedlegg.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J., 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr. OR-3699. 37 s.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2001. Miljøundersøkelser for ERAMET Norway AS i Sauda og Porsgrunn, ferskvann og vilt. NIVA-rapport LNR 4458-2001.
- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2004. Kvikksølv i ferskvannsfisk fra Sør-Norge i 1998 – 2002, nivåer og tidsmessig utvikling. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 893/03.
- Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A. R., og Wiborg, M.L. 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk. 1995 – 1999.

- Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K. (NILU), Dye, C., Gundersen, H., 2005. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Screening of selected new organic contaminants 2004. Brominated flame retardants, perfluorinated alkylated substances, irgarol, diuron, BHT and dicofol. NIVA. Rapport l. nr OR-5011. 97 s.
- George, G., Hurley, M., and Hewitt, D. 2007. The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology*: 52: 1647–1666.
- Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Scofield, C.L., Bowie, G.L. and Porcella, D.B. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the user Michigan Peninsula. *Environ. Tox. Chem.* 9: 919–930.
- Grigal, D.F. 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. *Environ. Rev.* 1-39.
- Hinck, J.E., Bartish, T.M., Blazer, V.S., Denslow, N.D., Gross, T.S., Myers, M.S., Anderson, P.J., Orazio, C.E., and Tillitt, D.E., 2004, Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Environmental Contaminants and their Effects on Fish in the Yukon River Basin: U.S. Geological Survey, Columbia Environmental Research Center, Columbia, Missouri, Scientific Investigations Report 2004—5285, 87 pp.
- Kaste, Ø., Fjeld, E. og Rognerud, S. 2001. Miljøgifter i innsjøsedimenter og fisk i Agder. NIVA-rapport Lnr. 4334-2001.
- 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.
- Lee, Y.H., Bishop, K.H., Munthe, J., Iverfeldt, Å., Verta, M., Parkman, H. and Hultberg, H. 1998. An examination of current Hg deposition and export in Fenno-Scandian catchments. *Biogeochemistry* 40: 125–135.
- Lee, Y.H., Bishop, K.H. and Munthe, J. 2000. Do concepts about catchment cycling of methylmercury and mercury in boreal catchments stand the test of time? Six years of atmospheric inputs and runoff export at Svartberget, Northern Sweden, *The Science of Total Environment* 260: 11-20.
- Larssen, T., de Wit, H.A., Wiker, M., Halse, K. 2008. Mercury budget of a small forested boreal catchment in southeast Norway. *Science of The Total Environment* 404: 290–296.
- Minagawa, M. & Wada, E., 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48, 1135–1140.
- Munthe, J. och H. Hultberg. 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment – concentrations, fluxes, and their response to manipulations. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 4: 607-618.
- Munthe, J., Wängberg, I., Rognerud, S., Fjeld, E., Verta, M., Porvari, P., and Meili, M., Mercury in Nordic ecosystems. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd., report B1761. 43 pp.

- Porvari, P., Verta M., Munthe J. och Haapanen M. 2003. Forestry practices increase mercury and methylmercury output from boreal forest catchments. *Environmental Science & Technology* 37(11): 2389–2393.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Eriksen, G.S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapport 673/96.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Christensen, G. Røyset O.K. 2008. Nasjonal undersøkelse 2004 – 2005, del 2: sedimenter. Forurensninger av metaller, PAH og PCB. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT, SPFO-rapport 1012/2008, TA-2362/2008.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Christensen, G., Røyset, O., 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 - 2006, del 2: Sedimenter. Forurensning av metaller, PAH og PCB. National lake survey 2004 - 2006, part 2: Sediments. Pollution of metals, PAH and PCB. NIVA. Rapport l. nr OR-5549. 77 s.
- SAS Institute Inc., 2004. JMP v.5.1. (computer program). SAS Institute Inc. Cary, NC.
- SFT 2008. <http://www.sft.no/Aktuelt/Nyheter/2008/April/Miljoargumentene-seiret-i-EF-domstolen/> (sist nedlastet 09.09.09).
- Skjelkvåle, B.L. Mannio, J. (FEI, Finland) Wilander, A. (SLU, Sweden) Johansson, K. (NV, Sweden) Jensen, J.P. (NERI, Denmark) Moiseenko, T. (INEP, Russia) Fjeld, E. Andersen, Tom Vuorenmaa, J. (FEI, Finland) Røyset, O, 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes harmonised data for regional assessment of critical limits. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l. nr OR-4039. 71 s.
- Skjelkvåle, B.L., Cristensen, G. (Akvaplan-NIVA), Rognerud, S. chartau, A.K. (NINA), Fjeld, E., 2006. Samordnet nasjonal innsjøovervåking; effekter av langtransporterte forurensninger - plan for programmet og framdriftsrapport for 2004 og 2005. Coordinated national lake survey. NIVA. Rapport l. nr OR-5228. 62 s.
- Van der Zanden, M. J., G. Canbana & J. B. Rasmussen, 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($d^{15}N$) and literature dietary data and $d^{13}C$ and the trophic position of aquatic consumers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1142–1158.
- Vives, I., Grimalt, J.O., Lacorte, S., Guillamón, M., and Barcelo, D. 2004. Polybromodipenyl ether flame retardants in fish from lakes in European high mountains and Greenland. *Environ. Sci. Technol.* 38: 2338–2344.
- Wania, F. and Mackay D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organo-chlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22: 10-18.
- Wania, F. and Mackay D. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30, 390A-396A.
- Xie, Z., Ebinghaus, R., Temme, C., Caba, A. Ruck, W. 2005. Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of ftalates in the North Sea (German Bight). *Atmosph. Environ.* 39:3209-3219.
- Åkerblom, S. og Johansson, K. 2008. Kvikksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Institutionen för miljöanalys, SLU. Rapport 2008:8. 17 s.

8. Vedlegg

NILU nr	08/2705	08/2706	08/2707	08/2708	08/2709	08/2710	08/2711
NIVA PID	5804	5831	5833	5850	5861	5882	5883
NVE nr.	10333	1232	4013	22548	605	110	18827
Lokalitet	Vatnebuatnet	Lygne	Kjerkesjøen	Røyrvatnet	Austre Bjonevatnet	Flåte	Dargesjøen
Fett %	1.8	0.8	1.5	0.8	0.8	1.3	1
DEHP, ng/g	4.9	11.7	18.6	18.1	78.8	50.6	74.4
PeCB	0.03	<0,01	0.01	0.01	<0,01	0.01	<0,01
HCB	0.25	0.14	0.18	0.16	0.12	0.15	0.17
PCB-18	0.01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PCB-28	0.05	0.01	0.02	<0,01	<0,01	0.01	<0,01
PCB-31	0.04	<0,01	0.02	<0,01	<0,01	0.01	<0,01
PCB-33	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PCB-37	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sum-TriCB	0.14	0.03	0.07	0.02	0.02	0.03	0.03
PCB-47	0.04	<0,01	0.03	<0,01	<0,01	0.01	<0,01
PCB-52	0.12	0.01	0.07	0.02	0.02	0.03	0.02
PCB-66	0.16	0.02	0.09	0.02	0.03	0.05	0.02
PCB-74	0.10	0.01	0.06	0.02	0.02	0.03	0.01
Sum-TetCB	0.77	0.09	0.49	0.10	0.14	0.22	0.10
PCB-99	0.29	0.04	0.08	0.07	0.05	0.10	0.03
PCB-101	0.53	0.08	0.16	0.09	0.12	0.19	0.08
PCB-105	0.25	0.03	0.08	0.06	0.04	0.10	0.02
PCB-114	0.02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PCB-118	0.65	0.09	0.18	0.16	0.11	0.27	0.06
PCB-122	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PCB-123	0.01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sum-PenCB	2.55	0.33	0.83	0.52	0.47	0.96	0.32
PCB-128	0.38	0.05	0.08	0.12	0.06	0.16	0.04
PCB-138	1.65	0.22	0.33	0.48	0.28	0.80	0.20
PCB-141	0.24	0.03	0.06	0.06	0.05	0.12	0.04
PCB-149	0.47	0.08	0.18	0.09	0.12	0.23	0.11
PCB-153	2.18	0.34	0.46	0.71	0.43	1.10	0.33
PCB-156	0.17	0.02	0.04	0.06	0.02	0.09	0.01
PCB-157	0.03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0.01	<0,01
PCB-167	0.09	0.01	0.02	0.03	0.02	0.05	0.01
Sum-HexCB	6.84	0.99	1.59	1.99	1.27	3.35	1.00
PCB-170	0.45	0.07	0.08	0.17	0.07	0.34	0.05
PCB-180	1.18	0.19	0.21	0.48	0.20	0.86	0.12
PCB-183	0.19	0.03	0.04	0.06	0.04	0.11	0.02
PCB-187	0.48	0.08	0.11	0.19	0.10	0.30	0.09
PCB-189	0.03	<0,01	<0,01	0.01	<0,01	0.02	<0,01
Sum-HepCB	3.01	0.48	0.62	1.17	0.55	2.06	0.37
PCB-194	0.17	0.03	0.03	0.11	0.03	0.15	0.02
PCB-206	0.07	0.02	0.01	0.05	0.01	0.08	<0,01
PCB-209	0.09	0.02	0.01	0.05	0.01	0.12	<0,01
Sum 7 PCB	6.35	0.95	1.43	1.95	1.16	3.26	0.82
Sum PCB	13.64	1.99	3.66	4.00	2.52	6.97	1.85
TE PCB-105, pg/g	0.02	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00
TE 114, pg/g	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
TE PCB-118, pg/g	0.06	0.01	0.02	0.02	0.01	0.03	0.01
TE PCB-123, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE PCB-156, pg/g	0.08	0.01	0.02	0.03	0.01	0.05	0.01
TE PCB-157, pg/g	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
TE PCB-167, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE PCB-189, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE mono-orto PCB, pg/g	0.20	0.04	0.06	0.06	0.04	0.10	0.03
2378-TCDD	0.14	<0,038	<0,016	<0,036	<0,03	0.08	0.02
12378-PeCDD	0.31	<0,035	0.06	<0,047	<0,033	0.11	<0,027
123478-HxCDD	<0,031	<0,048	<0,021	<0,048	<0,048	0.02	<0,019
123678-HxCDD	0.11	<0,047	<0,019	<0,043	<0,046	0.05	0.02
123789-HxCDD	<0,035	<0,057	<0,024	<0,044	<0,055	<0,026	<0,018
1234678-HpCDD	<0,038	<0,053	<0,024	0.33	<0,054	0.13	0.07
OCDD	<0,058	<0,084	<0,042	4.01	<0,093	0.26	0.21
2378-TCDF	1.38	0.12	0.34	0.19	0.14	0.33	0.08
12378/12348-PeCDF	0.40	<0,04	0.04	<0,028	<0,035	0.11	0.03
23478-PeCDF	0.96	0.10	0.15	0.09	<0,037	0.21	0.04
123478/123479-HxCDF	0.12	<0,021	<0,015	<0,024	<0,021	0.04	0.02
123678-HxCDF	0.08	<0,026	<0,019	<0,02	<0,026	0.04	0.02
123789-HxCDF	<0,01	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	0.03	<0,02
234678-HxCDF	<0,01	<0,01	<0,01	<0,024	<0,01	0.04	0.02
1234678-HpCDF	<0,015	<0,027	<0,013	<0,026	<0,024	0.05	0.04
1234789-HpCDF	<0,022	<0,04	<0,02	<0,037	<0,035	<0,028	<0,025
OCDF	<0,062	<0,118	<0,053	<0,068	<0,11	<0,06	0.09
33'44'-TeCB (PCB-77)	11.20	1.79	6.64	1.81	2.14	3.65	1.47
344'5-TeCB (PCB-81)	1.35	0.19	0.52	0.23	0.19	0.37	0.16
33'44'5-PeCB (PCB-126)	5.65	0.79	1.84	1.13	0.89	2.13	0.77
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1.42	0.15	0.32	0.34	<0,044	0.66	0.26
TE PCB-77, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE PCB-81, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE PCB-126, pg/g	0.56	0.08	0.18	0.11	0.09	0.21	0.08
TE PCB-169, pg/g	0.01	0.00	0.00	0.00	<0,00044	0.01	0.00
TE non-orto PCB, pg/g	0.58	0.08	0.19	0.12	0.09	0.22	0.08
TE 2378-TCDD, pg/g	0.14	0.04	0.02	0.04	0.03	0.08	0.02
TE 12378-PeCDD, pg/g	0.31	0.04	0.06	0.05	0.03	0.11	0.03
TE 123478-HxCDD, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 123678-HxCDD, pg/g	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 123789-HxCDD, pg/g	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00

NILU nr	08/2705	08/2706	08/2707	08/2708	08/2709	08/2710	08/2711
TE 1234678-HpCDD ,pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE OCDD, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE ∑PCDD	0.47	0.09	0.08	0.10	0.08	0.21	0.05
TE 2378-TCDF pg/g	0.14	0.01	0.03	0.02	0.01	0.03	0.01
TE 12378/12348-PeCDF pg/g	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
TE 23478-PeCDF, pg/g	0.48	0.05	0.07	0.05	0.02	0.11	0.02
TE 123478/123479-HxCDF, pg/g	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 123678-HxCDF, pg/g	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 123789-HxCDF, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 234678-HxCDF, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 1234678-HpCDF, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE 1234789-HpCDF, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE OCDF, pg/g	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
TE ∑PCDF	0.66	0.07	0.12	0.08	0.04	0.16	0.04
TE ∑PCDD/PCDF, pg/g	1.13	0.16	0.20	0.18	0.12	0.37	0.09
∑PCDD/PCDF/noPCB	1.71	0.24	0.38	0.29	0.21	0.59	0.17
∑ TE PCDD/PCDF/PCB	1.91	0.27	0.44	0.36	0.25	0.69	0.20
a-HCH	0.03	<0,01	0.03	0.01	0.01	0.03	0.02
b-HCH	<0,04086	<0,011674	<0,010284	<0,010697	<0,01	<0,012874	<0,010826
g-HCH	<0,030791	0.02	0.03	0.01	<0,01	0.03	<0,01
o,p'-DDE	<0,01	<0,010547	<0,012073	<0,011107	<0,01	<0,013159	<0,013244
p,p'-DDE	6.13	0.85	1.50	1.42	1.70	2.23	0.88
o,p'-DDD	0.05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
p,p'-DDD	0.83	0.07	0.10	0.07	0.17	0.07	0.03
o,p'-DDT	0.05	<0,011229	<0,011749	0.02	<0,01	0.03	<0,014312
p,p'-DDT	0.23	0.06	0.09	0.05	0.13	0.15	0.06
Sum DDT	7.30	1.02	1.72	1.59	2.03	2.50	1.00
TBBPA	<0,88	<0,25	<0,35	<0,29	<0,33	<0,14	<0,45
a-HBCD	0.40	0.09	0.11	0.09	0.10	0.32	0.06
b-HBCD	<0,038391	<0,030278	<0,038857	<0,036199	<0,042353	<0,039188	<0,031993
g-HBCD	0.01	<0,020289	<0,022583	<0,020695	<0,022096	0.02	<0,01907
TBA	0.06	0.03	<0,01	0.03	<0,01	0.01	0.01
PBDE-28	0.03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PBDE-47	0.74	0.10	0.08	0.22	0.09	0.25	0.08
PBDE-66	0.04	<0,01	<0,01	0.02	<0,01	0.02	<0,01
PBDE-49 + 71	0.06	0.01	<0,01	0.03	<0,01	0.02	<0,01
PBDE-77	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
PBDE-85	<0,010548	<0,01	<0,01	<0,012373	<0,01	<0,01	<0,01
PBDE-99	0.66	0.15	0.08	0.38	0.10	0.32	0.04
PBDE-100	0.14	0.03	0.02	0.06	0.02	0.11	0.02
PBDE-119	0.02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0.02	<0,01
PBDE-138	<0,019013	<0,016122	<0,022678	<0,027962	<0,011106	<0,014419	<0,018272
PBDE-153	0.11	0.03	0.02	0.10	0.02	0.09	0.01
PBDE-154	0.12	0.03	0.02	0.09	0.02	0.13	0.01
PBDE-183	0.03	0.01	<0,01	0.04	<0,01	0.01	<0,01
PBDE-196	<0,039988	<0,022109	<0,028578	<0,020043	<0,012298	<0,017992	<0,019715
PBDE-206	<0,036286	<0,035848	<0,040175	<0,031951	<0,023862	<0,031318	<0,042824
PBDE-209	0.18	0.10	<0,048804	0.07	0.14	0.12	0.18
∑PBDE9	1.89	0.33	0.19	0.88	0.22	0.94	0.13
trans-Chlordane	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
cis-Chlordane	<0,035195	<0,038786	<0,035753	<0,038309	<0,027734	<0,034196	<0,029932
Oxy-chlordane	0.04	0.02	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03
Chlordene	0.01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Heptachlor	0.02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
trans-Nonachlor	0.08	0.02	0.05	0.03	0.03	0.05	0.06
cis-Nonachlor	0.05	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04
Tox-26	0.02	<0,01	0.01	0.01	0.01	<0,01	0.02
Tox-32	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tox-40 + Tox-41	0.07	<0,01	<0,01	<0,01	0.02	<0,01	0.02
Tox-42a	0.03	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tox-44	0.13	0.06	0.07	0.07	0.06	0.08	0.10
Tox-50	0.05	0.02	0.03	0.03	0.03	0.02	0.06
Tox-62	<0,13473	<0,139976	<0,128962	<0,116239	<0,112623	<0,148857	<0,125231
6:2 FTS	<0,904866	<0,959848	<0,874296	<1,052532	<0,747598	<0,957252	<1,039653
PFOSA	<0,087488	<0,115037	<0,093857	<0,112063	<0,089119	0.18	<0,1033
PFBS	<0,142974	<0,149343	<0,118177	<0,149071	<0,127324	<0,152359	<0,161454
PFHxS	<0,075678	<0,083226	<0,075498	<0,089224	<0,070864	<0,09319	<0,092952
PFOS	1.10	0.42	0.67	0.60	0.31	0.87	0.36
PFDCS	<0,069203	<0,064847	<0,076792	<0,081465	<0,078971	<0,087879	<0,093854
PBFA	<0,405014	<0,413628	<0,436733	<0,421792	<0,352642	<0,449325	<0,533019
PFHxA	<0,533696	<0,5986	<0,628918	<0,522129	<0,39056	<0,641155	<0,630546
PFHpA	<0,398246	<0,530337	<0,392851	<0,388756	<0,338545	<0,457888	<0,48565
PFOA	<0,518843	<0,493077	<0,490492	<0,522273	<0,446491	<0,550403	<0,578859
PFNA	<0,527455	<0,544174	<0,513812	<0,563899	<0,504609	<0,517246	<0,669859
PFDCa	<0,791293	<0,74008	<1,303912	<1,197925	<0,938799	<1,084401	<1,136014
PFUnA	<0,543108	<0,501031	<0,493572	1.15	<0,445119	<0,548824	<0,624973
SCCP	<0,8	<0,5	<0,6	<0,6	1.70	<0,6	<0,8
MCCP	<0,04	<0,04	<0,04	<0,34	1.80	<0,4	<0,2

Response Log(Hg, mg/kg)

Whole Model

Summary of Fit

R-Square	0.820466
RSquare, Adj	0.817303
Root Mean Square Error	0.322793
Mean of Response	-1.26244
Observations (or Sum Wgts)	983

Parameter Estimates

Term	Estimate	Std Error	DFDen	t Ratio	Prob > t
Intercept	-3.16809	0.177382	337.4	-17.86	<.0001
Ar[1990]	-0.176889	0.260464	40.42	-0.68	0.5014
Ar[1991]	-0.131256	0.163749	39.55	-0.80	0.4276
Ar[1992]	-0.033892	0.261041	40.77	-0.13	0.8973
Ar[1998]	-0.269893	0.316953	43.27	-0.91	0.3658
Ar[1999]	-0.254656	0.261027	40.37	-0.94	0.3514
Ar[2001]	0.093201	0.261027	40.37	0.36	0.7202
Ar[2002]	0.5372767	0.427474	39.78	1.26	0.2161
Lengde, cm	0.0964939	0.007084	942	13.62	<.0001
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[1990]	0.0087095	0.010331	936.4	0.84	0.3994
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[1991]	-0.013286	0.00786	941.3	-1.69	0.0913
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[1992]	0.0916535	0.015389	934.6	5.96	<.0001
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[1998]	-0.02877	0.011472	955.5	-2.51	0.0123
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[1999]	-0.024304	0.034437	956.4	-0.71	0.4805
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[2000]	-0.006708	0.012012	951.1	-0.56	0.5767
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[2001]	-0.01155	0.011261	933.9	-1.03	0.3053
(Lengde, cm-20.2004)*Ar[2002]	-0.017672	0.039504	926.6	-0.45	0.6547

REML Variance Component Estimates

Random Effect	Rate Var Component	Std Error	95% Lower	95% Upper	Pct of Total
Residual	0.214845	0.049239	0.117046	0.312125	67.346
Total	0.104195	0.0048422	0.0953196	0.114377	32.654
	0.3190895				100.000

-2 LogLikelihood = 809.50938818

Fixed Effect Tests

Source	DF	F Ratio	Prob > F
Ar	8	40.81	0.6194
Lengde, cm	1	942	<.0001
Lengde, cm*Ar	8	942.7	<.0001

Least Squares Means Table

Level	Least Sq. Mean	Std Error
1990	-2.4169327	0.2739875
1991	0.259206320	0.14829012
1992	0.28571327	0.27409267
1998	0.22122656	0.34157885
1999	0.20732604	0.33484103
2000	0.38014065	0.28189651
2001	0.324444893	0.27096678
2002	0.50690808	0.47165538
2008	0.32793482	0.10267552

* Std Errors are on transformed Y's

Lokalitet[Ar]
Least Squares Means Table

Level	Least Sq. Mean	Std Error
1990]Lyseren	0.19286181	0.07348217
1990]Skjnnarbutlem	0.1853894	0.09755691
1990]Tollreien	0.41792206	0.06364929
1991]Baerøia	0.20344167	0.07681801
1991]Bergsjø	0.32104395	0.06428803
1991]Bredtjern	0.28735119	0.06410000
1991]Isebakklei	0.31089993	0.06393918
1991]Langtjern	0.25904476	0.06400572
1991]Namsjøen	0.38055948	0.07966208
1991]Oyvatnet	0.23067567	0.07316388
1991]Skjnnarbutlem	0.1962985	0.0660647
1991]Svanevatnet	0.38055948	0.07966208
1991]Vannvatnet	0.37873901	0.08453535
1992]Nordre Svanevatnet	0.36251778	0.09400537
1992]Rovsjø	0.1252773	0.06769563
1992]Suluvath	0.62508251	0.06378546
1998]Baerøia	0.15457790	0.15292110
1998]Isebakklei	0.31661183	0.07684224
1999]Grovatnet	0.14975201	0.07180693
1999]Regien	0.28703511	0.11798621
2000]Rysjen	0.31887287	0.13852809
2000]Sere Bellingen	0.40278900	0.08504008
2001]Austre Bjonevatnet	0.42769855	0.12418546
2001]Flate	0.29865806	0.09488553
2001]Høyen	0.2462917	0.09623336
2002]Vortungen	0.6982934	0.06697279
2008]Austre Bjonevatnet	0.32271032	0.07136071
2008]Baerøia	0.19983290	0.07000130
2008]Bergsjø	0.39788304	0.06511562
2008]Bredtjern	0.45864357	0.06592605
2008]Flate	0.23578626	0.06751481
2008]Grovatnet	0.22245571	0.07137188
2008]Isebakklei	0.28212921	0.07137647
2008]Langtjern	0.41100669	0.07154045
2008]Lyseren	0.15282338	0.07573725
2008]Namsjøen	0.65297506	0.07282159
2008]Nordre Svanevatnet	0.12891047	0.07073316
2008]Oyvatnet	0.18627044	0.07073316
2008]Regien	0.19569087	0.06980718
2008]Rysjen	0.13558627	0.07098305
2008]Sere Bellingen	0.42705655	0.07221256
2008]Skjnnarbutlem	0.35219343	0.07188613
2008]Svanevatnet	0.43539569	0.07314924
2008]Suluvath	0.24565377	0.07140927
2008]Tollreien	0.39791868	0.07185997
2008]Vortungen	0.67447263	0.07258978
	0.49189812	0.07313546

* Std Errors are on transformed Y's



Statens forurensningstilsyn (SFT)

Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo - Besøksadresse: Strømsveien 96

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

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

Utførende institusjon NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5586-7
-------------------------------	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Eirik Fjeld	Kontaktperson SFT Tor Johannessen	TA-nummer 2544/2009
		SPFO-nummer 1056/2009

	År 2009	Sidetall 66 s- + ved.	SFTs kontraktnummer 500813/5009096
--	------------	--------------------------	---------------------------------------

Utgiver NIVA NIVA rapport nr: OR 5851-2009	Prosjektet er finansiert av SFT
--	------------------------------------

Forfatter(e) Eirik Fjeld og Sigurd Rognerud
--

Tittel - norsk og engelsk Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret. Pollutants in freshwater fishes, 2008. Mercury in perch and organic pollutants in brown trout.
--

<p>Sammendrag – summary</p> <p>Kvikksølv og persistente organiske miljøgifter ble analysert i henholdsvis abbor og ørret, fisket i år 2008 i innsjøer i Sør-Norge uten kjente punktutslipp av miljøgifter. Antallet bestander var 28 og 20 for henholdsvis abbor og ørret. Kvikksølvkonsentrasjonene i abbor var høyest på indre deler av Østlandet og i Østfold. Sammenliknet med data fra 1991 hadde konsentrasjonen i ti bestander økt med 63 %. I gjennomsnitt oversteg konsentrasjonene EUs grenseverdier på 0,5 mg/kg når fisken ble omlag 34 cm eller 200 g. Innholdet av organiske miljøgifter i ørret var gjennomgående lavt og hadde et geografisk variasjonsmønster som sammenfaller med avsetningsmønsteret for atmosfæriske langtransporterte miljøgifter. Ingen bestander hadde konsentrasjoner av dioksiner og dioksinliknende PCB som oversteg EUs omsetningsgrense på 8 pg TE/kg. For visse miljøgifter, som PCB og DDT, ble det påvist en signifikante reduksjoner sammenliknet med data fra 1998.</p> <p>Mercury and persistent organic pollutants (POPs) were analyzed in perch and brown trout, fished in the year 2008 in lakes in South Norway without any known pollution point sources. The number of populations studied were 28 and 20 for perch and trout, respectively. The highest mercury concentrations in perch were found in south-eastern part of Norway. Compared with data from 1991, the concentration in ten populations had increased with 63%. The EUs limit for human consumption, 0.5 mg Hg/kg, were in average exceeded when the fish gained a size of 24 cm or 200 g. The POP concentrations were generally low, with a geographical variation pattern resembling that of long range transported atmospherically deposited pollutants. No populations had concentrations of dioxins and dioxin-like PCBs exceeding the EUs consumption limit of 8 pg TE/kg. For certain POPs, such as PCB and DDT a significant reduction in concentration were found compared to data from 1998.</p>

4 emneord fisk ferskvann kvikksølv organiske miljøgifter	4 subject words fish freshwater mercury organic pollutants
--	--



Statens forurensningstilsyn

Postboks 8100 Dep,

0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@sft.no

www.sft.no

Om SPFO

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

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

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

SPFO-rapport 1056/2009

TA-2544/2009