

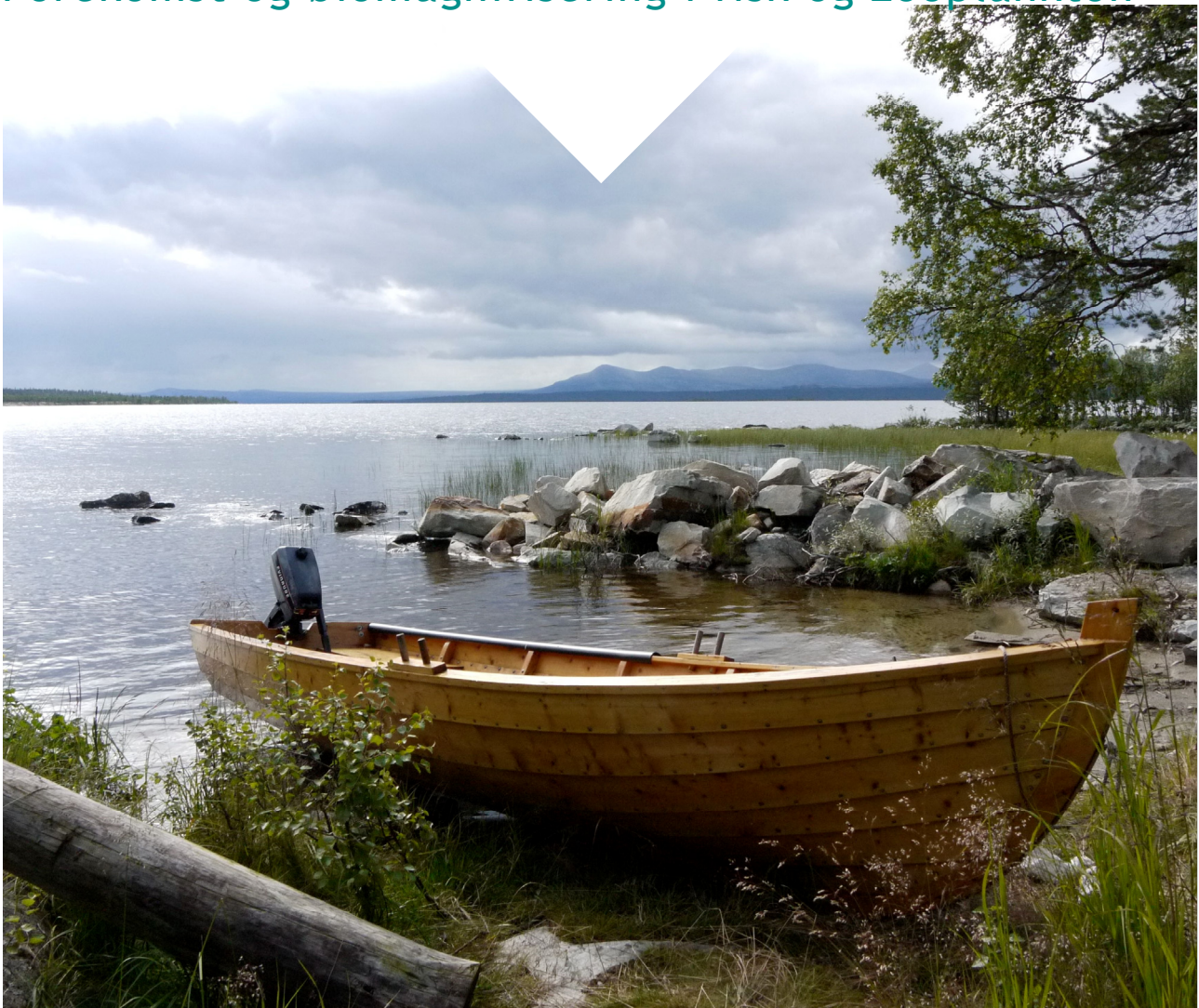


RAPPORT

M-157/2014

# Miljøgifter i store norske innsjøer, 2013

Forekomst og biomagnifisering i fisk og zooplankton



## Forord

Miljødirektoratet inngikk i 2013 en konsulentavtale med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) om overvåkning av miljøgifter i et utvalg store innsjøer. Overvåkningsprogrammet går over fire år, og har som formål å vurdere miljøgifters skjebne og potensiale for effekter av miljøgifter i ferskvannsystemer/store innsjøer. Undersøkelsen skal rapportere miljøgifter på flere nivåer i næringskjeden, anslå grad av opphopning av miljøgifter i organismer og i næringskjeder og vurdere potensialet for effekter på ulike nivåer i næringskjeden. Resultatene vil også bli brukt i internasjonale reguleringsprosesser på kjemikalieområdet som Miljødirektoratet deltar i.

Vi rapporterer her om forekomsten av kvikksølv, sykliske volatile metylerte siloksaner (cVMS), polyklorerte bifenyler (PCB), perfluorerte alkylforbindelser (PFAS), og bromerte flammehemmere av type polybromerte difenyletere (PBDE) i de store innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden. Et fåtall prøver av kvikksølv i ørret fra Tyrifjorden er også inkludert.

Feltarbeidet og prøvetakingen har vært gjort av personell fra NIVA (Sigurd Rognerud, Sigurd Øxnevad og Eirik Fjeld) samt lokale fiskere.

Ved NIVA har Kine Bæk vært ansvarlig for planlegging av prøvetaking og all logistikk for prøvene, og Jan Thomas Rundberget har vært ansvarlig for analysene av PFAS.

Ved NILU har Martin Schlabach vært hovedansvarlig for de kjemiske analysene av kvikksølv, cVMS, PCB og PBDE, sammen med Nicholas Warner som har hatt et særskilt ansvar for analysene av cVMS.

Ved Miljødirektoratet har sjefingeniør Tor Johannessen og sjefingeniør Eivind Farmen vært prosjektansvarlige.

Prosjektleder og hovedansvarlig for rapporteringen har vært Eirik Fjeld.

Bildet på omslaget er fra Femunden og er tatt av Eirik Fjeld

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

Oslo, april 2014

Eirik Fjeld  
forsker, NIVA

# Innhold

1. Abstract .....	4
2. Sammendrag .....	6
3. Innledning .....	8
3.1 Undersøkelsens formål.....	8
4. Materiale og metoder .....	9
4.1 Beskrivelse av innsjøene .....	9
4.2 Prøvetaking av fisk og zooplankton.....	11
4.3 Analysemetoder.....	11
4.3.1 Kvikksølv, Hg .....	11
4.3.2 Sykliske volatile metylerte siloksaner, cVMS.....	11
4.3.3 Polyklorerte bifenyler og polybromerte difenyletere, PCB og PBDE .....	12
4.3.4 Perfluorerte alkylforbindelser, PFAS .....	13
4.3.5 Stabile N- og C-isotoper, $\delta^{15}N$ og $\delta^{13}C$ .....	14
4.4 Beregning av trofisk magnifisering.....	14
4.5 Kort om de ulike miljøgiftene .....	14
4.5.1 Kvikksølv .....	14
4.5.2 Sykliske (volatile) metylerte siloksaner, (cVMS).....	15
4.5.3 Polyklorerte bifenyler, PCB .....	15
4.5.4 Polybromerte difenyletere, PBDE.....	15
4.5.5 Perfluorerte alkylstoffer, PFAS.....	15
5. Resultater og diskusjon .....	16
5.1 Fiskestørrelse, trofiske nivåer og fett.....	16
5.2 Kvikksølv, Hg .....	18
5.3 Sykliske volatile metylerte siloksaner, cVMS.....	21
5.3.1 Nivåer av cVMS i 2013.....	21
5.3.2 Tidstrend av cVMS i Mjøsa.....	24
5.3.3 Trofisk magnifisering av D5 i Mjøsa.....	25
5.3.4 Samvariasjoner mellom cVMS, PCB, PBDE og trofisk nivå.....	27
5.4 Polyklorerte bifenyler, PCB .....	29
5.4.1 Nivåer av PCB i 2013 .....	29
5.4.2 Historisk utvikling av PCB-nivåene i Mjøsa og Randsfjorden.....	30
5.4.3 Trofisk magnifisering av PCB .....	31
5.5 Perfluorerte alkylforbindelser, PFAS .....	33
5.5.1 Nivåer av PFAS i 2013.....	33
5.5.2 Tidstrend av PFAS i Mjøsa.....	34

5.5.3 Trofisk magnifisering av PFAS .....	36
5.6 Polybromerte difenyletere, PBDE.....	37
5.6.1 Konsentrasjoner av PBDE i 2013.....	37
5.6.2 Tidstrend av PBDE i Mjøsa.....	39
5.6.3 Trofisk magnifisering av PBDE .....	40
6. Konklusjoner.....	42
7. Referanser .....	43
8. Vedlegg.....	47

# 1. Abstract

Title: Environmental pollutants in large Norwegian lakes, 2013

Year: 2014

Authors: Fjeld, Eirik (NIVA), Bæk, Kine (NIVA), Rognerud, Sigurd (NIVA), Rundberget, Jan Thomas (NIVA), Schlabach, Martin (NILU), and Warner, Nicholas A. (NILU)

Source: Miljødirektoratet rapport M-157/2014.

The Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and the Norwegian Institute for Air Research (NILU) are monitoring the occurrence of contaminants in the pelagic food webs in the lakes Mjøsa, Randsfjorden, Femunden and Tyrifjorden, SE Norway, on behalf of the Norwegian Environment Agency. These large fjord lakes are respectively moderately, slightly and insignificantly impacted of discharges from local population, industry and agriculture. The monitoring program will last for four years, starting in 2013. Here we report the occurrence of contaminants at different trophic levels, and their potential for biomagnification is considered.

Mercury and organic pollutants (POPs) were analyzed in muscle samples of fish: large piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) from all three lakes, smelt (*Coregonus albula*) from Lake Mjøsa and Lake Randsfjorden and whitefish (*Coregonus lavaretus*) from Lake Femunden. The same pollutants were analyzed in zooplankton from Lake Mjøsa and mercury in a few samples of brown trout from Lake Tyrifjorden. Stable N- and C-isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ ) were analyzed in all samples to describe the organisms' trophic position (place in the food web) and carbon sources.

The POPs included cyclic volatile methylated siloxanes (cVMS; only in the lakes Mjøsa and Femunden), polychlorinated biphenyls (PCBs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and perfluorinated alkylated substances (PFAS). The analyses were done at NILU's analytical laboratory, except for PFAS that was analyzed at NIVA. Stable N- and C-isotopes were analyzed at the Institute for Energy Technology (IFE).

## Mercury (Hg)

Mercury concentrations increased with trophic level, and the highest concentrations were found in brown trout, with average concentrations (w.w., wet weight) ranging from 0.27 to 1.08 mg/kg, highest in Lake Tyrifjorden and lowest in Lake Femunden. Generally there is a high probability that the fish consumption advisory limit of 0.5 mg/kg w.w. is exceeded in brown trout larger than 50 cm. The mercury concentration in trout from Mjøsa has been more or less unchanged over the period 2006-2013. For trout from Femunden and Tyrifjorden we could not detect any significant change compared with data from 1999 and 2000. For Randsfjorden the results indicate that there may have been an increase in the mercury concentrations in trout since the 1990s, but because of a limited amount of data and large variability, the statistical analysis has low power. The concentrations of the other species, whitefish from Femunden and small smelts from Mjøsa and Randsfjorden, were low (0.18 - 0.22 mg kg w.w.).

## Methylated cyclic siloxanes (cVMS)

cVMS were analyzed in samples from Lake Mjøsa and Lake Randsfjorden, and the highest concentrations were found in Lake Mjøsa. The compound D5 dominated samples from Mjøsa with mean concentrations in the range of 180-1660 ng/g lipid, lowest in zooplankton and highest in trout. D5 biomagnified in Lake Mjøsas pelagic food web, and trophic magnification factor (TMF) was calculated to be 1.98, with a 95% confidence interval of 1.25 to 3.12 (i.e. significantly greater than 1). Previously estimated TMF's for D5 in the lake (2010 and 2012) are within this confidence interval. The elevated levels of D5 in Lake Mjøsa are likely due to local sources. The concentrations of D4 and D6 were largely below the level of quantification (LOQ), and the range were approx. <45-460 ng/g lipid and <90-1900 ng/g lipid, respectively. A closer examination of trophic magnification of D4 and D6 was not possible because of the large proportion of observations below the LOQ.

*Polychlorinated biphenyls (PCBs)*

The concentration of PCBs in fish were three to four times higher in Lake Mjøsa than in Lake Randsfjorden and Lake Femunden, and the mean concentrations of  $\Sigma$ PCB7 in trout were respectively ca. 1400, 460 and 390 ng/g lipid. Similar relationships were found for smelt from Mjøsa and Randsfjorden and whitefish of Femunden, with mean  $\Sigma$ PCB7 concentrations of ca. 300, 90 and 90 ng/g lipid, respectively. The higher levels in the lake Mjøsa are probably caused by historical local discharges and a longer pelagic food chain. The concentration of  $\Sigma$ PCB7 in zooplankton from Mjøsa was 0.18 ng/g lipid. In average, the  $\Sigma$ PCB7 constituted 61-66% of total PCBs in fish. The PCB concentrations in trout from Lake Mjøsa have been stable since the mid-2000s. The concentration of PCBs increased with trophic level, and regressions of  $\Sigma$ PCB7 on  $\delta^{15}\text{N}$  were significant in all lakes, demonstrating a genuine biomagnification.

*Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)*

The concentration of PBDE in fish, measured as the sum of the six commonly occurring congeners of tetra, penta- and hexa-BDE (BDE-47, -49, -99, -100, -153 and -154) was highest in Lake Mjøsa and lowest in Lake Femunden. Mean sum varied between approx. 9-1100 ng/g lipid; highest in trout from Mjøsa and lowest in whitefish from Femunden. The mean concentration in zooplankton from Mjøsa was 19 ng/g lipid. The markedly higher levels in Lake Mjøsa are mainly attributable to earlier local industrial discharges. Concentrations in trout from Mjøsa have been reduced by approx. 80% during the period 2000-2013. Concentrations of PBDEs increased with trophic level, and regressions of the major congener BDE-47 on  $\delta^{15}\text{N}$  were significant in all the lakes, which demonstrates a genuine biomagnification. Concentrations of BDE-209 were low in samples from all lakes (<0.1 to 11 ng/g lipid) and showed no systematic variation with trophic level.

*Perfluorinated alkyl compounds (PFAS)*

PFAS concentrations were generally low, and among the 23 different compounds that were analyzed, there were only five of which 50 % of the test results had concentrations above the limit of quantification (>LOQ). Of these five compounds were four long-chain (C10 - C13) perfluorinated carboxylic acids and PFOS (C8 perfluorinated sulfonate). In general the highest concentrations were found in Lake Mjøsa. The substance PFTrA had consistently the highest levels with average concentrations in the range of 0.9-2.3 ng/g w.w. The concentrations were higher in trout than in smelt and whitefish. For the other three long-chain perfluorinated carboxylic acids (PFDA, PFUdA and PFDoA) mean concentrations were in the range 0.3 to 0.7 ng/g w.w. Mean concentrations of PFOS in fish were in the range 0.06 to 0.37 ng/g w.w., with the exception of whitefish from Lake Femunden where no samples exceeded LOQ (<0.05 ng/g w.w.). All zooplankton samples from Mjøsa had concentrations <LOQ (0,1-5 ng/g w.w.). The concentration of PFOS and PFTrA increased with trophic level in Lake Mjøsa, and a genuine biomagnification could be demonstrated.



## 2. Sammendrag

Title: Miljøgifter i store norske innsjøer, 2013

Year: 2014

Authors: Fjeld, Eirik (NIVA), Bæk, Kine (NIVA), Rognerud, Sigurd (NIVA), Rundberget, Jan Thomas (NIVA), Schlabach, Martin (NILU) og Warner, Nicholas A. (NILU).

Source: Miljødirektoratet rapport M-157/2014.

På vegne av Miljødirektoratet har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for luftforskning (NILU) kartlagt forekomsten av miljøgifter i de pelagiske næringskjedene i de store innsjøene Mjøsa, Randsfjorden Femunden og Tyrifjorden. Dette er innsjøer med henholdsvis moderat, liten og ubetydelig påvirkning av utslipp fra lokal befolkning, industri og landbruk. Overvåkningsprogrammet går over fire år, med oppstart i 2013. Det blir her rapportert om forekomsten av miljøgifter på ulike trofiske nivå, og deres potensial for biomagnifisering blir vurdert.

Kvikksølv og organiske miljøgifter ble analysert i prøver av fisk: ørret fra alle tre sjøene, krøkle fra Mjøsa og Randsfjorden og sik fra Femunden. Videre ble det analysert for de samme miljøgiftene i zooplankton fra Mjøsa, samt kvikksølv i et fåtall prøver fra innsjøen Tyrifjorden. For å kunne beskrive organismenes trofiske posisjon (plass i næringsnettet) og karbonkilder ble forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ( $\delta^{15}N$ ,  $\delta^{13}C$ ) analysert i alle prøvene.

De organiske miljøgiftene omfattet sykliske volatile metylerte siloksaner (cVMS, kun i Mjøsa og Femunden), polyklorerte bifenyler (PCB), bromerte flammehemmere av typen polybromerte difenyletere (PBDE) og perfluorerte alkylsubstanter (PFAS). Analysene ble gjort på NILUs analyselaboratorium, med unntak av PFAS som ble analysert ved NIVA. Stabile N- og C-isotoper ble analysert ved Institutt for energiteknikk (IFE).

### *Kvikksølv*

Konsentrasjonene av kvikksølv økte med fiskens trofisk nivå, og de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv ble funnet i ørret, med gjennomsnittlige konsentrasjoner (våtvekt) i området 0,27-1,08 mg/kg, høyest i Tyrifjorden og lavest i Femunden. Generelt er det en stor sannsynlighet for at omsetnings-grensen på 0,5 mg/kg våtvekt overskrides når ørreten blir ca. 50 cm eller større. Analyser av stabile N-isotoper indikerte at ørreten fra Mjøsa og Randsfjorden var rene fiskespisere, mens det blant fisken fra Femunden var et innslag av individer som i tillegg ernærte seg på lavere trofiske nivåer. Konsentrasjonene i planktonspisende krøkle og sik var vesentlig lavere enn hos ørret, med gjennomsnittsverdier i området 0,18-0,22 mg/kg. Konsentrasjonen i zooplankton fra Mjøsa var 0,006 mg/kg. Kvikksølvinnholdet i ørret fra Mjøsa har vært mer eller mindre uforandret i perioden 2006-2013. For bestandene i Femunden og Tyrifjorden kunne det heller ikke påvises noen signifikant endring sammenliknet med data fra 1999 og 2000. For Randsfjorden indikerer resultatene at det kan ha skjedd økning, men på grunn av et lite datamateriale og stor variabilitet har den statistiske analysen liten utsagnskraft.

### *Metylerte sykliske siloksaner (cVMS)*

Det ble analysert for cVMS i Mjøsa og Randsfjorden og de høyeste konsentrasjonene ble funnet i Mjøsa. Forbindelsen D5 dominerte i prøvene fra Mjøsa med midlere konsentrasjoner i området ca. 180-1660 ng/g lipid, lavest i zooplankton og høyest i ørret. D5 biomagnifiserte i Mjøsa og trofisk magnifikasjons-faktor (TMF) ble beregnet til 1,98, med et 95 % konfidensintervall på 1,25-3,12 (dvs. signifikant større enn 1). Tidligere beregnede TMF-er for D5 i Mjøsa (2010 og 2012) ligger innenfor dette konfidensintervallet. De forhøyede nivåene av D5 i Mjøsa skyldes mest sannsynlig lokale tilførsler. Konsentrasjonene av D4 og D6 i prøvene var i hovedsak under metodens kvantifikasjonsgrenser (LOQ), og viste en variasjonsbredde på henholdsvis ca. <45-460 ng/g lipid og <90-1900 ng/g lipid. En nærmere undersøkelse av trofisk magnifisering av D4 og D6 lot seg ikke gjøre på grunn av den store andelen observasjoner under LOQ.

*Polyklorerte bifenyler (PCB)*

Konsentrasjonen av PCB i fisk var tre til fire ganger høyere i Mjøsa enn i Randsfjorden og Femunden, og for ørret var midlere konsentrasjoner av  $\Sigma$ PCB7 henholdsvis ca. 1400, 460 og 390 ng/g lipid. Tilsvarende forhold ble funnet for krøkle fra Mjøsa og Randsfjorden og sik fra Femunden, med middelveier av  $\Sigma$ PCB7 på henholdsvis ca. 300, 90 og 90 ng/g lipid. De høyere nivåene i Mjøsa reflekterer trolig effekten av tidligere lokale utslipp og at næringskjedene her er noe lengre inn i de andre innsjøene. Konsentrasjonen av  $\Sigma$ PCB7 i zooplankton fra Mjøsa var 0,18 ng/g lipid. I gjennomsnitt utgjorde  $\Sigma$ PCB7 61-66 % av total mengde PCB i fisk. Nivåene i ørret fra Mjøsa har vært stabile siden midten av 2000-tallet.

Konsentrasjonen av PCB steg med trofisk nivå, og regresjonene av  $\Sigma$ PCB7 på  $\delta^{15}N$  var signifikant i alle innsjøene, noe som demonstrerer en reel biomagnifisering.

*Polybromerte difenyleterer (PBDE)*

Konsentrasjonen av PBDE i fisk, målt som summen av de seks vanligst forekommende kongenerne av tetra-, penta- og heksa-BDE (BDE-47, -49, -99, -100, -153 og -154) var høyest i Mjøsa og lavest i Femunden.

Midlere sum varierte mellom ca. 9-1100 ng/g lipid, høyest i ørret fra Mjøsa og lavest i sik fra Femunden. Tilsvarende konsentrasjoner i zooplankton fra Mjøsa var 19 ng/g lipid. De markert høyere nivåene i Mjøsa kan i hovedsak tilskrives tidligere lokale utslipp fra industri. Konsentrasjonene i ørret fra Mjøsa har blitt redusert med ca. 80 % i løpet perioden 2000-2013. Konsentrasjonen av PBDE steg med trofisk nivå, og regresjonene av den dominerende kongeneren BDE-47 på  $\delta^{15}N$  var signifikant i alle innsjøene, noe som demonstrerer en reel biomagnifisering. Konsentrasjonen av BDE-209 var lav i prøvene fra alle innsjøene (<0,1-11 ng/g lipid) og viste ingen systematisk variasjon med trofisk nivå.

*Perfluorerte alkylforbindelsene (PFAS)*

Konsentrasjonene PFAS var gjennomgående lave, og blant de 23 forskjellige forbindelsene det var analysert for, var det kun fem hvor 50 % av analyseresultatene hadde konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen (LOQ). Av disse fem forbindelsene var det fire langkjedede (C10-C13) perfluorerte karboksylsyrer samt PFOS (C8 perfluorert sulfonat). Forbindelsen PFTrA hadde gjennomgående høyest konsentrasjon med gjennomsnitt i området 0,9-2,3 ng/g våtvekt. Konsentrasjonene var noe høyere hos ørret enn hos krøkle og sik. For sik fra Femunden var dette den eneste av de fem nevnte PFAS-forbindelsene med konsentrasjoner over LOQ. For de tre andre langkjedede perfluorerte karboksylsyrer (PFDA, PFUdA og PFDoA) var middel-konsentrasjonene i området 0,3-0,7 ng/g våtvekt. Det ble funnet lave nivåer av PFOS i alle fiskeprøvene. For sik fra Femunden var det ingen prøver som oversteg LOQ. Middelkonsentrasjonene var i området 0,06-0,37 ng/g våtvekt, med de høyeste konsentrasjonene i Mjøsa. For zooplankton fra Mjøsa ble det ikke påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av noen av PFAS-stoffene. For PFOS og PFTrA kunne det påvises trofisk magnifisering i Mjøsas pelagiske næringsnett.



## 3. Innledning

### 3.1 Undersøkelsens formål

Miljødirektoratet har etter hvert fått god oversikt over en del miljøgifter som har vært overvåket og kartlagt i ulike miljøer over lengre tid. De ønsker derfor nå å bygge videre på denne erfaringen og innhente kunnskap om nye miljøgifter for å bruke resultatene i arbeidet med nasjonale og internasjonale reguleringer av problemstoffer.

Med unntak av det tidligere overvåkningsprogrammet for miljøgifter i Mjøsa (Fjeld et al. 2012), har innsjøundersøkelser i hovedsak vært konsentrert om mindre innsjøer uten kjente kilder til miljøgifter i nedbørfeltet, og hvor de viktigste tilførselene har vært atmosfærisk langtransport. Miljødirektoratet ønsker derfor å gjennomføre en mer systematisk overvåking av miljøgifter i store innsjøer. Vannforskriften stiller krav til overvåking av vannforekomstene i Norge. Dette overvåkningsprogrammet vil bidra til å ivareta vannforskriftens krav om basisovervåking.

Hensikten med overvåkningsprogrammet er å vurdere miljøgifters skjebne og potensiale for effekter av miljøgifter i ferskvannsystemer. Resultatene kan også brukes som grunnlag for kostholdsrad. De primære målene for programmet er i utgangspunktet å:

- Rapportere miljøgiftnivåer på flere nivåer i næringskjeden
- Anslå grad av opphoping av miljøgifter i organismer og i næringskjedene
- Vurdere potensiale for effekter på ulike nivåer i næringskjeden
- Vurdere bidrag fra ulike kilder og deres påvirkning av miljøtilstand
- Vurdere tilstand som grunnlag for å vurdere behov for tiltak og effekter av tiltak

Resultatene vil også bli brukt i internasjonale reguleringsprosesser på kjemikalieområdet som Klif deltar i.

Tatt i betraktning programmets økonomiske ramme vil prosjektet ikke gi utfyllende svar på alle målsetningene som er listet opp ovenfor. Det er følgelig lagt vekt på å oppfylle særlig de to første målene. En del av programmets omfang vil også bidra til oppfyllelse av overvåkingskrav etter vannforskriften.

Vi rapporterer her om forekomsten av kvikksølv, sykliske volatile metylerte siloksaner (cVMS), polyklorerte bifenyler (PCB), perfluorerte alkylforbindelser (PFAS), bromerte flammehemmere av type polybromerte difenyletere (PBDE) i fisk og zooplankton fra de store innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden. Et fåtall prøver av kvikksølv i ørret fra Tyrifjorden er også inkludert i undersøkelsen.

## 4. Materiale og metoder

### 4.1 Beskrivelse av innsjøene

Undersøkelsen er primært utført i innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden (Figur 1, Tabell 1), men et fåtall supplerende prøver av ørret (4) for kvikksølvanalyser er hentet fra Tyrifjorden. De tre hovedinnsjøene er store og dype fjordsjøer, men er ulike med tanke på næringsnett og ikke minst menneskelig påvirkning.

Mjøsa er Norges største innsjø, med et rikt fiskesamfunn med 20 arter. Den har et veldefinert pelagisk næringsnett med ørret (*Salmo trutta*) som toppredator, krøkle (*Osmerus eperlanus*) og lågåsild (*Coregonus albula*) som viktigste planktivore fisk, og et invertebratsamfunn av pelagiske krepsdyr bestående av vannlopper (*Cladocera*), hoppekreps (*Copepoda*) og pungreken istidskreps (*Mysis relicta*, heretter kalt Mysis). Mysis er en viktig art i det pelagiske næringsnettet da den er en rovform som spiser annet zooplankton og ellers er et viktig byttedyr for krøkle. Artsmangfoldet i Mjøsa gjør at det pelagiske næringsnettet her ender opp med et høyere trofisk nivå for topp-predatoren ørret enn for de andre undersøkte innsjøene. Mjøsa er resipient for avløpsvannet fra kommunale renseanlegg som har en samlet belastning fra en befolkning tilsvarende 200 000 personekvivalenter (PE), i tillegg til at de mottar avrenning fra industri og urbane områder.

Randsfjorden er Norges fjerde største innsjø. Fiskesamfunnet med sine 11 arter er ikke like rikt som i Mjøsa, og de menneskelige påvirkningen er mindre med tanke på lokale kilder for miljøgifter. Toppredatorene i det pelagiske næringsnettet er ørret og røye (*Salvelinus alpinus*), de planktivore fiskeartene er første rekke krøkle og sik (*Coregonus lavaretus*). I motsetning til Mjøsa mangler det pelagiske invertebratsamfunnet istidskrepsen *M. relicta*, og den pelagiske næringskjeden er derfor noe kortere enn i Mjøsa. Innsjøen er resipient for avløpsvann fra kommunale renseanlegg tilsvarende omlag 30 000 PE.

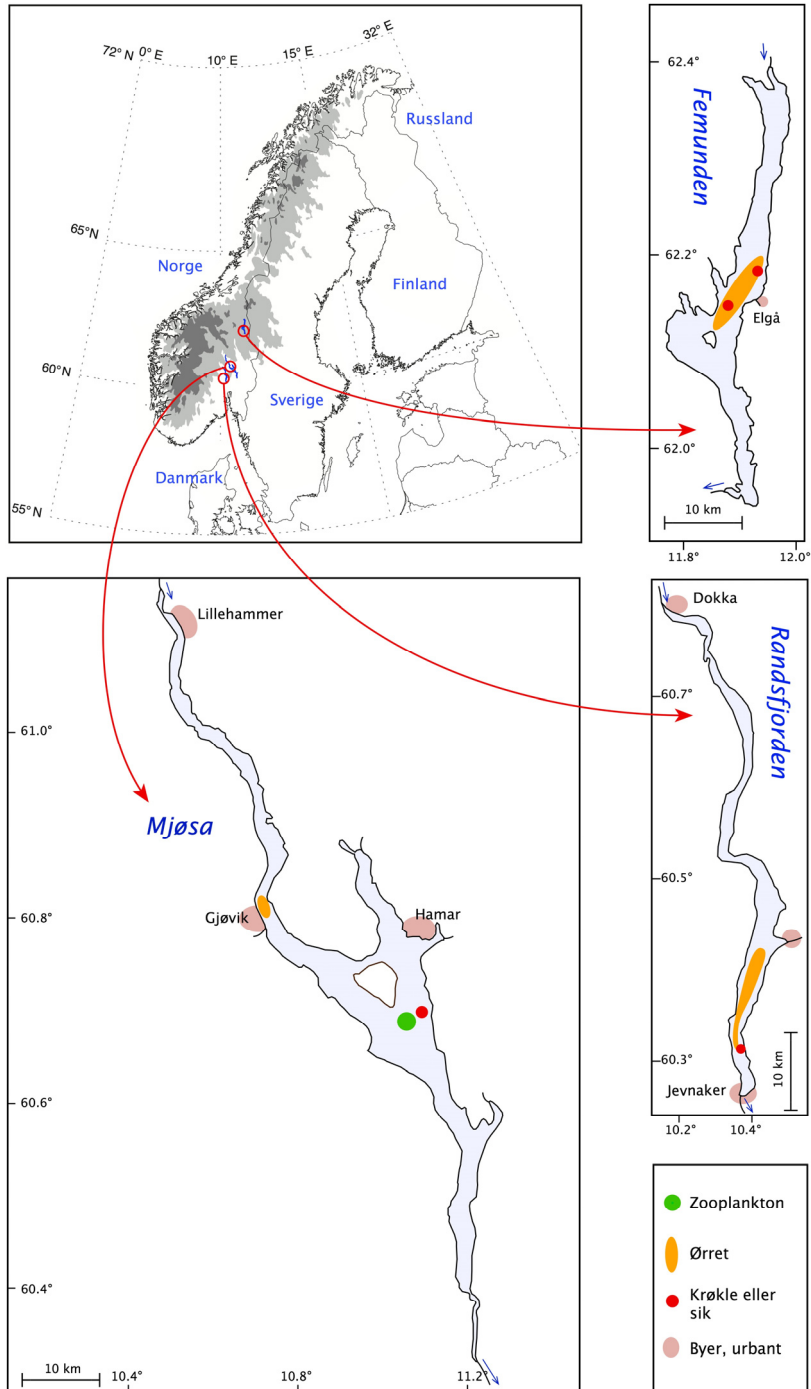
Femunden er Norges tredje største innsjø, og store deler av sjøen og dens nedbørfelt ligger i et ubebodd eller svært tynt befolket område. Fiskesamfunnet består av seks arter, hvorav sik, røye og ørret finnes i det pelagisk fiskesamfunnet. I likhet med Randsfjorden mangler det pelagiske invertebratsamfunnet istidskrepsen *M. relicta*. Innsjøen mottar ikke noen direkte avrenning fra kommunale renseanlegg, men antas å motta en belastning tilsvarende omlag 200 PE.

Tyrifjorden er Norges femte største innsjø. Den har 11 arter i sitt fiskesamfunn, og det pelagiske samfunnet domineres av krøkle og sik, med en fåtallig ørretbestand som toppredator. Istidskrepsen *M. relicta* finnes ikke i det pelagiske invertebratsamfunnet. Innsjøen brukes som resipient for flere renseanlegg og avløp fra spredt bebyggelse, industri og jordbruk (PE fra renseanlegg er ikke kjent).

Tabell 1. Informasjon om de primære innsjøene som med i undersøkelsen. PE: avrenning fra befolkning i personekvivalenter, beregnet ut fra kart med avrenningsdata fra kommunale renseanlegg for de ulike regionene (kilde: Miljødirektoratet).

Attributter	Mjøsa	Randsfjorden	Femunden	Tyrifjorden
Koordinater UTM 33: Grader:	E: 282000; N: 6746114 60,79 °N; 10,10 °E	E: 244543; N: 6717603 61,51 °N; 10,35 °E	E: 338500; N: 6898700 62,19 °N; 11,90 °E	E: 235062; N: 6663017 60,02 °N; 10,25 °E
Volum (km <sup>3</sup> )	65	7,3	6	13,1
Areal (km <sup>2</sup> )	369	134	203	137
Største dyp (m)	453	120	153	295

Nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	17 251	3 665	1 790	9 808
PE	206 000	28 500	200	ikke tilgjengelig



Figur 1. Kart over de undersøkte innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden. Områdene hvor fisk og zooplankton er samlet inn er markert.

## 4.2 Prøvetaking av fisk og zooplankton

Innsamling og prøvetaking av biologisk materiale fulgte retningslinjene i Miljøprøvebankens prosedyrer for ferskvannsfisk (Miljøprøvebanken 2013). Det innebærer at personell skal unngå bruk av personlige pleieprodukter, eventuelt kun bruke godkjente produkter, i ett døgn forut for prøvetaking. Under fangst, seinere håndtering og prøvetaking skal fisken ikke komme i kontakt med potensielt kontaminerende flater eller stoffer. Bruk av engangshansker (nitril-gummi) skal benyttes såfremt praktisk mulig. Fisken skal oppbevares i kasser kledd med ren aluminiumsfolie. Tradisjonelle fiskekasser i ekspandert polystyren (EPS) skal unngås på grunn av faren for kontaminering av flammehemmere.

Fisken ble fisket i august og september, med unntak av ørret fra Randsfjorden som ble fisket i juni. Etter innsamling ble den emballert i ren aluminiumsfolie, pakket ned i rene polyetylenposer og oppbevart kjølig ( $\approx 4\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), eventuelt nedfrost ( $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), inntil uttak av prøver.

Uttak av fiskeprøver ble gjort ute i ikke-urbane omgivelser for å unngå kontaminering av cVMS fra innendørs kilder. Alle flater som fisken kunne komme i kontakt med ble dekket av aluminiumsfolie, rengjort med metanol og acetone (HPLC grade). Fiskens lengde, vekt, kjønn og modningsstadium ble registrert ved prøvetakingen. All redskap benyttet i prøvetakingen var i stål, rengjort i henhold til Miljøprøvebankens rengjøringsprosedyrer (maskinvask, skylling i Milli-Q vann, acetone og metanol). For ørret og sik ble det dissekert ut ca. 20-100 g muskelfillet fra hvert individ, av dette ble ca. 2 g overført til egne prøverør som skulle analyseres for cVMS. For krøkle, med individvekt typisk rundt 9-15 g, måtte materiale fra flere individer benyttes for å få tilstrekkelig mengde per prøve (ca. 20-25 g). Hver av disse blandprøvene besto av materiale fra omlag 5 fisk av mest mulig lik størrelse. Alle prøvene ble oppbevart på glass forseglet med aluminiumsfolie under lokket. Glassene og aluminiumsfolien var rensset ved gløding til  $500\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Prøvene ble oppbevart nedfrost ( $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) fram til analyse.

Epipelagisk zooplankton fra Mjøsas sentrale basseng ble samlet inn i august med en zooplanktonhåv i nylonduk (maskestørrelse  $500\text{ }\mu\text{m}$ ), påmontert en oppsamlingskopp med sil (begge i messing). Aggregater av kiselalger og individer av gelekreps (*Holopedium gibberum*; en vannloppe med en stor, gelatinøs og vannholdig kappe) ble silt fra prøvene om bord i båten. Kun naturlig overflatevann ble benyttet under silingen. Zooplanktonprøvene ble deretter overført til samme type prøveglass som fiskeprøvene og oppbevart nedfrost fram til analyse ( $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). Alt utstyr som var i direkte kontakt med zooplanktonprøvene var rensset med metanol og acetone (HPLC grade). Zooplanktonet ble dominert av vannlopper (*Cladocera*) av artene *Daphnia galeata* og *Bosmina longispina*.

## 4.3 Analysemetoder

### 4.3.1 Kvikksølv, Hg

En prøvemengde på ca 0,6 gram ble veid inn og tilsatt fortynnet supra pure salpetersyre. Prøven ble ekstrahert ved bruk av UltraClave som er en mikrobølgebasert opplutningsenhet. Etter ekstraksjon ble prøven fortynnet med ionebyttet vann til 50 ml. Prøven deles i to deler, hvorav den ene går direkte til metallanalyse. Den andre prøvedelen tilsettes supra pure saltsyre, før den analyseres med hensyn på Hg. Innholdet av både metaller og kvikksølv er bestemt ved bruk av et induktivt koplet plasma massespektrometer (ICP-MS) av typen Agilent 7700x. Indium benyttes som internstandard.

### 4.3.2 Sykliske volatile metylerte siloksaner, cVMS

Felt-blanks (felt-blindprøver) for prøvetaking av siloksaner ble preparert ved å pakke inn 2 eller 3 gram XAD-resin inn i filterposer av polypropylen/cellulose som deretter rengjort ved ultralydbehandling i heksan for 30 minutter. Brukt heksan ble fjernet og erstattet med ren heksan, og feltblanks ble sonikert

på nytt i ytterligere 30 minutter. Etter ultralydbehandling ble feltblankene tørket i et rent-kabinett utstyrt med et HEPA- og kullfilter for å hindre forurensning fra inneluft. Etter tørking ble felt-blanks plassert i forseglede rør av polypropylen og sendt til prøvetaking.

Flere felt-blanks ble holdt tilbake på NILUs laboratorier og analysert for å bestemme referansekonsentrasjoner av silkosaner før bruk for prøvetaking. Sammenligning av konsentrasjoner mellom referanse (ikke eksponert i felt) og eksponerte felt-blanks ble gjort for å vurdere om feltforurensning oppsto.

Alle prøver ble ekstrahert i et rent-skap for å hindre forurensning fra inneluft. Alt laboratoriepersonell involvert i ekstraksjonen måtte unngå bruk av personlige pleieprodukter (i.e., hudpleie, hår krem/produkter, deodorant).

Prøvene ble ekstrahert i heksan med lydbehandling (3 × 15 min) og prøvene ble vortex-blandet kort mellom hvert lydbehandling. Prøvene ble deretter sentrifugert ved 2500 rpm og en delmengde av heksan ble overført til en GC-ampulle, etterfulgt av tilsetning av tris (trimetylsiloksy) silan som en utvinningsstandard.

Prøver ble analysert ved GC-MS under samme instrumentelle betingelser som publisert av Warner et al. (2010, 2013). Alle prøvekonsentrasjoner ble blankkorrigeret med prosessuelle blind-konsentrasjoner for å korrigere for bidraget fra løsemidler eller instrumentsystemer til analyttsignalet.

Metodedeteksjongrensene (MDLs) har vist seg å være ideelle for analyse av siloksaner i miljøprøver, da de korrigerer for variasjoner introdusert av den ekstraherte matriksen (Warner et al., 2013). På grunn av de forskjellige matrikser som er undersøkt i dette studiet, innebar det imidlertid logistiske utfordringer å bestemme MDL for alle matrikser. Vi benyttet derfor kvantifiseringsgrenser (LOQ) satt lik  $10 \times$  standardavviket for respons-blanker som påvisningsgrense. Dette tar hensyn til variasjoner i det analytiske signalet som introduseres av den ekstraherte matriksen. LOQ for D4, D5 og D6 er satt til henholdsvis 0,91, 0,98 og 3,7 ng/g våtvekt

### 4.3.3 Polyklorerte bifenyler og polybromerte difenyletere, PCB og PBDE

Prøveforberedelse: Ca. 4 - 5 g fiskefilet blir innveid og homogenisert med omtrent 50 g vannfri natriumsulfat til klumpfri pulver. Prøvene blir fylt på elueringskolonne, tilsatt en blanding 13C-merkede PCB- og PBDE-kongenerer og eluert med sykloheksan/etylacetat (1/1).

Opprensing av prøver: Ekstraktet blir oppkonsentrert og renses på en 6 g silikakolonne (1 x), behandling med konsentrert svovelsyre (1-6 x) og ny rensing på en 6 g silikakolonne. Det rensede ekstraktet blir oppkonsentrert til et sluttvolum på ca. 100 µL og tilsatt gjenvinningsstandard.

Kvantifisering: PCB- og PBDE-kongenerene blir bestemt og kvantifisert i 2 separate GC/HRMS-analyser. De tilsatte <sup>13</sup>C-merkede isomerene brukes som intern standarder for utvalgte grupper. I tillegg til dette, blir gjenvinningen av de tilsatte isomere beregnet.

Kvalitetssikring: Følgende forhold må være oppfylt for en godkjent identifisering og kvantifisering av analytten: 1. korrekt retensjonstid, 2. korrekt isotopratio, 3. signal/støy > 3:1, 4. korrekt gjenvinning av intern standard, og 5. akseptert metodeblindprøve for denne prøveserien.

PCB-analysene er akkreditert i henhold til NS-EN ISO/IEC 17025 (2005), mens PBDE-analysene følger eksakt de samme prinsipper.

LOQ var satt til 0,01 ng/g våtvekt for de enkelte kongenerene av PBDE og PCB, med unntak av BDE-209 hvor den var i området 0,01-0,1 ng/g våtvekt.

#### 4.3.4 Perfluorerte alkylforbindelser, PFAS

Biota prøver ble homogenisert og 2 g veid ut. Etter tilsetning av interne standarder ble prøven ekstrahert 2 ganger med 4 mL acetonitril. En mL av acetonitril ekstraktet ble fortynnet med 0,5 mL 2,6 mM ammonium acetate (aq) og 75 uL eddiksyre (kons.) før aktivt kull ble tilsatt. Etter miksing ble prøven sentrifugert med et (Costar) 0,2 µm nylon Spin-X filter.

UPLC-ToF MS analyse: PFAS ble separert på en (Waters) Acquity BEH C8 kolonne (100 x 2 mm x 1,7 µm) med vann (2,6 mM ammonium acetate) og acetonitril som mobilfase.

Tabell 2. Analytter, akronymer, formel, CAS nr og LOQ av PFAS bestemt med UPLC-ToF MS

PFAS forbindelse	Forkortelse	Mokelyl-formel	CAS nr	LOQ* (ng/g)
perfluoro-n-butanoic acid	PFBA	C4HF7O2	357-,22-4	2
perfluoro-n-pentanoic acid	PFPA	C5HF9O2	2706-90-3	2
perfluoro-n-hexanoic acid	PFHxA	C6HF11O2	307-24-4	0,5
perfluoro-n-heptanoic acid	PFHpA	C7HF13O2	375-85-9	0,5
perfluoro-n-octanoic acid	PFOA	C8HF15O2	335-67-1	0,5
perfluoro-n-nonanoic acid	PFNA	C9HF17O2	375-95-1	0,6
perfluoro-n-decanoic acid	PFDA	C10HF19O2	335-76-2	0,5
perfluoro-n-undecanoic acid	PFUnDA	C11HF21O2	2058-94-8	0,4
perfluoro-n-dodecanoic acid	PFDoDA	C12HF23O2	307-55-1	0,4
perfluoro-n-tridecanoic acid	PFTTrDA	C13HF25O2	72629-94-8	0,4
perfluoro-n-tetradecanoic acid	PFTeDA	C14HF27O2	376-06-7	0,4
perfluoro-1-butanesulfonate	PFBS	C4F9SO3Na	29420-49-3	0,1
perfluoro-1-hexanesulfonate	PFHxS	C6F13SO3Na	82382-12-5	0,1
perfluoro-1-octanesulfonate	PFOS	C8F17SO3Na	4021-47-0	0,05
perfluoro-1-decanesulfonate	PFDS	C10HF21SO3	335-77-3	0,2
perfluoro-1-dodecansulfonate	PFDoDS	C12HF25SO3	79780-39-5	0,2
perfluoro-7-methyloctanesulfonate	ipPFNS	C9F19SO3	Ikke tilgjengelig	0,2
perfluoro-1-octanesulfonamide	PFOSA	C8H2F17NO2S	754-91-6	0,1
N-methylperfluoro-1-octanesulfonamide	N-MeFOSA	C9H4F17NO2S	31506-32-8	0,3
N-ethylperfluoro-1-octanesulfonamide	N-EtFOSA	C10H6F17NO2S	4151-50-2	0,3
2-(N-methylperfluoro-1-octanesulfonamido)-ethanol	N-MeFOSE	C11H8F17NO3S	24448-09-7	5
2-(N-ethylperfluoro-1-octanesulfonamido)-ethanol	N-EtFOSE	C12H10F17NO3S	1691-99-2	5
1H,2H-perfluorooctane sulfonate (6:2)	6:2FTS	C8H5F13SO3	27619-97-2	0,3

### 4.3.5 Stabile N- og C-isotoper, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$

Forholdet mellom de stabile nitrogen-isotopene  $^{14}\text{N}$  og  $^{15}\text{N}$  ( $\delta^{15}\text{N}$ ) og karbon-isotopene  $^{12}\text{C}$  og  $^{13}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ), ble bestemt ved Institutt for energiteknikk (IFE, Kjeller). Disse forholdene brukes henholdsvis til å anslå organismenes trofiske nivå (plass i næringsnett) og deres dominante karbonkilder (Vander Zanden and Rasmussen 2001; Post 2002).

Analysene ble gjort etter standard protokoller, og verken lipider eller karbonater ble fjernet eller ekstrahert fra prøvene før analyse. Metoden har i korthet følgende trinn: forbrenning i element analysator, reduksjon av  $\text{NO}_x$  i Cu-ovn, separering av  $\text{N}_2$  og  $\text{CO}_2$  på GC-kolonne og bestemmelse av  $^{13}\text{C}$  og  $^{15}\text{N}$  på IRMS; Isotope Ratio Mass Spectrometer.

## 4.4 Beregning av trofisk magnifisering

Trofisk magnifikasjonsfaktor (TMF) er definert som  $e^b$ , hvor  $b$  er stigningskoeffisienten til regresjonen mellom den  $\log_e$ -transformerte konsentrasjonen (lipidnormalisert) av en kjemisk forbindelse ( $C_{\text{LW}}$ ) og organismenes relative trofiske nivå ( $TL$ ):

$$\log_e C_{\text{LW}} = \log_e a + b \cdot TL$$

$$TMF = e^b$$

Organismenes relative trofiske nivå er definert som:

$$TL_{\text{konsument}} = ((\delta^{15}\text{N}_{\text{konsument}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{primær konsument}}) / \Delta^{15}\text{N}) + 2$$

Vi bruker her en anrikningsfaktor ( $\Delta^{15}\text{N}$ ) på 3,4 ‰, og laveste  $\delta^{15}\text{N}$  i det epilimniske zooplanktonet er definert som grunnlinje for primærkonsumenter med trofisk nivå 2 (Fisk et al. 2011, Borgå et al. 2012b).

## 4.5 Kort om de ulike miljøgiftene

### 4.5.1 Kvikksølv

Kvikksølv i fisk foreligger i all hovedsak som den svært giftige forbindelsen metylkvikksølv. Metylkvikksølv er en farlig nervegift, og særlig synes embryonalutviklingen av sentralnervesystemet til fostre å være følsomme for eksponering – med effekter på kognitiv og psykomotorisk utvikling i senere barneår (Grandjean et al. 1997; Grandjean et al. 1998). Det er strenge restriksjoner på bruk av kvikksølv i Norge, og vi har i dag et generelt forbud mot kvikksølv i produkter og det er strenge krav til utslipp og til rensetiltak for å redusere utslipp av kvikksølv fra industrien. Norge underskrev i 2013 Minamata-konvensjonen (UNEP 2013), som er en internasjonal avtale som regulerer bruk og utslipp av kvikksølv.

Kildene til kvikksølvforurensninger i ferskvannsfisk i Norden domineres i dag av langtransporterte atmosfæriske avsetninger (Munthe et al. 2007). Tidligere var lokale kilder, særlig fra treforedlingsindustri viktige, og kunne føre til høye konsentrasjoner i fisk. Eksempler på slike lokale, historiske tilførsler kan finnes i Mjøsa (Underdal 1970a, Sandlund et al. 1981), Tyrifjorden (Berge et al. 1983, Skurdal et al. 1992) og Drammensvassdraget (Underdal 1970b, Fjeld et al. 1999). Kvikksølvkonsentrasjoner i norske storørretbestander ble kartlagt på slutten av 1990-tallet/begynnelsen av 2000-tallet (Fjeld og Rognerud, 2004). Konsentrasjonene i mange bestander, også fra innsjøer uten kjente punktutslipp, kunne være høye og ofte overskride grensen for omsetning til konsum. Undersøkelser fra 2008 tyder på at kvikksølvkonsentrasjonene i abbor fra skogssjøer har blitt vesentlig forhøyet (60 %) siden tidlig 1990-tallet (Fjeld og Rognerud 2009). Det er derfor av interesse å kartlegge kvikksølvnivåene i



storørretbestandene i de undersøkte innsjøene, særlig med tanke på å eventuelle endringer som kan ha skjedd i løpet av de siste 10-15 år.

#### 4.5.2 Sykliske (volatile) metylerte siloksaner, (cVMS)

De tre vanligste sykliske (ringformede) siloksaner (cVMS), D4, D5 og D6, er under utredning i EU for å vurdere deres miljøfarlige egenskaper. Dette er stoffer som er mye brukt innen kosmetikk og personlige pleieprodukter, rengjøringsmidler, bilpleiemidler og andre forbrukerprodukter (Huse og Aas-Aune 2009). De er flyktige og spres med både vann og luft. I vann binder de seg lett til partikler og sedimenter. De er persistente, hopper seg lett opp i organismer og kan ha miljøskadelige egenskaper. Det er særlig deres mulige langtidseffekter i miljøet som er av bekymring. D4 er også klassifisert som reproduksjonsskadelig (mistenkes for å kunne skade forplantningsevnen). Det er et nasjonalt mål å stanse utslippene av siloksanen D4 og D5 innen 2020. Det er nylig vist at både D5 og D6 biomagnifiserer i akvatiske næringskjeder (Borgå et al. 2012 og 2013b).

#### 4.5.3 Polyklorete bifenyler, PCB

PCB har mange alvorlige effekter på helse- og miljø, og kan virke kreftfremkallende og forstyrre immunsystemet, nervesystemet, og ha endokrine og reproduktive effekter. Ny bruk av PCB ble forbudt i 1980, men PCB finnes fortsatt i en del gamle produkter og materialer, og kan derfor havne i miljøet. Utlekking kan også skje fra forurenset grunn og sedimenter. Norge tilføres i tillegg PCB gjennom hav- og luftstrømmer. De er svært stabile i miljøet, og på grunn av sin store fettløselighet kan de hoppe seg opp i organismene. I denne undersøkelsen bruker vi den også som en referansesubstans når biomagnifisering av andre nye miljøgifter skal undersøkes. Mjøsa er en innsjø hvor lokale PCB-tilførsler tidligere førte til en opphopning i både sedimenter og fisk (Kjellberg og Løvik 2000, Fjeld et al. 2013).

#### 4.5.4 Polybromerte difenyletere, PBDE

PBDE er en gruppe forbindelser som har vært benyttet/benyttes som flammehemmere i en rekke ulike produkter som tekstiler, møbler, bygningsmaterialer og elektronikk. De er likhet med PCB svært stabile og fettløselige, og hopper seg opp i organismene. PBDE har hormonforstyrrende egenskaper og mistenkes også for å kunne være nevrotoksiske. Norge har innført forbud mot bruk, import og produksjon av PBDEene. To av de viktigste kommersielle produktene av PBDE (penta-BDE og okta-BDE) er forbudt i EU og i henhold til den internasjonale miljøavtalen Stockholm-konvensjonen. I Mjøsa ble det på begynnelsen av 2000-tallet oppdaget at fisken hadde svært høye konsentrasjoner av PBDE (Fjeld et al. 2001). De lokale industriutslippene ble raskt identifisert og stanset, og konsentrasjonene i fisk har deretter blitt redusert til omlag en femtedel av de høyeste nivåene på 2000-tallet (Fjeld et al. 2013).

#### 4.5.5 Perfluorerte alkylstoffer, PFAS

Dette er stoffer som på grunn av sine vann-, fett- og smussavstøtende egenskaper brukes i impregneringsmidler, på pustende vannavstøtende tekstiler og klær, som slipp-belegg på stekepanner, som beskyttende belegg/film på metalloverflater i galvanisk industri mm. De har også vært brukt i brannskum ved flyplasser og i off-shore virksomhet. De er ekstremt stabile i miljøet, kan spres globalt med vind- og havstrømmer, kan oppkonsentreres i næringskjeder, og flere av dem har eller mistenkes å ha toksiske egenskaper. De kan virke kreftfremkallende, ha reproduktive effekter og interferere med hormonsystemer og lipidomsetningen i organismer. På sikt utgjør de derfor en miljøtrussel. De tidligere mest brukte og antatt mest skadelige av disse forbindelsene er PFOS og PFOA. PFOS er forbudt i Norge og EU i henhold til reguleringene i Stockholm-konvensjonen. PFOA er ført opp på kandidatlisten under REACH fordi stoffet er reproduksjonsskadelig og fordi det er et PBT-stoff (persistent, bioakkumulerende og toksisk). PFOA er forbudt i forbrukerprodukter i Norge og det arbeides med et forslag til forbud i EU.

## 5. Resultater og diskusjon

### 5.1 Fiskestørrelse, trofiske nivåer og fett

Individstørrelse, trofisk nivå ( $\delta^{15}N$ ), C-isotoper ( $\delta^{13}C$ ) og andelen fett i prøvene er viktige karakteristika for forståelsen av biomagnifisering av miljøgifter i akvatisk biota. Vi har derfor sammenfattet denne informasjonen ved å beregne middelerverdi i de ulike organismegruppene i de ulike innsjøene (Tabell 3), samt visualisere samvariasjonen mellom dem ved hjelp av spredningsplott (Figur 2).

Ørreten fra de tre primære innsjøene, Mjøsa, Randsfjorden og Femunden, varierte i middelvekt fra omlag 0,8 kg i Femunden og til nær 2,6 kg i Mjøsa. Ørreten fra Tyrifjorden var størst med middelvekt på 3 kg. Krøkle i Mjøsa og Randsfjorden var imidlertid jevnstore med middelvekter på 11 og 12 g, mens siken fra Femunden hadde middelvekt på 480 g.

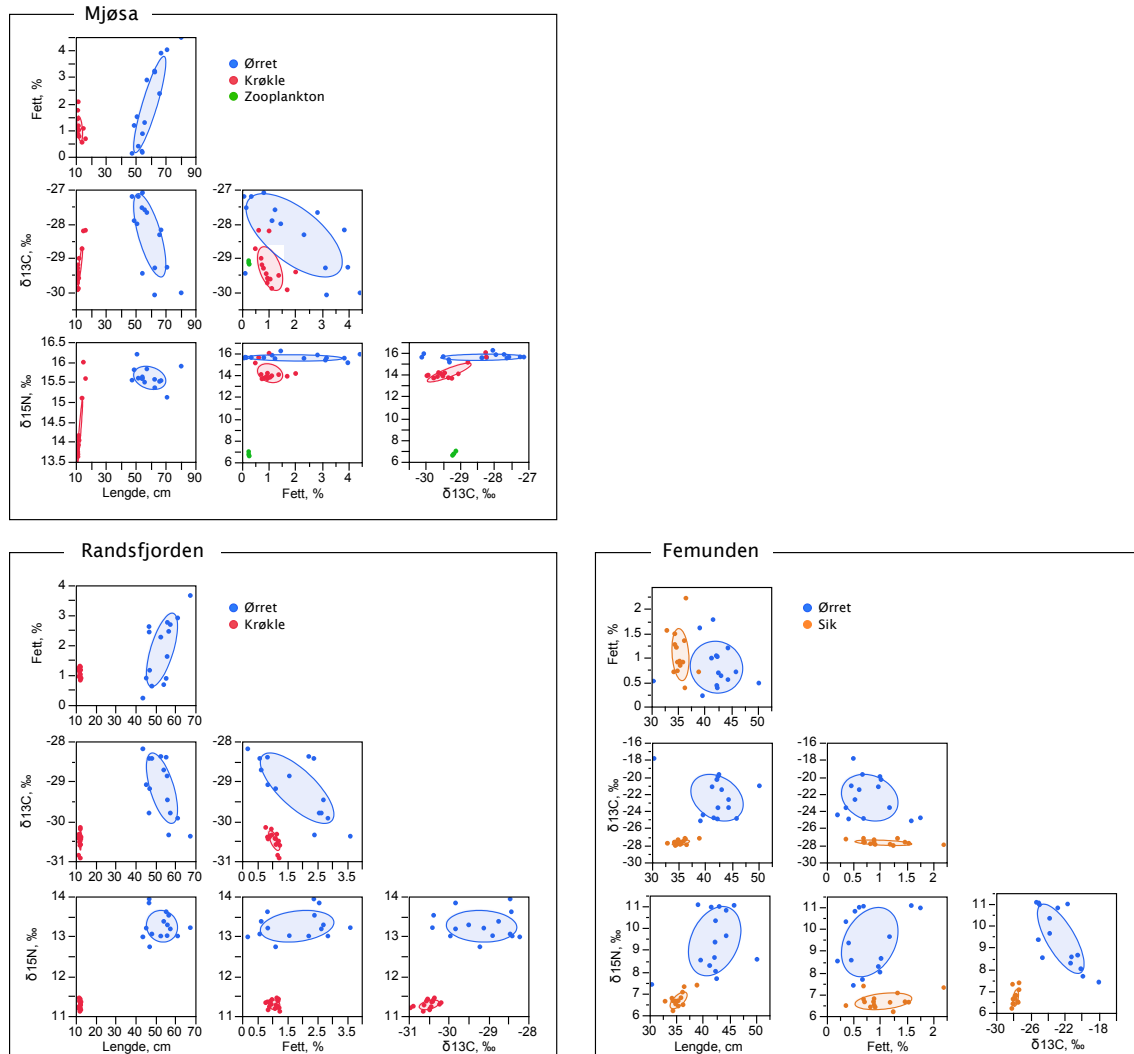
Fettinnholdet i fisken varierte mellom 0,8-1,8 %, høyest hos ørret fra Mjøsa og Randsfjorden og lavest hos ørret fra Femunden. I Mjøsa og Randsfjorden var det tydelig at fettinnholdet i ørret steg med fiskens størrelse. Andelen fett i zooplankton var lavt, ikke mer enn ca. 0,3 %.

$\delta^{15}N$  antas å stige med omlag 3,4 ‰ (poeng) for hvert trofisk nivå, og differansen (‰-poeng) mellom ørret og planktivor fisk (krøkle og sik) de respektive innsjøene var i snitt som følger: Mjøsa, 1,4 ‰; Randsfjorden, 2,0 ‰; Femunden, 2,7 ‰. Med unntak av krøkle fra Mjøsa, kunne det ikke spores noen tendens til at  $\delta^{15}N$  steg med fiskens størrelse. Dette er å forvente dersom fiskens diett ikke varierer innenfor den analyserte størrelsesgruppen. For krøkle skyldes økningen i  $\delta^{15}N$  etter all sannsynlighet at vi hadde inkludert noen mellomstore/store kannibalistiske individer i utvalget.

Tabell 3. Lengde, vekt, fett og forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ( $\delta^{13}C$ ,  $\delta^{15}N$ , i prøver av fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Middelerverdi ( $\bar{x}$ ), standard avvik (SD) og antall (n) er gitt.

Lokalitet	Art		Vekt, g	Lengde, cm	Fett, %	$\delta^{13}C$ , ‰	$\delta^{15}N$ , ‰
Mjøsa	Zooplankton (n = 3)	$\bar{x}$			0.28	-29.15	6.71
		SD			0,01	0,05	0,20
	Krøkle (n= 15)	$\bar{x}$	12	12,7	1,05	-29,31	14,19
		SD	6	1,7	0,40	0,54	0,74
	Ørret (n= 15)	$\bar{x}$	2587	59,6	1,96	-28,34	15,60
		SD	1459	9,1	1,54	1,04	0,25
Randsfjorden	Krøkle (n= 15)	$\bar{x}$	11	12.4	1.08	-30.49	11.28
		SD	1	0,4	0,16	0,21	0,10
	Ørret (n= 15)	$\bar{x}$	1725	53,3	1,84	-29,17	13,25
		SD	687	6,6	1,04	0,75	0,34
Femunden	Sik (n= 15)	$\bar{x}$	480	35,5	1,06	-27,71	6,68
		SD	46	1,4	0,45	0,27	0,33
	Ørret (n= 15)	$\bar{x}$	830	42,2	0,81	-22,44	9,40
		SD	258	4,2	0,45	2,32	1,35
Tyrifjorden	Ørret (n= 4)	$\bar{x}$	3000	63.8		-28.64	13.89
		SD	1428	8,0		1,12	0,34

Da det i liten grad skjer noen fraksjonering av C-isotoper med trofisk nivå, vil  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til organismene i første rekke avspeile deres karbonkilder (France and Peters 1997). Pelagisk drevne næringskjeder har mer negative  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier enn litoralt og terrestrisk drevne kjeder. Dette ser vi et tydelig eksempel på i Mjøsa hvor zooplankton hadde en midlere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi på ca.  $-29\text{‰}$  med, mens krøkle og ørret hadde verdier på henholdsvis ca.  $-29$  og  $-28\text{‰}$  og med en total variasjonsbredde på 2-3 ‰ (poeng). I Femunden hadde ørreten en midlere  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi på ca.  $-22\text{‰}$ , men med en betydelig større variasjonsbredde på 7 ‰ (poeng). Dette siste indikerer at dietten til ørreten her var mer variert, med karbonkilder fra både pelagiske og littorale/terrestriske næringskjeder.



Figur 2. Spredningsplott mellom fiskelengde, forholdet mellom stabile N- og C-isotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ ) og fettinnholdet i muskelprøver av fisk fanget i 2013. For Mjøsa er data fra zooplankton også inkludert. 50 % konfidensellipser er inntegnet for hver prøvetype.

## 5.2 Kvikksølv, Hg

De høyeste konsentrasjonene av kvikksølv ble funnet i ørret, med gjennomsnittlige konsentrasjoner i området 0,27-1,08 mg/kg våtvekt, høyest i Tyrifjorden og lavest i Femunden (Tabell 4). Av de 48 analyserte individene hadde halvparten (24 individer) konsentrasjoner som oversteg Mattilsynets omsetningsgrense for konsum (0,5 mg/kg). Generelt er det en stor sannsynlighet for at grensen overskrides når fisken blir ca. 50 cm eller større (Figur 3).

Analyser av stabile N-isotoper indikerte at fisken fra Mjøsa og Randsfjorden var rene fiskespisere, mens det blant fisken fra Femunden var et innslag av fisk som i tillegg ernærte seg på lavere trofiske nivåer (disse hadde stor spredning i  $\delta^{15}N$ -verdiene, se Figur 3). Konsentrasjonene i krøkle og sik, som er planktonspisende fisk, var vesentlig lavere enn hos ørret med middelkonsentrasjonene i området 0,18-0,22 mg/g våtvekt (Tabell 4). I zooplanktonprøvene, som vi kun hadde fra Mjøsa, var midlere kvikksølvkonsentrasjon 0,006 mg/kg våtvekt. Dette var epipelagisk zooplankton, det vil si samlet inn i overflatelaget av innsjøen, og det var dominert av ulike arter vannlopper (*Cladocera*).

Fra Mjøsa er det gjennom de tidligere overvåkningsprogrammene (2006-2012) vel kjent at fiskespisende storørret ofte har kvikksølvkonsentrasjoner over omsetningsgrensen (Fjeld et al. 2013). Når vi justerer for forskjeller i lengde er ikke resultatene for 2013 statistisk signifikant forskjellig fra de foregående årene (Figur 4). Når fisken vokser seg større enn omlag 55 cm ( $\approx$  1,9 kg) vil den midlere kvikksølvkonsentrasjonen overstige grenseverdien.

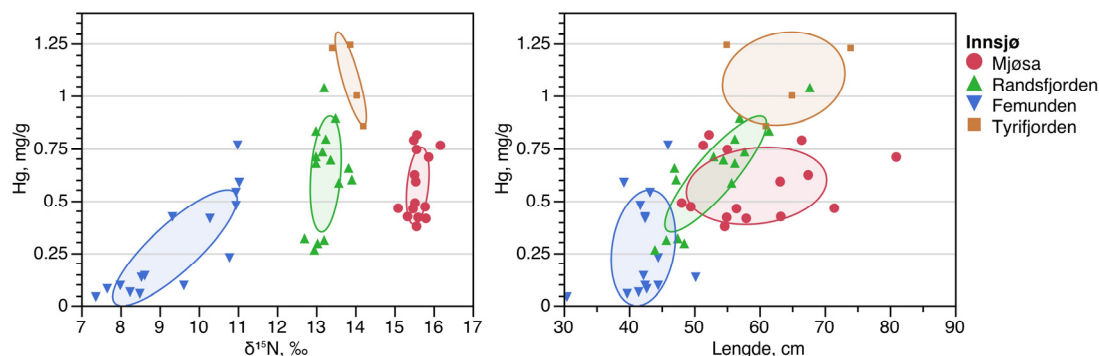
Kvikksølvkonsentrasjonene i ørret fra Randsfjorden er høyere enn i Mjøsa, på tross at vi ikke kjenner noen historiske lokale utslipp til fjorden. Konsumgrensen på 0,5 mg Hg/kg synes å overskrides når fisken blir omlag 49 cm lang ( $\approx$  1,3 kg).

For Randsfjorden og Femunden ble siste systematiske undersøkelser av kvikksølv i storørret gjort i henholdsvis 1999 og 2000. Disse dataene finnes i en sammenfattende undersøkelse av kvikksølv i storørretbestander i Norge (Fjeld og Rognerud, 2004).

For Randsfjorden kan det virke som om konsentrasjonene har økt sammenliknet med resultatene fra 1999 (Figur 5), men datamaterialet er for tynt til at noen sikre konklusjoner kan trekkes. En statistisk analyse kan ikke vise til signifikante forskjeller. Data-materialet er imidlertid lite og variabiliteten høy, og testens styrke (power) er derfor for svak til å kunne forkaste en eventuell falsk hypotese som sier at det ikke er noen endringer mellom årene.

Tabell 4. Kvikksølvkonsentrasjon (middelverdi, standard avvik, minimum- og maksimum-verdier) i fisk og zooplankton, fanget i 2013. Antall prøver (n), midlere lengde og vekt av fisk er òg oppgitt.

Lokalitet	Art	n	Hg, mg/kg				Vekt, g	Lengde, cm
			middel	SD	min.	maks.		
Mjøsa	Zooplankton	3	0,006	0,000	0,006	0,006		
Mjøsa	Krøkle	15	0,203	0,235	0,083	0,828	12	12,7
Mjøsa	Ørret	15	0,568	0,156	0,375	0,813	2587	59,6
Randsfjorden	Krøkle	15	0,218	0,029	0,180	0,275	11	12,4
Randsfjorden	Ørret	15	0,626	0,236	0,267	1,042	1725	53,3
Femunden	Sik	15	0,179	0,075	0,121	0,377	480	35,5
Femunden	Ørret	15	0,273	0,234	0,042	0,759	890	42,2
Tyrifjorden	Ørret	4	1,083	0,190	0,853	1,248	3000	63,8



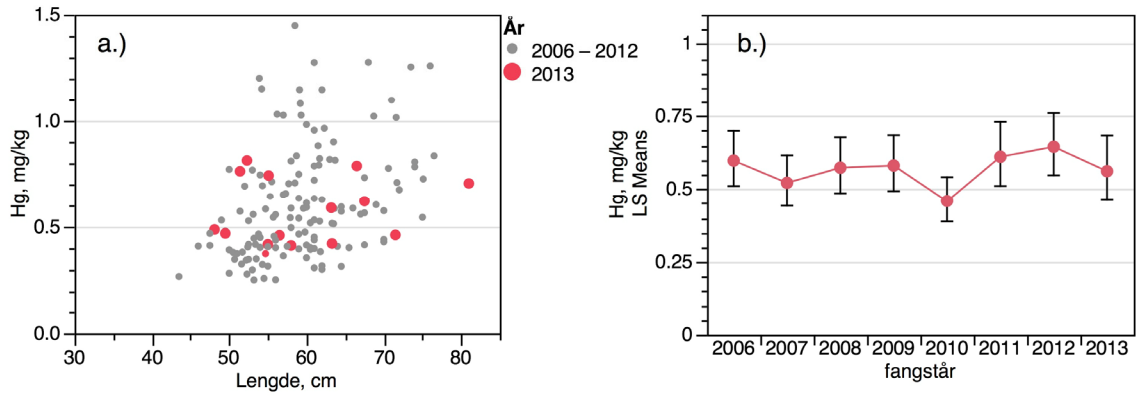
Figur 3. Spredningsplott av kvikksølvkonsentrasjonen i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013, plottet mot  $\delta^{15}\text{N}$  og fiskelengde. 50 % konfidensellipser for de ulike innsjøene er inntegnet.

For Femunden synes konsentrasjonen å ha sunket sammenliknet med resultatene fra 2000 (Figur 5). Forskjellen er statistisk signifikant ( $p = 0,03$ ), men også her er variansen høy og usikkerheten i estimatene i midlere kvikksølvkonsentrasjon for de to årene (konfidensintervallene) er stor.

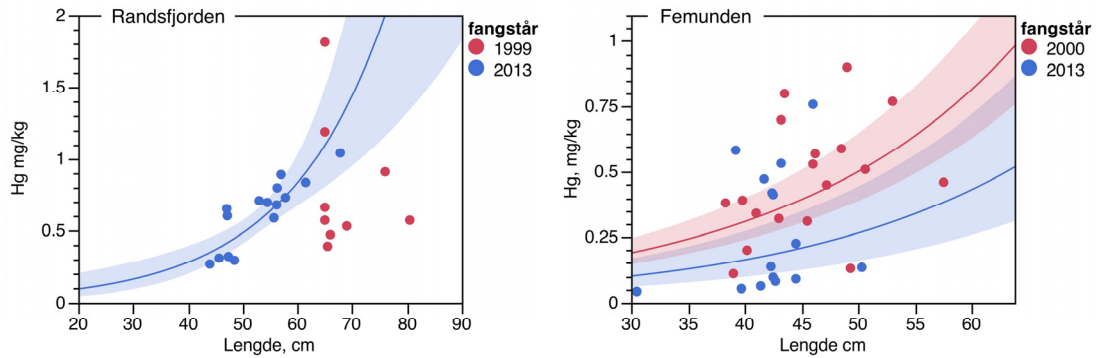
Et interessant fenomen er imidlertid at N-isotopforholdet i ørreten fra Randsfjorden har endret seg over tid (Figur 6). Ved en gitt fiskestørrelse hadde fisken fra 2000 høyere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier enn i 2013. Dette indikerer at strukturen i næringskjeden har endret seg og at fisken nå står på et lavere trofisk nivå enn tidligere. Plotter man kvikksølv-konsentrasjon mot  $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet (Figur 6 til venstre) ser man at det ikke er noen endringer mellom årene. Dette kan bety at tilgjengeligheten og opptaket av metyl-kvikksølv i bunn av næringskjeden er uforandret.

Tyrifjorden, i likhet med Mjøsa, mottok betydelige mengder kvikksølv i forbindelse fra treforedlingsindustrien på 1960-tallet og hadde svært forhøyede kvikksølvkonsentrasjon i fisk utover 1970-tallet (Berge et al. 1993). Siste systematiske undersøkelse av kvikksølv i storørret fra Tyrifjorden ble gjort av Fjeld et al. (1999), og her konsentrasjoner fra 1997-98 sammenliknet med resultater fra 1991. Beregninger basert på konsentrasjoner i fettfinner (1997-1998 data) viser at nivåene i muskelfilet for en fisk på 4,1 kg i gjennomsnitt hadde sunket fra omlag 0,84 til 0,59 mg/kg våtvekt. Fisken innsamlet i 2013, med en middelvekt på 3,0 kg, hadde en gjennomsnittskonsentrasjon på 1,08 mg/kg våtvekt. Antallet fisk fra 2013 var lavt, kun fire individer, men resultatene er spesielle og peker på behovet for å følge problemstillingen nøyere.

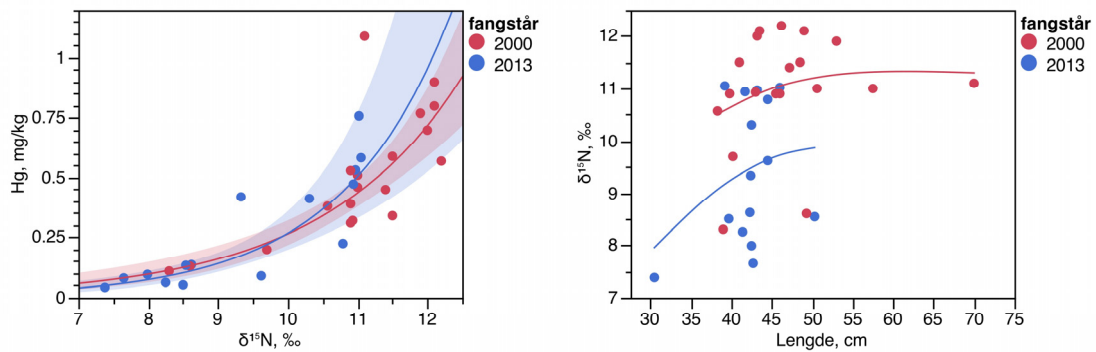
Vi har i to tidligere undersøkelser vist at kvikksølvkonsentrasjonene i abbor og ørret fra skogssjøer i Sør-Norge har økt siden 1990-tallet (Fjeld og Rognerud 2009, Fjeld et al. 2009) og liknende forhold har blitt observert både i skogssjøer i Sverige (Åkerblom et al. 2012) og stedvis også i Nord-Amerika (Monson 2009, Bhavsar et al. 2010, Gandhi et al. 2013). Disse forholdene understreker betydningen av å overvåke utviklingen av kvikksølvnivåene i ferskvannsfisk, slik som det understrekes i Minamata-konvensjonens artikkel 19 (UNEP 2013).



Figur 4. Spredningsdiagram over kvikksølvkonsentrasjon versus fiskelengde for Mjøsrret fanget i perioden 2006-2013 ( $n = 154$ ). b.) Lengdejustert midlere kvikksølvkonsentrasjon (med 95 % konfidensintervall) for beregnet for ørret med en lengde på 59,5 cm (utvalgets geometriske gjennomsnitt).



Figur 5. Spredningsdiagram over kvikksølvkonsentrasjon versus fiskelengde for ørret fra Randsfjorden og Femunden fanget i perioden 1999/2000 og 2013. Regresjoner av log-transformerte konsentrasjoner på fiskelengde er inntegnet (m. 95 % konfidensbånd). For Randsfjorden er kun regresjonen for 2013 vist, da størrelsesfordelingen i 1999 var for snever til at en signifikant sammenheng kunne påvises.



Figur 6. Spredningsdiagram over kvikksølvkonsentrasjon versus  $\delta^{15}\text{N}$  for ørret fra Femunden (venstre figur), samt  $\delta^{15}\text{N}$  versus fiskelengde (høyre figur). Fiskene er fanget i 2000 og 2013. Regresjoner av log-transformerte konsentrasjoner på  $\delta^{15}\text{N}$  er inntegnet (m. 95 % konfidensbånd). Forholdet mellom  $\delta^{15}\text{N}$  og lengde er vist med splines-kurver.

## 5.3 Sykliske volatile metylerte siloksaner, cVMS

Analysene av siloksanforbindelsene D4, D5 og D6 var for mange av prøvene under metodens kvantifikasjonsgrenser (LOQ) på henholdsvis 0,91, 0,98 og 3,7 ng/g våtvekt (Tabell 5). Informasjonsinnholdet blir betydelig redusert i et slikt datasett, men resultatene for prøvene under LOQ har likevel en verdi ved at man kan anslå en maksimal grense for konsentrasjonene. I det følgende har vi substituert resultatene mindre enn kvantifikasjonsgrensene (<LOQ) med halve grensen (LOQ/2). Vi gjør da en avveining mellom ytterpunktene, som ville være å sette konsentrasjonene til enten 0 eller LOQ. Middelverdiene og andre statistikker nedenunder, hvor slike analyseresultater inngår, vil nødvendigvis være beheftet med en til dels stor usikkerhet og må betegnes som semikvantitative. Bruken av LOQ/2 kan føre til et misledende inntrykk av nivåene og tolkningene av resultatene hvor disse verdiene inngår må derfor ikke skje uten vesentlig forbehold.

I det følgende refererer vi ofte til LOQ som lipidbaserte konsentrasjoner. Til dette må det nevnes at de opprinnelige LOQ-beregningene er nøyaktig gjort på våtvektsbasis og at fettinnholdet er bestemt ved en egen analyse. Ved å omregne LOQ til lipidvektbasis introduseres den assosierte usikkerheten til lipidanalysene og de lipidbaserte LOQ-verdiene har derfor en noe større usikkerhet heftet ved seg enn de originale våtvektbaserte.

### 5.3.1 Nivåer av cVMS i 2013

I Mjøsa var D5 den dominerende forbindelsen i fisk, og de midlere konsentrasjonene økte fra zooplankton (ca. 180 ng/g lipid, alle tre prøver under LOQ) til krøkle (ca. 600 ng/g lipid, 33 % under LOQ) og til ørret (ca. 1660 ng/g lipid, 13 % under LOQ). I fisk fra Femunden var nivåene av D5 betydelig lavere enn i Mjøsa, med middelverdier på omlag 130 og 80 ng/g lipid i henholdsvis sik og ørret (33 og 87 % under LOQ). Konsentrasjonene av D4 og D6 i prøvene var i hovedsak under metodens deteksjonsgrenser, og viste en variasjonsbredde på henholdsvis ca. <45-460 ng/g lipid og <90-1900 ng/g lipid.

Konsentrasjonene av siloksanforbindelsene D5 i fisk var gjennomgående høyere i Mjøsa enn i Femunden (Tabell 5, Figur 7). Dette er som forventet ut fra resultatene fra en undersøkelse utført i 2012 (Borgå et al. 2013a, Borgå et al. 2013b). For prøvene av ørret fra Femunden var mer enn 50 % av analysene av både D4, D5 og D6 under kvantifiseringsgrensen (LOQ). Det samme gjaldt for D4 og D6-analysene av krøkle fra Mjøsa, hvor samtlige var under LOQ. Da verdiene under LOQ er substituert med halve grensen er middelverdien for disse prøvene til dels svært usikre. For zooplankton fra Mjøsa hadde alle tre prøvene analyseresultater under LOQ for alle siloksanene.

For forbindelsen D6 var forskjellene mellom innsjøene mindre tydelige, i og med at det var kun for sik fra Femunden hvor mer enn halvparten av prøvene var over LOQ (2/3 av prøvene). Middelverdien for sik herfra var omlag 540 ng/g lipid. Når vi substituerer resultatene under LOQ med halve grensen er de midlere konsentrasjonene av D6 i ørret fra Mjøsa og Femunden svært like med henholdsvis ca. 410 og 420 ng/g lipid. Her har de substituerte verdiene en betydelig innflytelse på middelverdiene og svekker verdien av sammenlikningen. Dette blir enda mer ekstremt for krøkle fra Mjøsa, hvor samtlige analyseresultater var under LOQ (estimerte «middelverdi» på omlag 200 ng/g lipid).

For D4 var konsentrasjonene i de ulike gruppene hovedsakelig under deteksjonsgrensen (60-100 % av prøven), med unntak for sik i Femunden hvor samtlige var over denne. Dette ga en midlere konsentrasjon i sik på omlag 200 ng/g lipid. For de andre gruppene ble estimerte «middelverdier» beregnet til omlag 50-130 ng/g lipid, men som for D6 har de substituerte verdiene en betydelig innflytelse på estimatene og svekker verdien av sammenlikningen.

I undersøkelsen fra 2012 ble det analysert prøver av røye og ørret fra Femunden, og konsentrasjonene av D6 antyder betydelig lavere nivåer (<40 og <80 ng/g lipid; Borgå et al. 2013 a og b) enn de vi finner i ørret fra 2013. Innsamling av fisk og uttak av prøver skjedde etter samme metode i begge undersøkelsene, men det ble benyttet forskjellige analyselaboratorier (2012: Stockholm universitet; 2013: NILU) med ulike kvantifikasjonsgrenser. Begge laboratoriene har tidligere vært med på ringtester for analyser av cVMS og



vist tilfredsstillende resultater (McGoldrick et al. 2011; Warner et al. 2013). For analysene i 2013 var det imidlertid problemer med forhøyede bakgrunnsnivåer av D6, hvilket trolig har bidratt til disse forskjellene.

De høyere nivåene av D5 i Mjøsa avspeiler trolig betydningen av lokale tilførsler fra en relativt stor befolkning, industri og trafikk. For Femunden, som har en ubetydelig befolkning og trafikk, og ingen industri, må det forventes at lokale kilder er nær fraværende. Atmosfæriske avsetninger er her derfor trolig viktigste kilde for cVMS-forbindelser. I følge modelleringsberegninger utført av Xu og Wania (2013) er potensialet for slik deponisjon imidlertid vesentlig mindre for cVMS enn andre persistente organiske miljøgifter på grunn av deres flyktighet og relativt hurtige nedbrytning i atmosfæren.

I en svensk undersøkelse i muskel av abbor fra innsjøer som mottar avløp fra kloakkrensingsanlegg er det rapportert om konsentrasjoner av D5 i området 1,4-14,4 ng/g våtvekt (Kierkegaard et al. 2013). Fra Eriesjøen i Nord-Amerika er det funnet konsentrasjoner i området 14-36 ng/g våtvekt (McGoldrick et al. 2014). Til sammenlikning er middelverdiene for ulike fiskearter fra Mjøsa og Randsfjorden i området 1,2-157 ng/g våtvekt; høyest i Mjøsa og lavere i Randsfjorden (data her; Borgå et al. 2013a og b).

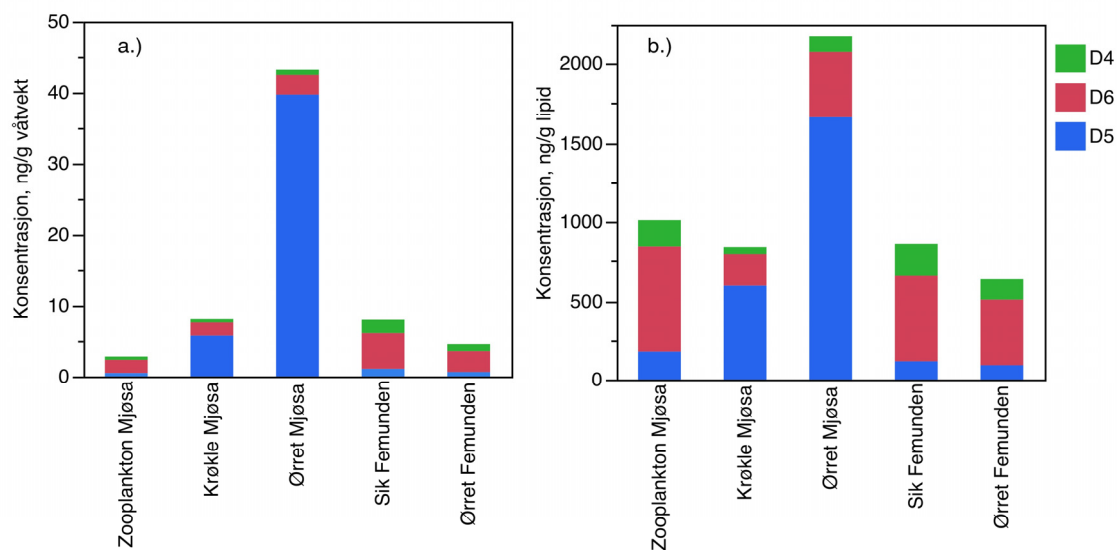
Fra Østersjøen er det funnet at konsentrasjonene av D4, D5 og D6 i muskel av sild er henholdsvis omlag 10, 200 og 40 ng/g lipid (Kierkegaard et al. 2013), og forfatterne hevder at forholdet mellom de ulike forbindelsene i stor grad reflekterer forholdet mellom de årlige utslippsmengdene i Europa. I lys av dette er det derfor spesielt at D6 og til dels D4 utgjør en så vidt stor andel av mengden cVMS i prøvene av sik fra Femunden i 2013.

Tabell 5. Midlere konsentrasjoner ( $\bar{x} \pm$  standard avvik) for siloksaner (cVMS: D4, D5 og D6) i prøver av fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. For beregning av middelverdier er konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen byttet ut med halve grensen (LOQ/2). Variasjonsbredde angir minimum- og maksimumsverdier. Prosentandelen analyser under kvantifikasjonsgrensen er merket <LOQ. Oransje fargede celler indikerer at 50 % av målingene er over kvantifikasjonsgrensene. Antallet prøver i hver gruppe er 3 for zooplankton og 15 for fisk.

Art, lokalitet		ng/g våtvekt			ng/g lipid		
		D4	D5	D6	D4	D5	D6
Zooplankton Mjøsa	$\bar{X} \pm$ SD	0,46±0	0,49±0	1,85±0	165±7	177±7	669±27
	variasjonsbredde*	<0,91	<0,98	<3,7	<314-<373	<338-338	<1276-<1370
	<LOQ, %	100	100	100	100	100	100
Krøkle Mjøsa	$\bar{X} \pm$ SD	0,46±0	5,73±4,58	1,85±0	49±17	596±597	197±68
	variasjonsbredde*	<0,91	<0,98-18,6	<3,7	<45-<175	<132-2416	<181-<712
	<LOQ, %	100	7	100	100	7	100
Ørret Mjøsa	$\bar{X} \pm$ SD	0,73±0,59	39,71±65,21	2,76±1,69	103±134	1663±1966	412±546
	variasjonsbredde*	<0,91-2,65	<0,98-252,6	<3,7-7,06	<22-83	<265-7894	<93-239
	<LOQ, %	73	13	73	73	13	73
Sik Femunden	$\bar{X} \pm$ SD	1,88±0,85	1,08±0,56	5±3,84	204±113	116±66	542±447
	variasjonsbredde*	0,93-4,17	<0,98-2,38	<3,7-17,1	78-463	<73-264	<276-1900
	<LOQ, %	0	33	33	0	33	33

Art, lokalitet		ng/g våtvekt			ng/g lipid		
		D4	D5	D6	D4	D5	D6
	$\bar{X} \pm SD$	0,98±0,88	0,63±0,38	2,93±1,71	129±76	91±48	417±215
Ørret Femunden	variasjons- bredde*	<0,91-3,71	<0,98-1,86	<3,7-7,22	<88-<298	<82-105	<359-784
	<LOQ, %	60	87	67	60	87	67

\*minimums- og maksimumsverdier



Figur 7. Midlere konsentrasjon av cVMS (D4, D5, D6) i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvekt- (a) og lipidvektbasis (b). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (< LOQ) er byttet ut med halve kvantifiseringsgrensen (LOQ/2, se Tabell 5) og dette gjør særlig estimatene for D4 og D6 svært usikre. Dette kan i særlig grad ha inflatert de estimerte middelkonsentrasjonene av D4 og D6 i Femunden. Middelerverdiene er basert på henholdsvis 3 zooplankton- og 15 fiskeprøver.

### 5.3.2 Tidstrend av cVMS i Mjøsa

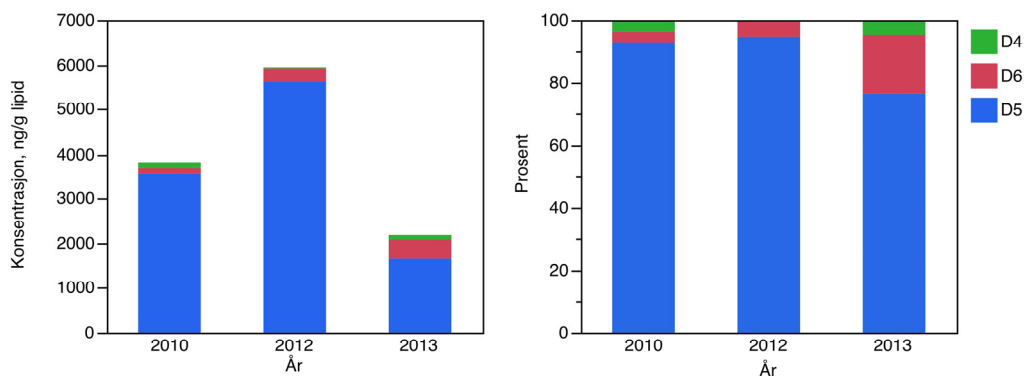
For ørret fra Mjøsa har vi nok data over kvantifikasjonsgrensene (LOQ) for de ulike cVMS-forbindelsene til at vi kan sammenlikne konsentrasjonene for tre år (Tabell 6, Figur 8). Kun for D4 i 2010 og 2012 ble det målt konsentrasjoner under LOQ (totalt 6 av 13 analyser, LOQ: <4 - <70 ng/g lipid), så gjennomsnittene her er mer usikre enn de øvrige. De samlede konsentrasjonene var i området 2200-5900 ng/g lipid.

D5 var den dominerende forbindelsen og middelkonsentrasjonene i 2010 og 2012 var henholdsvis ca. 3600 og 5600 ng/g lipid, for så å synke til ca. 1700 ng/g lipid i 2013. Det innebærer en endring i andelen på 93-95 % i 2010 og 2012, til 76 % i 2013. Likeledes økte andelen av D6 til fra 3-5 % i 2010-2012 og til nær 20 % i 2013. Variansanalyser viste at det signifikante forskjeller mellom konsentrasjoner av D5 i ørret mellom årene ( $p = 0,007$ ) og at konsentrasjonen i 2013 var signifikant lavere enn i 2010 og i 2012 ( $p = 0,003$ ). For D4 og D6 kunne det ikke påvises statistisk signifikante forskjeller ( $p > 0,05$ ).

Vi kjenner ikke til noen brå endringer i brukens av siloksaner som kan forklare eventuelle endringer i konsentrasjonene av cVMS. Nyere undersøkelser viser imidlertid at D6 antakeligvis brukes i større grad enn tidligere av industrien, til fordel for D4 som er klassifisert som reproduksjonstoksisk (Dudzina, Tatsiana, et al. 2014). At bruksmønsteret skulle ha endret seg så markant fra 2012 og til 2013 at det skulle forårsake en betydelige reduksjon i konsentrasjonene av D5 og en eventuell økning i D6 i fisk fra Mjøsa synes spesielt. Andre mulige årsaksforhold kan ligge i skiftet av analyselaboratorier og analytiske utfordringer i bestemmelsen av konsentrasjonene. Sammenliknet med analysemetodene for andre etablerte POP-er, hvor metodene har blitt perfektionert over lang tid og det er etablert sertifisert referansemateriale, er det ekstreme analytiske utfordringer med cVMS. For å konkludere nærmere om dette må vi avvente 2014-undersøkelsen og se hvorvidt resultatene er reproducerbare. Vi vil derfor foreløpig være forsiktige med tolkningen av trend-data for cVMS.

Tabell 6. Midlere konsentrasjoner av cVMS (lipidnormalisert) i ørret fra Mjøsa fanget i tre forskjellige år, samt prosentandelen de ulike forbindelsene utgjør av total konsentrasjon ( $\Sigma$  cVMS). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (< LOQ) er byttet ut med halve kvantifiseringsgrensen (LOQ/2, se Tabell 5) og dette gjør særlig estimatene for D4 og D6 i 2013 svært usikre.

År	n	konsentrasjon, ng/g lipid				prosentandel		
		D4	D5	D6	$\Sigma$ cVMS	D4 %	D5 %	D6 %
2010	8	139±156	3556±2771	129±55	3825±2941	3,6%	93,0%	3,4%
2012	5	23±17	5629±2328	285±100	5937±2422	0,4%	94,8%	4,8%
2013	15	103±134	1663±1966	412±546	2178±2005	4,7%	76,3%	18,9%



Figur 8. Midlere konsentrasjoner av cVMS i ørret fra Mjøsa fanget i tre forskjellige år, samt prosentandelen de ulike forbindelsene utgjør av total konsentrasjon ( $\Sigma$  cVMS). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (< LOQ) er byttet

ut med halve kvantifiseringsgrensen (LOQ/2). Prøvene fra 2010 og 2012 er analysert ved Universitetet i Stockholm, prøvene fra 2013 ved NILU.

### 5.3.3 Trofisk magnifisering av D5 i Mjøsa

I tillegg til data på D5 i Mjøsas næringsnett fra 2013, har vi tidligere data fra 2010 og 2012 (Borgå et al. 2012a, 2013a og b). Vi har beregnet trofisk magnifikasjonsfaktor (TMF) for D5 for hvert av disse årene (Tabell 7, Figur 9), og TMF-verdiene varierer fra 1,66 (2013) og til 3,12 (2012). Da 95 % konfidensintervallene er relativt vide og overlapper mye, har vi ikke dekning for å anta at TMF-verdiene er vesentlig forskjellige.

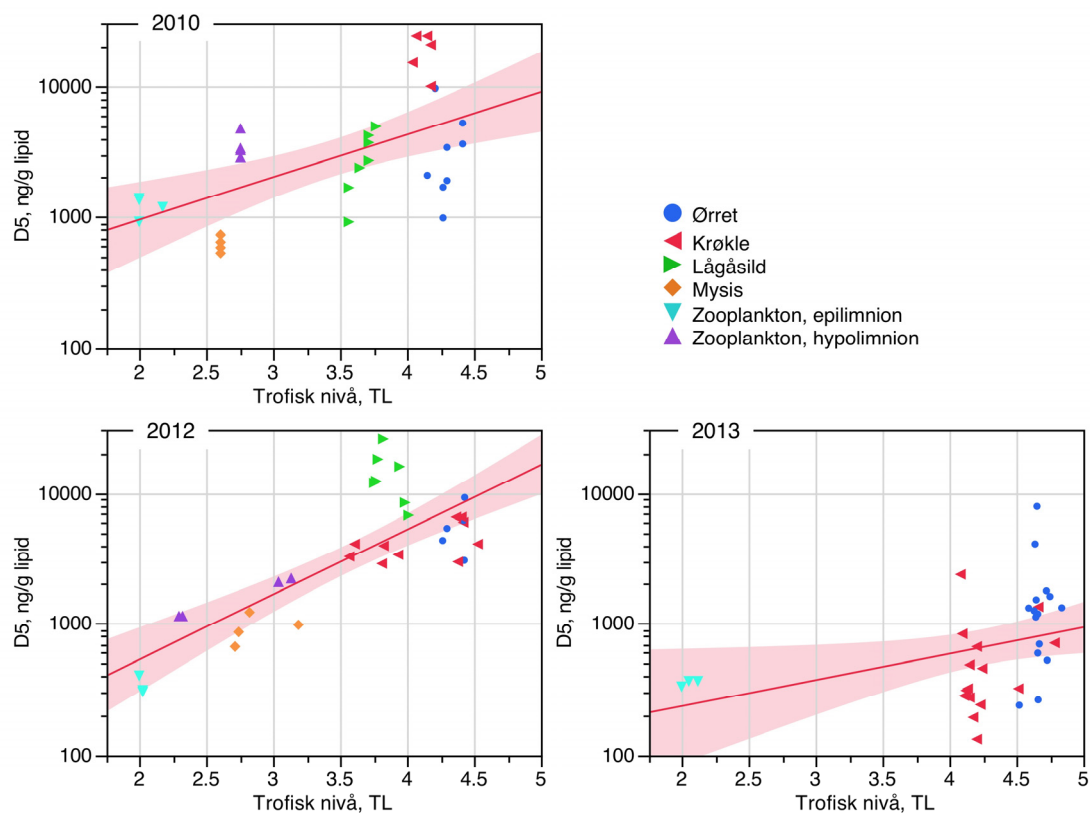
De beregnede TMF-verdiene til D5 for 2010 og 2012 er svakt forskjellige fra de som opprinnelig ble publisert i Borgå et al. (2012a, 2013b), hvilket skyldes at vi da brukte noe ulike teknikker i beregningene. I originalarbeidet fra 2010 ble observasjonene vektet ut fra hvor mange replikate analyser hvert prøveresultat var basert på. I 2012 inngikk data fra Mjøsa i en felles modell med Randsfjorden (kovariansanalyse) hvor regresjonene fra begge sjøene fikk en felles stigningskoeffisient. Forskjellene fra de opprinnelige estimatene er imidlertid så små at de er uvesentlige for den videre tolkningen. De tre undersøkelsene, selv om de er noe ulikt gjennomført, styrker hverandre og bekrefter at D5 biomagnifiserer i Mjøsas pelagiske næringsnett.

En svakhet med designet av undersøkelsen for 2013, slik oppdragsgiver hadde spesifisert det, er at det ikke er tatt prøver jevnt over variasjonsbredden til trofisk nivå i næringsnettet. For laveste konsumentnivå er det kun analysert tre zooplanktonprøver (trofisk nivå:  $TL = 2$ ), mens det for høyere konsumenter ( $TL: 4-5$ ) er analysert 30 fisk. Dette gjør regresjonen svært følsom for tilfeldige variasjoner i konsentrasjonene eller  $\delta^{15}N$  hos primærkonsumentene.

For å få mest representative og stabile beregninger av TMF anbefales det å prøveta jevnt over hele næringsnettet (Borgå et al 2012a). Vi har tidligere vist at beregnet TMF for D5 og D6 kan være følsomme for hvilke arter som inkluderes eller utelates i analysene (Borgå et al. 2012b, 2013b), og dette bekreftes i et nylig publisert arbeide av Goldrick et al. (2014). I de tidligere undersøkelsene fra 2010 og 2012 ble det tatt prøver jevnt over alle trofiske nivå i Mjøsas pelagiske næringsnett (epilimnisk og hypolimnisk zoplankton, Mysis, lågåsild, liten planktivor krøkle, stor kannibalistisk krøkle og fiskepisende ørret). Et slikt prøvetakingsstrategi gir grunnlaget for en vesentlig mer robust statistisk analyse av biomagnifisering. Vi anbefaler derfor at framtidige undersøkelser av trofisk magnifisering av cVMS - og for så vidt andre biomagnifiserende miljøgifter - gjøres på grunnlag av et balansert utvalg organismer fra hele næringsnettet.

Tabell 7. Lineære regresjoner mellom konsentrasjoner av D5 ( $C$ ,  $\log_e$ -transformert, lipidnormalisert) og trofisk nivå ( $TL$ ) i det pelagiske næringsnettet i Mjøsa, beregnet for årene 2010, 2011 og 2013. Trofisk magnifikasjonsfaktor (TMF) med konfidensintervallet (95% KI) er beregnet ut fra regresjonskoeffisienten ( $e^b$ ). Regresjonens konstantledd ( $a$ ), determinasjonskoeffisienten ( $R^2$ , mengden forklart varians) og regresjonens signifikansnivå ( $t$ - og  $p$ -verdier) er øg oppgitt. For 2013 er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen (LOQ) byttet ut med halve grensen (LOQ/2), signifikansnivået må derfor betraktes som et nominelt estimat.

År	$n$	$a$	$b$	TMF	TMF 95 % KI	$R^2$	$t$	$p$
2010	32	5,375	0,746	2,11	1,42 - 3,14	0,33	3,83	0,0006
2012	33	4,009	1,139	3,12	2,28 - 4,29	0,64	7,35	<0,0001
2013	33	3,481	0,681	1,98	1,25 - 3,12	0,23	3,04	0,0047



Figur 9. Forholdet mellom cVMS-forbindelsen D5 (lipidnormalisert) og trofisk nivå i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i Mjøsa i 2010, 2012 og 2013. Regresjonslinje med 95 % konfidensbånd mellom konsentrasjon (log<sub>e</sub>-transformert) og trofisk nivå er inntegnet. For zooplankton fra 2013 er konsentrasjonene som var under deteksjonsgrensen (LOQ) byttet ut med halve grensen (LOQ/2).

### 5.3.4 Samvariasjoner mellom cVMS, PCB, PBDE og trofisk nivå

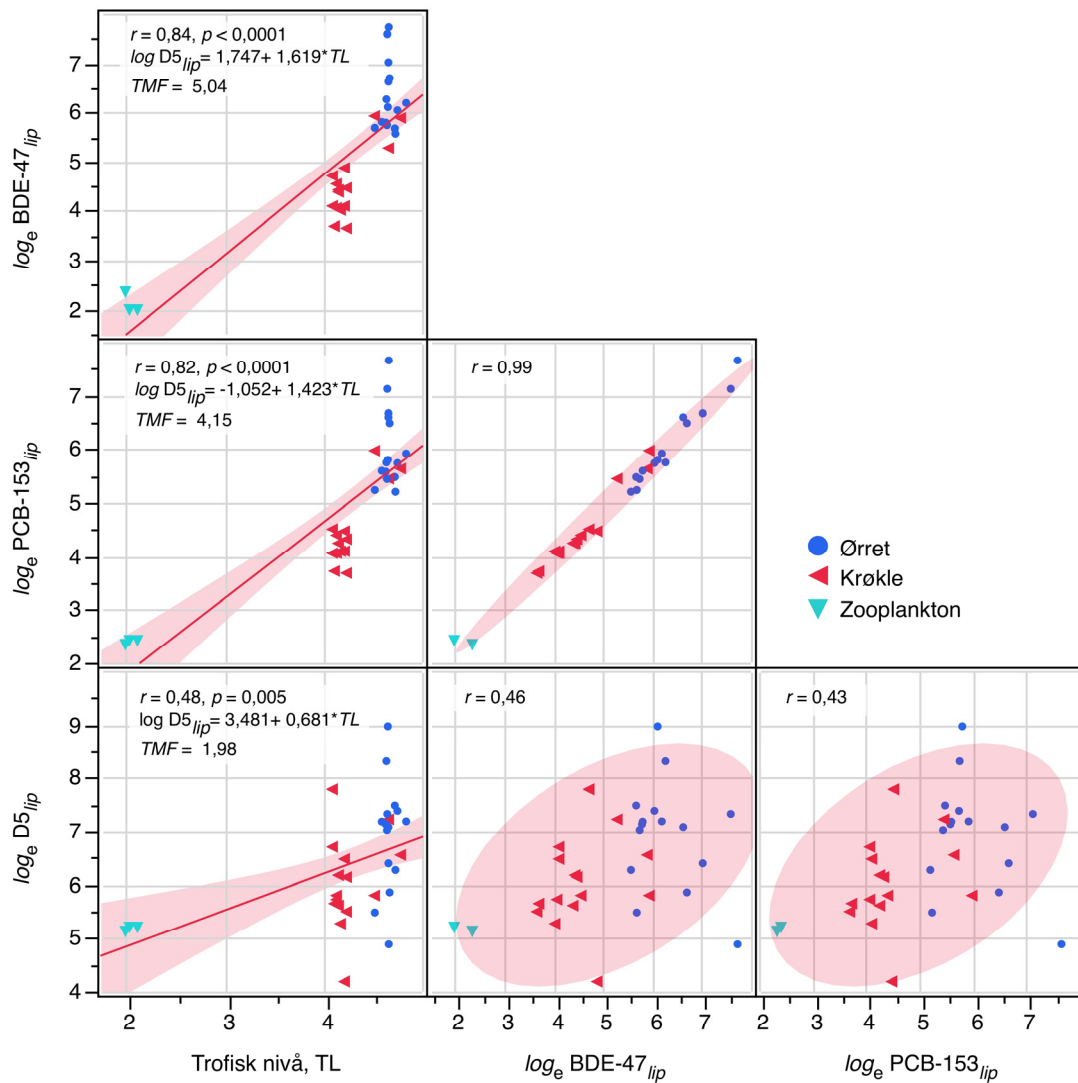
Miljøgifter med liknende fysisk-kjemiske egenskaper kan forventes å vise et felles mønster for oppkonsentrering i økologiske næringsnett. Vi har derfor undersøkt samvariasjonen eller korrelasjonene mellom cVMS-forbindelsen D5, PCB-153, BDE-47 og trofisk nivå (*TL*, basert på  $\delta^{15}N$ ) i Mjøsa (Figur 10). PCB-153 og BDE-47 er stabile forbindelser, de er svært fettløselig og biomagnifiserer i stor grad. Vi bruker de her som referanser ved undersøkelsen av oppkonsentreringen av D5 i næringsnettet. Vi har brukt *log*-transformerte lipidnormaliserte konsentrasjoner i undersøkelsen av samvariasjonene og til beregning av trofisk magnifikasjonsfaktor (*TMF*).

Konsentrasjonene av D5 i ørret fra Femunden var i så stor grad under kvantifikasjonsgrensen (LOQ) at vi valgte å utelate denne innsjøen i denne sammenhengen. For D4 og D6 var også en så stor andel under LOQ at en nærmere analyse av variasjonen mellom de undersøkte stoffene og trofisk magnifisering ikke ville være meningsfull. For de tre zooplanktonprøvene fra Mjøsa, hvor samtlige hadde konsentrasjoner under LOQ, har vi benyttet oss av halve LOQ som antatt konsentrasjon.

For D5 var det en signifikant og moderat samvariasjon med trofisk nivå (*TL*), med en korrelasjon (Pearsons *r*) på 0,48, og en beregnet trofisk magnifikasjonsfaktor *TMF* på 1,98.

PCB-153 og BDE-47 samvarierte også med trofisk nivå i Mjøsa, med en korrelasjonskoeffisient på henholdsvis 0,82 og 0,84. Det vil si de var svært sterke og like, og viser at kongeneren biomagnifiserte i begge innsjøene. Beregnet *TMF* for disse forbindelsene var vesentlig større enn for D5, med henholdsvis 4,15 og 5,04.

D5 i Mjøsa-prøvene viste en moderat, men signifikant samvariasjon med PCB-153 og BDE-47 (*r*: 0,43 og 0,48). Dette er som forventet ut fra de foregående resultatene: D5, PCB-153 og BDE-47 er begge forbindelser som biomagnifiserer i Mjøsa og vil derfor også samvariere. En ekstremt kraftig korrelasjon mellom PCB-153 og BDE-47 (*r* = 0,99) viser at disse to forbindelsene oppfører seg svært likt i næringsnettet.



Figur 10. Spredningsplott av de siloksanforbindelsen D5, BDE-47, PCB-153 og trofisk nivå (TL) i fisk (muskel) og zooplankton (Mjøsa), fanget i 2013. Konsentrasjonene er oppgitt som  $\log_e$ -transformerte verdier på lipidvektbasis (ng/g lipid). Regresjonene av konsentrasjoner på trofisk nivå (m. 95 % konfidensbånd) er vist. For sprednings-plottene mellom konsentrasjonene er 90 % konfidensellipser vist. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (<LOQ) er byttet ut med halve kvantifiseringsgrensen (LOQ/2). TMF: trofisk magnifikasjonsfaktor.  $N = 33$ .



## 5.4 Polyklorerte bifenyler, PCB

### 5.4.1 Nivåer av PCB i 2013

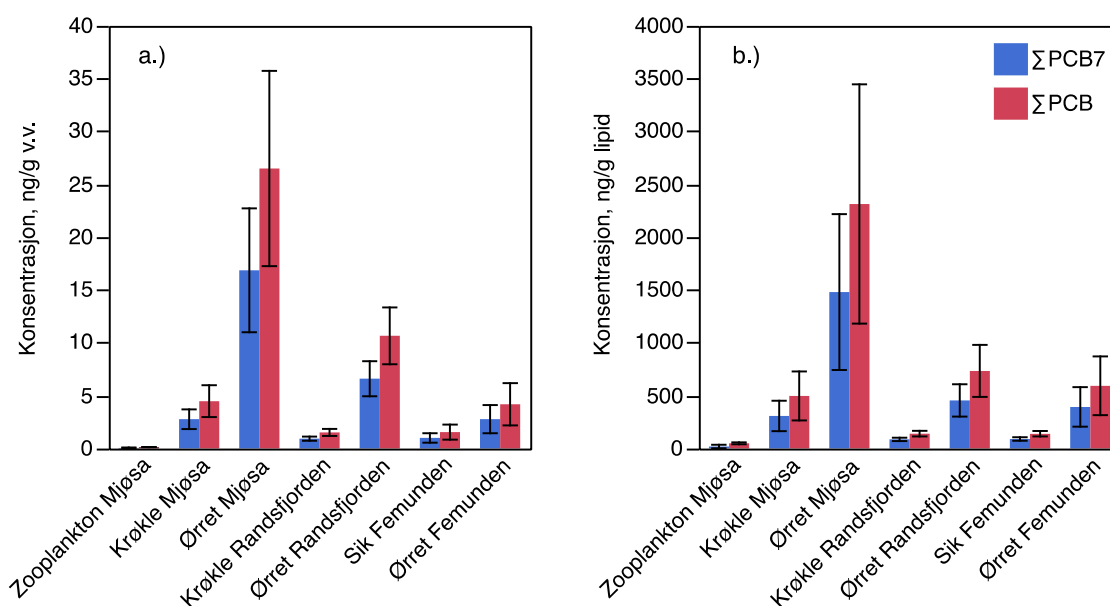
Ørret fra Mjøsa hadde markert høyere konsentrasjoner av PCB enn ørret fra Randsfjorden og Femunden (Tabell 8, Figur 11). De lipidnormaliserte konsentrasjonene av  $\Sigma$ PCB7 (syv vanlig analyserte kongenere) var omlag tre til fire ganger høyere i Mjøsa her enn i Randsfjorden og Femunden (1408 vs. 455 og 393 ng/g lipid). Det samme gjaldt når konsentrasjonene av krøkle fra Mjøsa ble sammenliknet mot krøkle fra Randsfjorden og sik fra Femunden (308 vs. 86 og 90 ng/g lipid). Konsentrasjonen av  $\Sigma$ PCB7 i zooplankton fra Mjøsa var 0,18 ng/g lipid. I gjennomsnitt utgjorde  $\Sigma$ PCB7 61-66 % av total mengde PCB i fisk.

Lokale kilder er trolig en av årsakene til de forhøyede konsentrasjonene av PCB i fisk fra Mjøsa. Ulikheter i næringsnettene, slik som tilstedeværelse av Mysis eller ikke, kan også bidra til forskjellene, og basert på data til Borgå et al. (2013b) står topppredatoren ørret omlag 0,6 trofisk nivå (TL) høyere i Mjøsa enn i Randsfjorden (TL: 4,4 vs. 3,8). Det er kjent at Mjøsa har vært påvirket av lokale utslipp av PCB fra NSBs verksteder ved Hamar (Kjellberg og Løvik, 2000), men også andre ikke-definerte punktkilder kan ha bidratt (Fjeld et al. 2006a). Fra Randsfjorden er vi ikke kjent med betydelig lokale utslipp, og slike er heller ikke sannsynlige for Femunden. For disse to innsjøene er trolig langtransporterte atmosfæriske avsetninger viktigste kilde for PCB.

For sjørøret fra Drammensfjorden ble det for 2008 rapportert om konsentrasjoner av  $\Sigma$ PCB7 i området 500 -2400 ng/g lipid, det vil si som omlag det vi finner i Mjøsørret (Fjeld et al. 2008). I seks blandprøver fra indre og ytre Drammensfjord var midlere konsentrasjon av  $\Sigma$ PCB7 omlag 900 ng/g lipid. Fra storørretbestandene i Väneren og Vättern, Sverige, synes middelkonsentrasjonene å være noe høyere enn i Mjøsa (2-5 x), og for fisk fanget i 2001-2002 og 2010 ble det rapportert om midlere konsentrasjoner av  $\Sigma$ PCB7 på 36 og 93 ng/g våtvekt fra de to innsjøene (midlere lipidinnhold: 1,6-4,7 %; midlere lengde av fisk: 50-83 cm kg) (Cantillana og Aune, 2012).

Tabell 8. Midlere konsentrasjon av polyklorerte bifenyler (PCB) i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Konsentrasjonene er gitt på våtvekt- og lipidvektbasis.  $\Sigma$ PCB7: syv vanlige kongenere,  $\Sigma$ PCB: total PCB. Prosentandelen  $\Sigma$ PCB7 utgjør av total PCB er òg vist. N: antall,  $\bar{x}$ : middelvei, SD: standard avvik.

Innsjø	Art	N	ng/g våtvekt				ng/g lipid					
			$\Sigma$ PCB7		$\Sigma$ PCB		$\Sigma$ PCB7		$\Sigma$ PCB		$\Sigma$ PCB7,%	
			$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD
Mjøsa	Zoopl.	3	0,05	0,02	0,13	0,01	18	7	48	4	37	11
	Krøkle	15	2,77	1,69	4,48	2,72	308	260	497	418	62	1
	Ørret	15	16,86	10,58	26,49	16,67	1481	1331	2313	2044	64	1
Randsfjorden	Krøkle	15	0,93	0,35	1,52	0,60	86	29	140	49	61	1
	Ørret	15	6,60	2,98	10,66	4,84	455	276	733	446	62	0
Femunden	Sik	15	0,99	0,81	1,54	1,30	90	30	139	48	65	1
	Ørret	15	2,77	2,40	4,18	3,61	393	338	593	503	66	2

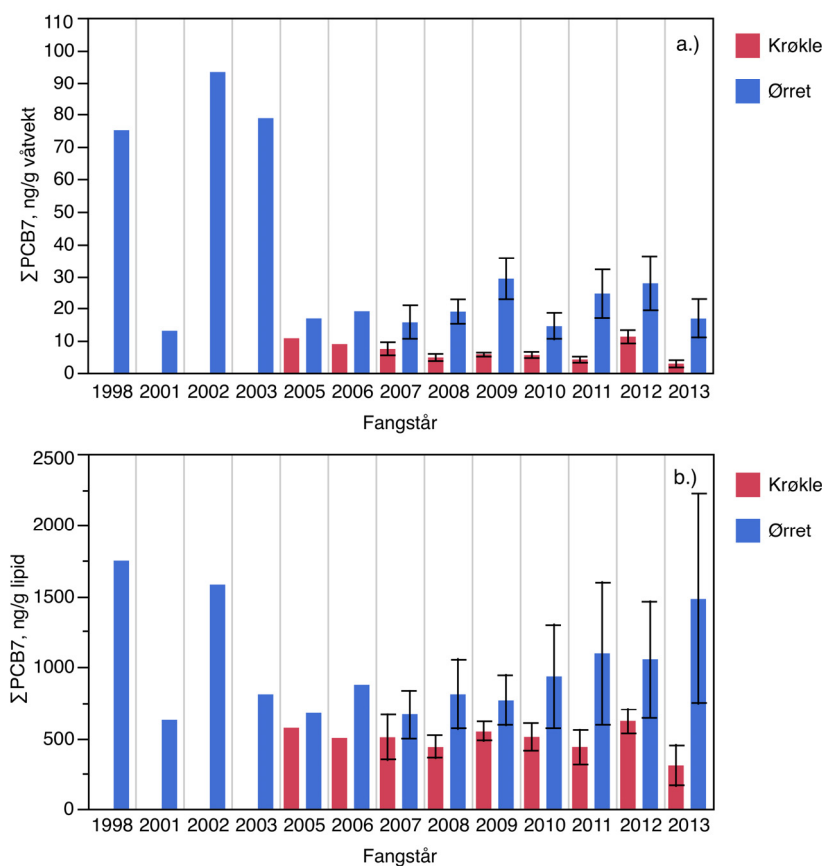


Figur 11. Midlere konsentrasjon (med 95 % konfidensintervall) av polyklorerte bifenyler (PCB) i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Konsentrasjonene er oppgitt på (a.) våtvekt- og (b.) lipidvektbasis.  $\Sigma\text{PCB7}$ : syv vanlige kongenere,  $\Sigma\text{PCB}$ : total PCB. Middelverdiene er basert på henholdsvis 3 zooplankton- og 15 fiskeprøver.

#### 5.4.2 Historisk utvikling av PCB-nivåene i Mjøsa og Randsfjorden

Vi har analysert PCB i ørret fra Mjøsa siden 1998, og i Figur 12 har vi vist midlere konsentrasjon for de enkelte årene. For to av årene, 2002 og 2003, var prøvene basert på svært store individer (middelvekt: 6,6 kg og 10,3 kg) sammenliknet med de øvrige årene (1,9-3,5 kg). Dette er trolig årsaken til at disse har avvikende høye konsentrasjoner. For perioden 2005-2013, hvor vi har årlige prøver, varierte midlere konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PCB7}$  usystematisk i området 575-876 ng/g lipid. For krøkle har det blitt analysert for PCB i store kannibalistiske individer (middelvekt 75-92 g) i perioden 2005-2012, og midlere konsentrasjon av  $\Sigma\text{PCB7}$  var da i området 409-592 ng/g lipid. For 2013, hvor vi har analysert prøver av små krøkle (middelvekt 12 g), var konsentrasjonene lavere med et middel på 266 ng/g lipid.

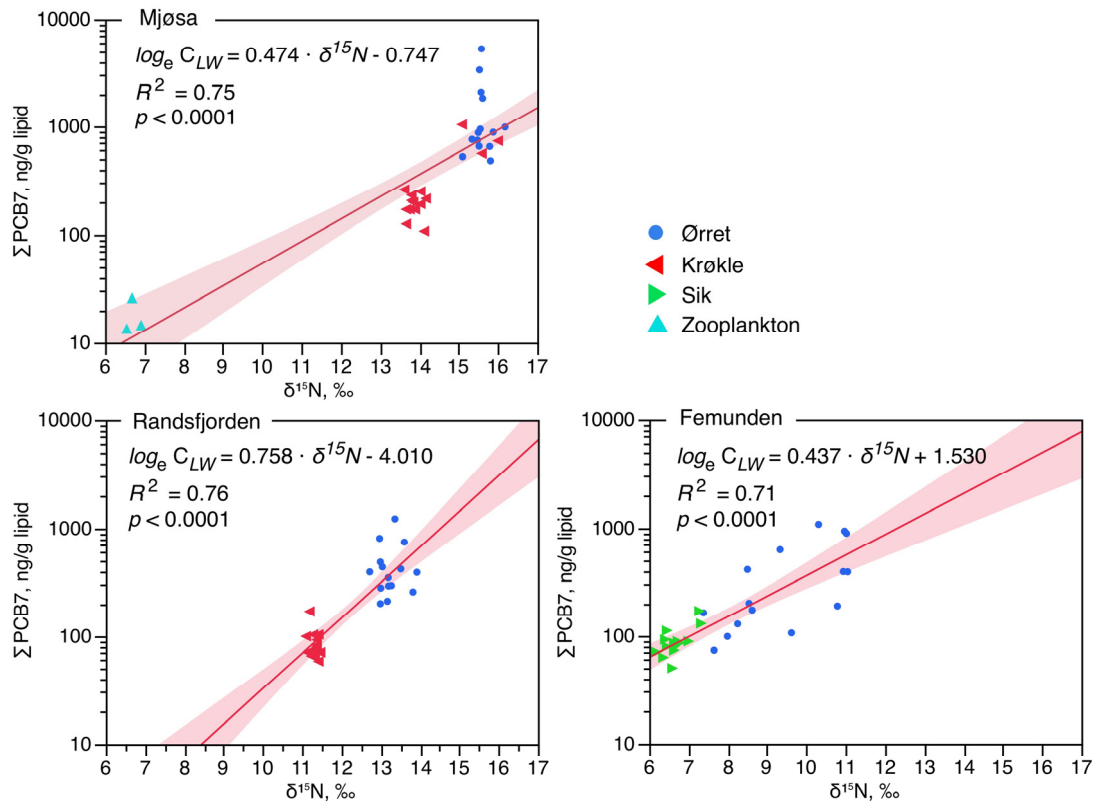
For Randsfjorden har vi tidligere data på PCB i en blandprøve av ørret fra 1998 (middelvekt 2,5 kg), og konsentrasjonene av  $\Sigma\text{PCB7}$  i denne var 1 650 ng/g lipid (Fjeld 1999). Dette var nær 4 ganger høyere enn midlere konsentrasjon i 2013 som var 455 ng/g lipid. For Femunden har vi analysedata fra 2008 og 2009, og det ble da rapportert om konsentrasjoner henholdsvis ca. 300 og 630 ng/g lipid (Løvik et al. 2010). Resultatene for Femunden fra 2013, med en middelverdi på ca. 390 ng/g lipid er innenfor dette området.



Figur 12. Konsentrasjoner av polyklorerte bifenyler ( $\Sigma\text{PCB7}$ ) i muskelprøver av fisk fanget i Mjøsa i perioden 1998-2013. Figur a.) viser nivåene på våtvektsbasis, figur b.) viser nivåene på lipidvektsbasis. Konsentrasjonene er resultater fra enkelte blandprøver (1998-2006) eller gjennomsnitt av individuelle prøver (2007-2013). Data fra før 2013 er fra Fjeld et al. (2013).

### 5.4.3 Trofisk magnifisering av PCB

I alle tre sjøene økte konsentrasjonen av PCB med  $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet i organismene, noe vi har vist med å beregne regresjonene av  $\Sigma\text{PCB7}$  på  $\delta^{15}\text{N}$ -forholdet (Figur 11). Regresjonene var signifikante, det vil si at PCB biomagnifiserte i næringskjedene. For Randsfjorden og Femunden var zooplankton ikke inkludert i undersøkelsen. Denne organismegruppen er primærkonsumentene i det pelagiske næringsnett, og uten at vi har kjenner deres PCB-konsentrasjoner og  $\delta^{15}\text{N}$ -forhold kan vi ikke gjøre en nærmere sammenlikning av den trofiske magnifisering av PCB i innsjøene.  $\delta^{15}\text{N}$  i basis av næringsnett vil kunne variere mellom innsjøer, alt etter deres nitrogenkilder. Vi kan derfor ikke anta et felles  $\delta^{15}\text{N}$ -forhold hos zooplankton for de tre innsjøene. Beregningen av trofisk magnifikasjonsfaktor (TMF) vil forøvrig være usikker så lenge den ikke er basert på et balansert utvalg organismer fra hele næringsnett (Borgå et al 2012a).



Figur 13. Forholdet mellom polyklorerte bifenyler ( $\Sigma$ PCB7: syv vanlige kongenere, lipidnormalisert) og  $\delta^{15}N$  i fisk (muskel) og zooplankton, fanget 2013. Regresjonslinje med 95 % konfidensbånd mellom konsentrasjon ( $\log_e$ -transformert) og trofisk nivå er inntegnet.

## 5.5 Perfluorerte alkylforbindelser, PFAS

### 5.5.1 Nivåer av PFAS i 2013

Konsentrasjonene av perfluorerte alkylforbindelsene (PFAS) var gjennomgående lave, og blant de 23 forskjellige forbindelsene det var analysert for, var det kun fem hvor 50 % av analyseresultatene hadde konsentrasjoner over kvantifiseringsgrensen (LOQ, Tabell 9). Av disse fem forbindelsene var det fire langkjedede (C10-C13) perfluorerte karboksylsyrer samt PFOS (C8 perfluorert sulfonat).

Midlere konsentrasjoner av en enkelt forbindelse basert på prøver hvor mindre enn halvparten av analysene var under LOQ anser vi som så vidt usikre at vi ikke vil bruke disse resultatene i diskusjonen om eventuelle forskjeller mellom grupper av fisk. De gjennomsnittlige konsentrasjonene av de fem PFAS-forbindelsene hvor mer enn 50 % av analyseresultatene var >LOQ er presentert i Tabell 10 og Figur 14. For zooplankton var samtlige PFAS-er under kvantifiseringsgrensen.

Forbindelsen PFTrA, som er en langkjedet (C13) perfluorert karboksylsyre, hadde gjennomgående høyest konsentrasjon blant disse fem forbindelsene. Midlere konsentrasjoner var i området 0,9-2,3 ng/g våtvekt. Konsentrasjonene var noe høyere hos fiskespisende ørret enn hos planktonspisende krøkle og sik. For sik fra Femunden var dette den eneste av de fem nevnte PFAS-forbindelsene.

Tabell 9. Kvantifikasjonsgrenser (LOQ, ng/g v.v.) for de enkelte perfluorerte forbindelsene (PFAS) i prøver av fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen er byttet ut med halve grensen (LOQ/2). Prosentandelen analyser under kvantifikasjonsgrensen (< LOQ) er gitt i parentes. Oransje fargede celler indikerer at 50 % av målingene er over kvantifikasjonsgrensene.

PFAS	Zooplankton Mjøsa	Krøkle Mjøsa	Ørret Mjøsa	Krøkle Randsfj.	Ørret Randsfj.	Sik Femunden	Ørret Femunden
PFBA	2 (100)	2 (100)	2 (100)	2 (100)	4 (100)	2 (100)	2 (100)
PFPA	3 (100)	2 (100)	2 (100)	2 (100)	2 (100)	2 (100)	2 (100)
PFHxA	1 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)
PFHpA	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)
PFOA	0,4 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,4 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)
PFNA	0,5 (100)	0,6 (100)	0,6 (100)	0,6 (100)	0,6 (100)	0,6 (100)	0,6 (100)
PFDA	0,8 (100)	0,5 (93)	0,5 (0)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)	0,5 (100)
PFUdA	0,4 (100)	0,4 (33)	0,4 (7)	0,4 (40)	0,4 (60)	0,4 (100)	0,4 (93)
PFDoA	0,5 (100)	0,4 (47)	0,4 (13)	0,4 (73)	0,4 (53)	0,4 (100)	0,4 (80)
PFTrA	0,5 (100)	0,4 (0)	0,4 (0)	0,4 (0)	0,4 (7)	0,4 (0)	0,4 (33)
PFTeA	1 (100)	0,4 (100)	0,4 (53)	0,4 (100)	0,4 (60)	0,4 (100)	0,4 (100)
PFBS	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)
PFHxS	0,2 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (100)	0,1 (53)	0,1 (100)	0,1 (100)
PFOS	0,1 (100)	0,05 (0)	0,05 (0)	0,05 (47)	0,05 (0)	0,05 (100)	0,05 (0)
ip-PFNS	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)
PFDS	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)
PFDoS	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)	0,2 (100)
PFOSA	0,2 (100)	0,1 (100)	0,05 (67)	0,1 (67)	0,1 (100)	0,05 (100)	0,1 (100)
me-PFOSA	0,4 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)
et-PFOSA	0,5 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)
me-PFOSE	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)
et-PFOSE	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)	5 (100)

PFAS	Zooplankton Mjøsa	Krøkle Mjøsa	Ørret Mjøsa	Krøkle Randsfj.	Ørret Randsfj.	Sik Femunden	Ørret Femunden
6:2 FTS	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (100)	0,3 (93)	0,3 (100)

For de tre andre langkjedede perfluorerte karboksylsyrene (PFDA, PFUdA og PFDoA) var middelkonsentrasjonene i området 0,3-0,7 ng/g våtvekt. For ørret fra Randsfjorden og Femunden var konsentrasjon av disse forbindelsene i mer enn 50 % av prøvene lavere enn LOQ.

Det ble funnet lave og i hovedsak kvantifiserbare nivåer av PFOS i for alle artene fisk i de tre innsjøene . For sik fra Femunden var imidlertid samtlige konsentrasjoner under LOQ. Middelkonsentrasjonene for de øvrige artene var i området 0,06-0,37 ng/g våtvekt, med de høyeste konsentrasjonene i Mjøsa.

### 5.5.2 Tidstrend av PFAS i Mjøsa

For Mjøsa har det vært analysert for PFAS i fisk siden 2006 (Fjeld et al. 2013), og vi finner at konsentrasjonen av PFOS har vært i tilbakegang siden 2008 da gjennomsnittlig konsentrasjonen var omlag 2,6 ng/g våtvekt (Figur 15). Samtidig ser vi at andre mer langkjedede PFAS-forbindelser dukker opp i kvantifiserbare konsentrasjoner, noe som kan skyldes en kombinasjon av endrede bruksmønstre og forbedrede analyseteknikker. Før 2013 ble det analysert i stor kannibalistisk krøkle, noe som trolig kan forklare de høyere konsentrasjonene da.

Nivåene av PFAS vi rapporterer her er innenfor variasjonsbredden funnet i tidligere undersøkelser av ferskvannsfisk i Norge fra lokaliteter uten kjente store punktutslipp. I en screening-undersøkelse fra 2004 var konsentrasjonene av PFOS i muskelprøver <0,002 - 3,99 ng/g våtvekt (Fjeld et al. 2005). I en regional undersøkelse fra Sør-Norge i 2008 ble det rapportert om konsentrasjoner av PFOS i området 0,3-17,4 ng/g våtvekt (median: 1 ng/g våtvekt) og konsentrasjoner av PFUnA i området <0,45 - 7,6 ng/g (median 1,1 ng/g våtvekt). Konsentrasjonene i de undersøkte storørretbestandene er også lave sammenliknet med nivåene i muskel fra fiskepisende Lake Trout (canadarøye) i Ontariosjøen (Nord-Amerika). Her har konsentrasjonene i perioden 1997-2010 variert i området 44-109 ng/g våtvekt (Environment Canada, 2013).

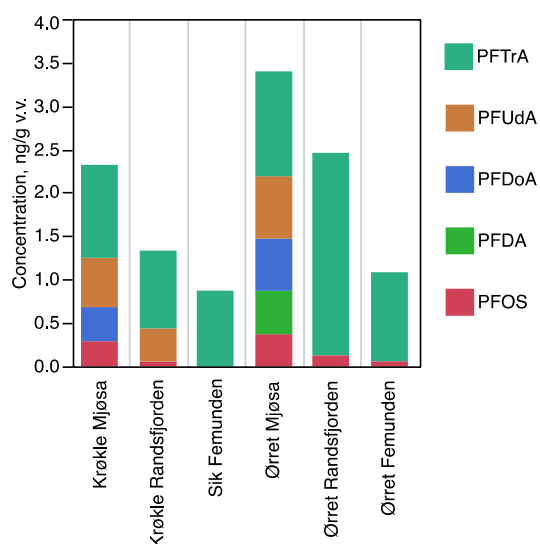
I vannforekomster i nærheten av norske flyplasser, hvor det i brannøvelser har vært benyttet slukningsmidler med PFAS, er det kjent at biota har svært forhøyede konsentrasjoner av PFOS. For ørret har det vært rapportert om konsentrasjoner på 33-100 ng/g våtvekt i muskel og 2100-2400 ng/g våtvekt i lever (Møskeland 2010, Sweco 2012). Konsentrasjonene av PFOS i lever hos fisk anslås å være omlag 10 ganger høyere enn i muskel (Naile et al. 2013).

I framtidige overvåkningsprogrammet bør det vurderes å analysere PFAS i andre matrikser enn muskel, for eksempel lever, galle eller blod hvor konsentrasjonene kan forventes å være høyere (Martin et al. 2004; Naile et al. 2013; Ng and Hungerbühler 2013). Dette vil kunne redusere problemene med nivåer under deteksjons- og kvantifikasjonsgrenene.

Tabell 10. Midlere konsentrasjon, standardavvik (SD) og prosentandel for perfluorerte forbindelsene (PFAS) i muskelprøver av fisk, fanget i 2013. Beregningene er gjort for grupper hvor mer enn 50 % av analyseresultatene var større enn kvantifiseringsgrensen (> LOQ). Konsentrasjoner under metodens kvantifiseringsgrense (< LOQ) er byttet ut med halve grensen (LOQ/2). Antall fisk i hver gruppe: N = 15.

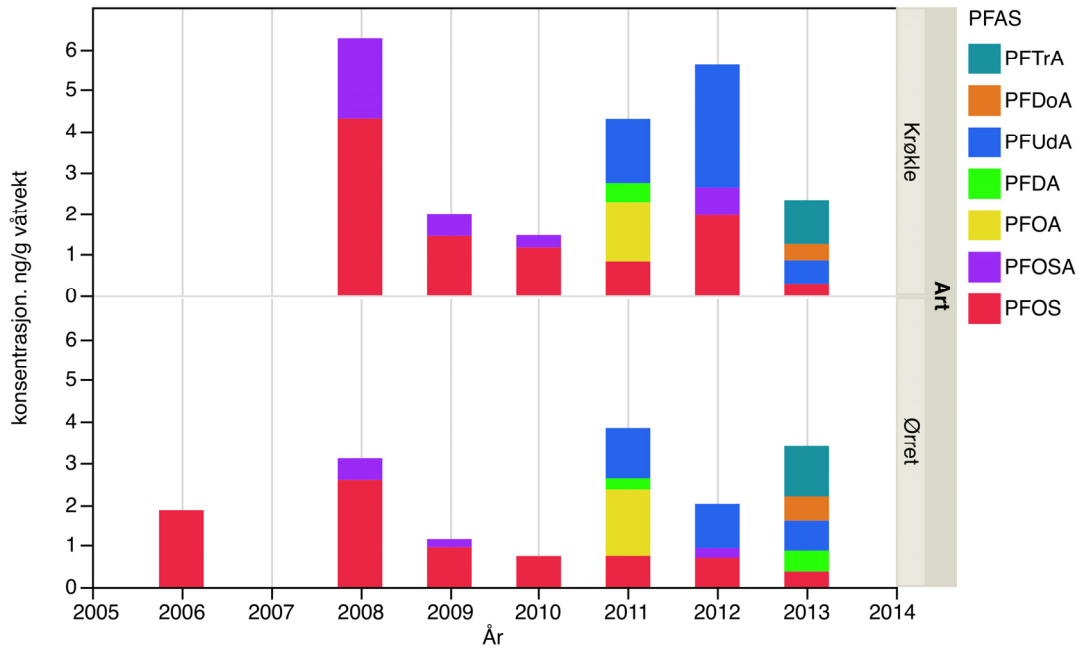
Art	Lokalitet	PFAS	Middelverdi, ng/g v.v.	SD, ng/g v.v.	% av total
Krøkle	Mjøsa	PFDoA	0,39	0,21	17 %
Krøkle	Mjøsa	PFOS	0,29	0,14	13 %

Art	Lokalitet	PFAS	Middelverdi, ng/g v.v.	SD, ng/g v.v.	% av total
Krøkle	Mjøsa	PFTrA	1,07	0,46	46 %
Krøkle	Mjøsa	PFUdA	0,57	0,40	25 %
Ørret	Mjøsa	PFDA	0,50	0,00	15 %
Ørret	Mjøsa	PFDoA	0,60	0,22	18 %
Ørret	Mjøsa	PFOS	0,37	0,14	11 %
Ørret	Mjøsa	PfTrA	1,21	0,50	36 %
Ørret	Mjøsa	PFUdA	0,72	0,27	21 %
Krøkle	Randsfjorden	PFOS	0,06	0,04	5 %
Krøkle	Randsfjorden	PfTrA	0,89	0,23	67 %
Krøkle	Randsfjorden	PFUdA	0,38	0,18	29 %
Ørret	Randsfjorden	PFOS	0,13	0,05	5 %
Ørret	Randsfjorden	PfTrA	2,33	1,22	95 %
Sik	Femunden	PfTrA	0,87	0,43	100 %
Ørret	Femunden	PFOS	0,06	0,01	6 %
Ørret	Femunden	PfTrA	1,02	1,05	94 %



Figur 14. Midlere konsentrasjon av perfluorerte stoffer (PFAS) i muskelprøver av fisk fanget i 2013. Middelverdiene er beregnet på grunnlag av 15 individuelle prøver fra hver bestand hvor mer enn 50 % hadde konsentrasjoner større enn kvantifiseringsgrensen (> LOQ). Konsentrasjoner under LOQ er byttet ut med halve grensen (LOQ/2).

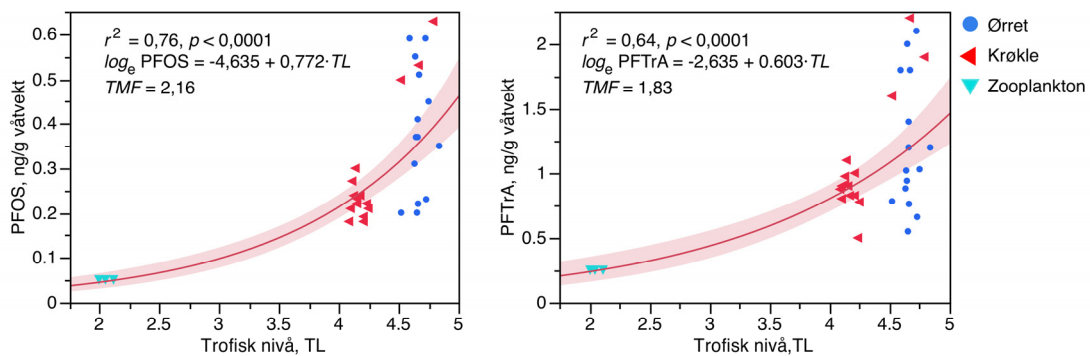




Figur 15. Midlere konsentrasjon av perfluorerte stoffer (PFAS) i muskelprøver av fisk fanget i Mjøsa i perioden 2006-2013. Middelerdiene er beregnet på grunnlag av 15-20 individuelle prøver fra hvert år hvor mer enn 50 % av prøvene hadde konsentrasjoner større enn kvantifiseringsgrensen ( $> LOQ$ ), med unntak av 2006 hvor det er analysert en blandprøve. Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen ( $< LOQ$ ) er byttet ut med halve grensen ( $LOQ/2$ ). Data fra før 2013 er fra Fjeld et al. (2013), og det ble da analysert på stor kannibalistisk krøkle.

### 5.5.3 Trofisk magnifisering av PFAS

Et estimat på trofisk magnifisering kan gjøres for PFOS og PFTTrA i Mjøsa såfremt vi benytter en antatt verdi for disse PFAS-ene i zooplankton. I Figur 16 har vi satt konsentrasjonene av disse forbindelsene til  $LOQ/2$ , og vi finner da at TMF for PFOS og PFTTrA på henholdsvis 2,16 og 1,83. Disse verdiene og regresjonens signifikansnivåer må imidlertid oppfattes som nominelle eller tentative verdier på grunn av usikkerheten i resultatene fra zooplanktonet.



Figur 16. Forholdet mellom PFOS, PFTTrA og trofisk nivå i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i Mjøsa i 2013. Regresjonslinje med 95 % konfidensbånd mellom konsentrasjon ( $\log_e$ -transformert) og trofisk nivå er inntegnet. For zooplankton er konsentrasjonene, som alle var under deteksjonsgrensen ( $LOQ$ ), byttet ut med halve grensen ( $LOQ/2$ ).

## 5.6 Polybromerte difenyletere, PBDE

### 5.6.1 Konsentrasjoner av PBDE i 2013

Kvantifikasjonsgrensen (LOQ) for de enkelte PBDE-kongenerene var 0,01 ng/g våtvekt, med unntak for BDE-209 hvor den var mellom 0,01 og 0,1 ng/g våtvekt. I Tabell 11 har vi vist prosentandelen analyser >LOQ for de seks vanligst forekommende PBDE-kongenerene og for den fullbromerte BDE-209.

Konsentrasjonen av PBDE i fisk, målt som summen av de seks vanligst forekommende kongenerer av tetra-, penta- og heksa-BDE, var høyest i Mjøsa og lavest i Femunden (Tabell 12, Figur 17). Midlere sum varierte mellom 0,10-12,86 ng/g våtvekt eller 9-1101 ng/g lipid, høyest i ørret fra Mjøsa og lavest i sik fra Femunden. Tilsvarende konsentrasjoner i zooplankton fra Mjøsa var 0,05 ng/g våtvekt og 19 ng/g lipid.

Den fullbromerte kongeneren BDE-209 var tilstede i kvantifiserbare konsentrasjoner i omlag 70 % av prøvene, med konsentrasjoner i området <0,01-0,18 ng/g våtvekt (<0,1-11 ng/g lipid). Høyeste middelkonsentrasjon ble funnet i krøkle og ørret fra Mjøsa (0,06 og 0,03 ng/g våtvekt) hvor den utgjorde henholdsvis 4 % og 0,2 % av den totale mengden PBDE. Det var ingen tendens til at dens konsentrasjoner økte med trofisk nivå. De øvrige kongenerene var vanligvis tilstede i konsentrasjoner under metodens kvantifiseringsgrense (<0,01 ng/g våtvekt). På grunn av de generelt lave nivåene av BDE-209 går vi ikke inn i en videre diskusjon om denne.

Av de seks vanligst forekommende kongenerene dominerte tetra-kongeneren BDE-47 med en andel på 35-72 %. I fisk var forekomsten av denne kongeneren høyest i Mjøsa og lavest i Femunden.

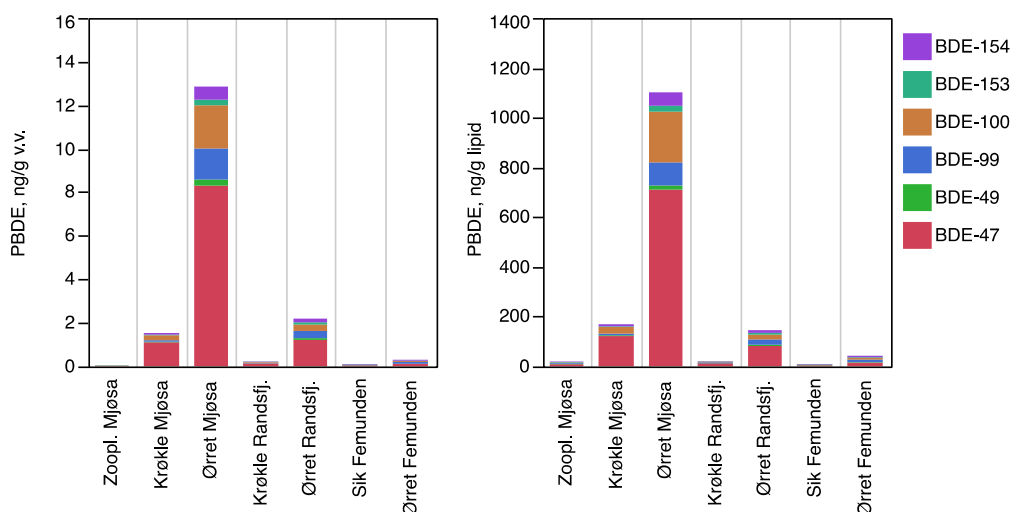
Tabell 11. Andel (%) av prøver hvor konsentrasjonene av de seks vanligste kongenerer av polybrominerte difenyletere (PBDE) i tetra-, penta- og heksa-gruppen (BDE-47 : BDE-154) og den fullbromerte kongeneren BDE-209 oversteg kvantifikasjonsgrensen (LOQ) i prøver av fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. (LOQ for BDE-47 - BDE-154: 0,01 ng/g våtvekt; LOQ for BDE-209: 0,01-0,1 ng/g våtvekt)

Art	Innsjø	BDE-47	BDE-49	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209
Zooplankto	Mjøsa	100	0	100	0	0	0	100
Krøkle	Mjøsa	100	100	100	100	100	100	93
Ørret	Mjøsa	100	100	100	100	100	100	93
Krøkle	Randsfjorden	100	40	100	100	60	100	100
Ørret	Randsfjorden	100	100	100	100	100	100	73
Sik	Femunden	100	7	93	27	7	33	20
Ørret	Femunden	100	40	100	93	40	80	33

Tabell 12. Midlere konsentrasjon og prosentandel av seks vanlige kongenerer av polybrominerte difenyletere (PBDE) i prøver av fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen er byttet ut med halve grensen (LOQ/2).  $\bar{x}$ : middelvei, SD: standard avvik.

ng/g våtvekt	BDE-47		BDE-49		BDE-99		BDE-100		BDE-153		BDE-154		sum	
	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD	$\bar{x}$	SD
Zoopl. Mjøsa	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,05	0,01
Krøkle Mjøsa	1,11	0,83	0,03	0,02	0,06	0,02	0,23	0,21	0,03	0,02	0,07	0,07	1,53	1,12

Ørret Mjøsa	8,30	5,21	0,28	0,27	1,43	1,48	1,99	1,18	0,26	0,18	0,60	0,37	12,86	8,12
Krøkle Randsfj.	0,13	0,04	0,01	0,00	0,03	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,23	0,07
Ørret Randsfj.	1,21	0,57	0,08	0,04	0,33	0,18	0,30	0,16	0,11	0,05	0,17	0,09	2,19	1,04
Sik Femunden	0,05	0,05	0,01	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,10	0,10
Ørret Femunden	0,11	0,09	0,01	0,01	0,08	0,07	0,05	0,04	0,02	0,02	0,04	0,04	0,30	0,27
<b>ng/g lipid</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>	<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>SD</b>
Zoopl. Mjøsa	8	2	2	0	4	0	2	0	2	0	2	0	19	1
Krøkle Mjøsa	122	106	3	2	6	2	27	29	3	2	8	9	169	149
Ørret Mjøsa	710	625	17	9	93	64	204	243	24	29	54	57	1101	1005
Krøkle Randsfj.	12	2	1	0	3	0	3	1	1	0	2	1	21	4
Ørret Randsfj.	82	48	5	3	21	12	20	11	7	4	11	6	146	84
Sik Femunden	4	2	1	0	2	1	1	1	1	0	1	0	9	3
Ørret Femunden	15	12	1	1	11	9	7	6	2	2	6	6	42	36
<b>% av total</b>														
Zoopl. Mjøsa	44		9		19		9		9		9		100	
Krøkle Mjøsa	72		2		4		16		2		5		100	
Ørret Mjøsa	64		2		8		18		2		5		100	
Krøkle Randsfj.	57		3		14		12		4		9		100	
Ørret Randsfj.	56		4		15		14		5		7		100	
Sik Femunden	46		7		23		9		6		9		100	
Ørret Femunden	35		3		26		16		6		14		100	



Figur 17. Midlere konsentrasjon av polybromerte difenyletere (PBDE) i fisk (muskel) og zooplankton, fanget i 2013. Det er her vis de seks vanligst forekommende kongenere. Konsentrasjonene er oppgitt på henholdsvis våtvekt- (høyre figur) og lipidvektbasis (venstre figur). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (< LOQ) er byttet ut med halve kvantifiseringsgrensen (LOQ/2). Middelverdiene er basert på henholdsvis 3 zooplankton- og 15 fiskeprøver.

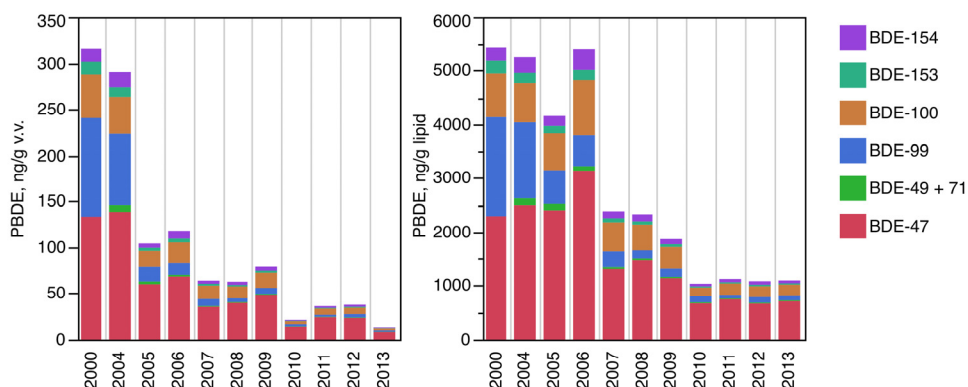
### 5.6.2 Tidstrend av PBDE i Mjøsa

Konsentrasjonene av PBDE i ørret fra Mjøsa har sunket markert siden de maksimale nivåene på over 5000 ng/g lipid på begynnelsen av 2000-tallet og til dagens nivå på omlag 1100 ng/g lipid (Figur 18). En Mann-Kendal test viste at det var en signifikant negativ trend (Kendall  $\tau = -0,78$ ,  $p = 0,0005$ ).

Konsentrasjonene av PBDE i Mjøsa var på begynnelsen av 2000-tallet blant de høyeste som internasjonalt er observert i laksefisk. Midlere konsentrasjon i et utvalg på 10 ørret fisket i 2000 (gjennomsnittsvekt: 3,5 kg), var 5 450 ng/g lipid (Figur 18). De individuelle nivåene varierte mellom 3 300-17 500 ng/g lipid. Til sammenlikning rapporterte Manchester-Neesvig *et al.* (2001) for innsjølevende laks av artene Coho (*Oncorhynchus kisutch*) og Chinook (*O. tshawytscha*) fra i Lake Michigan, USA, om et gjennomsnittlig nivå av PBDE på 2 440 ng/g lipid, noe som da ble karakterisert som «blant de høyeste i verden observert for laks i åpent vann».

Selv om konsentrasjonene i Mjøsaørreten sank til omlag 1100 ng/g lipid i 2013, det vil si 20 % av de høye nivåene som ble funnet på begynnelsen av 2000-tallet, så er de fortsatt markert forhøyet sammenliknet med andre storørretbestander fra innsjøer uten store punktutslipp. Til sammenlikning var konsentrasjonene av PBDE i storørret fra Vänern og Vättern på begynnelsen av 2000-tallet var betydelig lavere enn i Mjøsa, med en middelkonsentrasjoner i området 200-260 ng/g lipid (Øberg 2003).

I trendfiguren kommer det tydelig fram at andelen av BDE-99 synker markert med tiden, noe som trolig er en «aldrings-effekt» av de tidligere lokale utslippene av PBDE ved Lillehammer. Det er kjent at pentaforbindelsen BDE-99 biotransformerer (debromineres) og danner den mer stabile tetra-kongenere BDE-47 (Streets *et al.* 2006, Benedict *et al.* 2007). Et godt eksempel på dette kan trolig sees i den lange tidsserien av PBDE i lågåsild fra Mjøsa som starter i 1993. Her økte andelen BDE-99 da de lokale utslippene begynte på siste halvdel av 1990-tallet. Da utslippene ble stanset på begynnelsen av 2000-tallet sank andelen BDE-99 mens andelen BDE-47 økte (Fjeld *et al.* 2013). Samme fenomen kan vi også observere i den kortere tidsserien av ørret i Mjøsa hvor andelen BDE-47 har økt fra omlag 40 % i år 2000 og til 64 % i år 2013 (Figur 18).



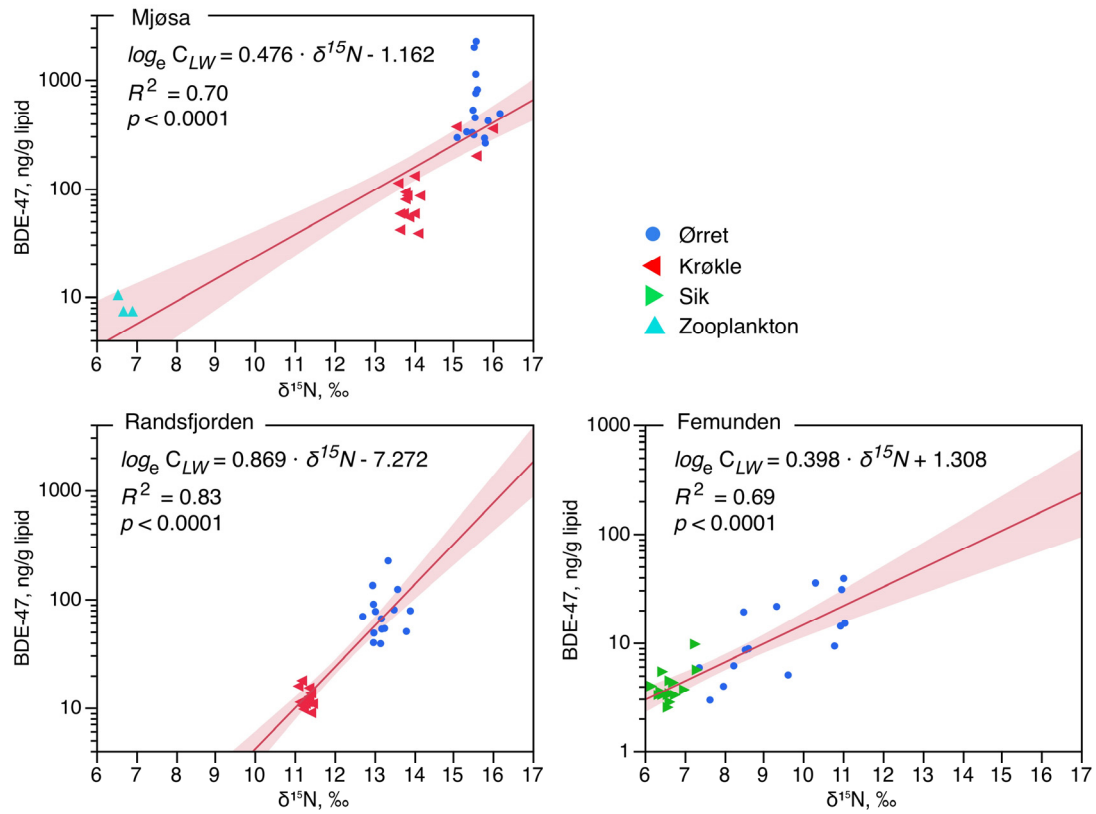
Figur 18. Midlere konsentrasjon av polybromerte difenyletere (PBDE) i muskelprøver av ørret fra Mjøsa, fanget i perioden 2000-2013. Det er her vist de syv vanligst forekommende kongenerne. Konsentrasjonene er oppgitt på henholdsvis våtvekt (høyre figur) og lipidvektbasis (venstre figur). Konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (< LOQ) er byttet ut med halve kvantifiseringsgrensen (LOQ/2). Data fra 2000-2012 er fra Fjeld et al. (2013).

### 5.6.3 Trofisk magnifisering av PBDE

I både Mjøsa, Randsfjorden og Femunden økte konsentrasjonen av de seks vanligst forekommende PBDE-kongenerene med  $\delta^{15}N$ -forholdet i organismene, og vi har illustrert dette ved å beregne regresjonene av den dominerende kongeneren BDE-47 på  $\delta^{15}N$ -forholdet (Figur 19).

Regresjonene var signifikante, det vil si at BDE-47 biomagnifiserte. For Randsfjorden og Femunden var zooplankton ikke inkludert i undersøkelsen. Blant disse finnes primærkonsumentene i det pelagiske næringsnett, og uten at vi har kjennet deres PBDE-konsentrasjoner og  $\delta^{15}N$ -forhold kan vi ikke gjøre en nærmere sammenlikning av biomagnifiseringen mellom innsjøene.  $\delta^{15}N$  i basis av næringsnett vil kunne variere mellom innsjøer, alt etter deres nitrogenkilder, og vi kan derfor ikke anta et felles  $\delta^{15}N$ -forhold hos zooplankton for de tre innsjøene.

Som tidligere nevnt vil beregningen av trofisk magnifikasjonsfaktor (TMF) være usikker så lenge den ikke er basert på et balansert utvalg organismer fra hele næringsnett (Borgå et al. 2012a).



Figur 19. Forholdet mellom BDE-47 (lipidnormalisert) og  $\delta^{15}N$  i fisk (muskel) og zooplankton, fanget 2013. Regresjonslinje med 95 % konfidensbånd mellom konsentrasjon ( $\log_e$ -transformert) og trofisk nivå er inntegnet.

## 6. Konklusjoner

### 1. Kvikksølv

Kvikksølv ble analysert i fisk fra de tre hoved lokalitetene i Mjøsa, Randsfjorden og Femunden, samt i et fåtalls fisk (storørret) fra Tyrifjorden. Konsentrasjonene av kvikksølv i filet av storørret var generelt høye, og når fisken blir ca. 50 cm eller større er det stor sannsynlighet for at grensen for omsetning til konsum (0,5 mg Hg/kg våtvekt) overskrides. Kvikksølvinnholdet i ørret fra Mjøsa har vært mer eller mindre uforandret i perioden 2006-2013. For ørret fra Femunden og Tyrifjorden kunne det heller ikke påvises noen signifikant endring sammenliknet med data fra 1999 og 2000. For Randsfjorden indikerer resultatene at det kan ha skjedd økning, men på grunn av et lite datamateriale og stor variabilitet har den statistiske analysen liten utsagnskraft. Konsentrasjonene i de øvrige artene, sik fra Femunden og liten krøkle fra Mjøsa og Randsfjorden, var lave (0,18-0,22 mg/kg våtvekt).

### 2. Sykliske volatile metylerte siloksaner, cVMS

Konsentrasjonen av cVMS i filet av fisk økte generelt med graden av menneskelig påvirkning i innsjøenes nedbørfelt, noe som indikerer at kildene i hovedsak er lokale. Undersøkelsen bekreftet at forbindelsen D5 biomagnifiserer i Mjøsa, i likhet med foregående undersøkelser fra 2010 og 2012. Konsentrasjonene av D4 og D6 i prøvene var i hovedsak under metodens kvantifikasjonsgrenser (<LOQ). En nærmere undersøkelse av trofisk magnifisering av D4 og D6 lot seg ikke gjøre på grunn av den store andelen observasjoner under LOQ.

### 3. Polyklorerte bifenyl, PCB

Konsentrasjonen av PCB i filet av fisk var tre til fire ganger høyere i Mjøsa enn i Randsfjorden og Femunden. De høyere nivåene i Mjøsa reflekterer trolig effekten av tidligere lokale utslipp og at næringskjedene her er noe lengre inn i de andre innsjøene. Nivåene i ørret fra Mjøsa har vært stabile siden midten av 2000-tallet. Konsentrasjonen av PCB steg med trofisk nivå i alle innsjøene, noe som demonstrerer en reel biomagnifisering.

### 4. Perfluorerte alkylforbindelser, PFAS

Konsentrasjonene PFAS i filet av fisk var gjennomgående lave, og forbindelsene PFTrA og PFOS var de dominerende blant disse. Konsentrasjonene var noe høyere hos ørret enn hos krøkle og sik. For zooplankton fra Mjøsa ble det ikke påvist kvantifiserbare konsentrasjoner av noen av PFAS-stoffene. For PFOS og PFTrA kunne det påvises trofisk magnifisering i Mjøsas pelagiske næringsnett.

### 5. Polybromerte difenyleter, PBDE

Konsentrasjonen av PBDE i filet av fisk var høyest i Mjøsa og lavest i Femunden. De markert høyere nivåene i Mjøsa kan i hovedsak tilskrives tidligere lokale utslipp fra industri. Konsentrasjonene i ørret fra Mjøsa har blitt redusert med ca. 80 % i løpet perioden 2000-2013, noe som viser effekten av at de lokale tilførselene fra en lokal industribedrift ble stoppet. Konsentrasjonen av PBDE steg med trofisk nivå, og for den dominerende kongeneren BDE-47 ble det demonstrert en reel biomagnifisering i alle tre innsjøene. Konsentrasjonen av BDE-209 var gjennomgående lav i prøvene fra alle innsjøene og viste ingen systematisk variasjon med trofisk nivå.

### 6. Videre anbefalinger

For å kunne komme fram til mer robuste statistiske analyser av stoffenes egenskaper med hensyn til biomagnifisering bør det vurderes å ta prøver jevnt over innsjøenes pelagiske næringsnett. Programmet nåværende design inkluderer kun et fåtalls prøver av zooplankton i Mjøsa, og ellers planktonspisende sik og krøkle og fiskespisende ørret. For PFAS bør det vurderes å inkludere analyser av andre vevstyper enn muskel, da konsentrasjonene her er lave. Nivåene i lever og galle er vanligvis en størrelsesorden høyere enn i muskel.

## 7. Referanser

Sweco. 2012. Resultatrapport. PFC i biota. SWECO 168182.

Benedict R.T., Stapleton H.M., Letcher R.J., and Mitchelmore C.L. 2007. Debromination of polybrominated diphenyl ether-99 (BDE-99) in carp (*Cyprinus carpio*) microflora and microsomes. *Chemosphere* 69: 987-93.

Berge, D., Skurdal, J., Skogheim, O., Qvenild, T. og Hongve, D. 1983. Kvikksølvforurensning og andre tungmetaller. s. 24–129 i: D. Berge (red.): Tyrifjorden, Tyrifjordundersøkelsen 1978-1981, Sammenfattende sluttrapport. ISBN 82-90356-31-5.

Borgå, K., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Berglund, O., Conder, J.M., Gobas, F.A.P.C., Kucklick, J., Malm, O., and Powell, D.E. 2012. Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr. Environ. Assess. Manage.*, 8: 64–84.

Borgå, K., Fjeld, E., Kierkegaard A., Løvik, J.E., Rognerud, S., Høgfjeldt, A., Bek, K., and McLachlan, M.S. 2013. Siloxanes in freshwater food webs - a study of three lakes in Norway. Miljødirektoratet rapport M-81/2013. 36 s.

Bhavsar, S.P., Gewurtz, S.B., McGoldrick, D.J., Keir, M.J., and Backus, S.M. 2010. Changes in mercury levels in Great Lakes fish between 1970s and 2007. *Environ Sci Technol* 44: 3273-3279

Borgå, K., Fjeld, E., Kierkegaard, A., and McLachlan, M.S. 2012. Food Web Accumulation of Cyclic Siloxanes in Lake Mjøsa, Norway. *Environ Sci Technol* 46: 6347-6354.

Cantillana, T. and Aune, M. 2012. Dioxin- och PCB-halter i fisk och andra livsmedel 2000-2011. Livsmedelsverkets rapportserie nr. 21/2012.

Dudzina, T., et al. 2014. Concentrations of cyclic volatile methylsiloxanes in European cosmetics and personal care products: Prerequisite for human and environmental exposure assessment. *Environment International* 62(0):86-94.).

Environment Canada, 2013. Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in Fish and Water data. <http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=en&n=338E3978-1#pfos2>

Fisk, A.T., Hobson, K.A., and Norstrom, R.J. 2001. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the northwater polynya marine food web. *Environ. Sci. Technol.*, 35: 732–738.

Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. NIVA rapport, OR-4073. 29 s.

Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E., Schlabach, M., Skotvold, T., Borgen, A., Wiborg, M.L, 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. SFT rapport TA-1813/2001. 48 s.

Fjeld, E., Lien, L. , Rognerud, S., Underdal, B. (NVH), 1999. Miljøgiftundersøkelse i Drammenselva 1997-1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport 1. nr OR-4060. 37 s.



- Fjeld, E. og Rognerud, S. 2009. Miljøgifter i ferskvannsfisk, 2008. Kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. TA-2544/2009. 66 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. Rognerud, S. og Johansen, I. 2009. Kvikksølv i ørret fra Sør-Norge, 2008. Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT. Rapport TA-2580/2009. 20 s. + vedlegg
- Fjeld, E., Rognerud, S., Katrin Enge, E., Borgen, A.R., og Dye, C. 2006. Miljøgifter i sedimenter fra Mjøsa, 2005-2006. SFT Rapport, TA-2210/2006. 53 s.
- Fjeld, E., Enge, E.K., Rognerud, S. Løvik, J.E. 2013. Miljøgifter i fisk og zooplankton i Mjøsa, 2012. Klif Rapport TA-3028/2013. 68 s.
- France, R. and Peters, 1997. Ecosystem differences in the trophic enrichment of C-13 in aquatic food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 1255-1258.
- Gandhi, N., Tang, R., Bhavsar, S.P., and Arhonditsis, G.B. 2014. Fish mercury levels appear to be increasing lately: a report from 40 years of monitoring in the Province of Ontario, Canada. *Environ Sci Technol*: 140331003843002. doi: 10.1021/es403651x.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sorensen, N., Dahl, R., and Jorgensen, P.J. 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol. Teratol.* **19**: 417-28.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., and Debes, F. 1998. Cognitive performance of children prenatally exposed to "safe" levels of methylmercury. *Environ. Res.* **77**: 165-72.
- Huse, A. og Aas-Aune, S. 2009. Kartlegging av siloksaner. Kartlegging av bruk i Norge i 2008. COWI. Klif. Rapport TA-2557/2009. 46 s.
- Kierkegaard, A., Bignert, A. and McLachlan, M.S., 2013. Bioaccumulation of decamethylcyclotrasiloxane in perch in Swedish lakes. *Chemosphere*, **93**: 789-793.
- Kierkegaard, A., Bignert, A., and McLachlan, M.S. 2013. Cyclic volatile methylsiloxanes in fish from the Baltic Sea. *Chemosphere* **93**: 774-778.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.E. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Espern. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA rapport 4167-2000. 38 s.
- Manchester-Neesvig, J.B., Valters, K., and Sonzogni, W.C, 2001. Comparison of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Lake Michigan salmonids. *Environ. Sci. Technol.* **35**: 1072-1077.
- Martin, J.; Whittle, D.; Muir, D.; Mabury, S. 2004. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* **38**: 5379-5385.
- McGoldrick, D.J. et al., 2011. Assessing inter-laboratory comparability and limits of determination for the analysis of cyclic volatile methyl siloxanes in whole Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Chemosphere* **85**: 1241-1247.
- McGoldrick, J. and Chan, C., and Drouillard, K.G., Keir, M.J, Clark, M.G. and Backus S.M. 2014. Concentrations and trophic magnification of cyclic siloxanes in aquatic biota from the Western Basin of Lake Erie, Canada. *Environmental pollution* **186**: 41-148.
- Miljøprøvebanken. 2013. Prosedyre 001: Innsamling og prøvetaking av ferskvannsfisk. 8 s.

Monson, B. A. 2009. Trend Reversal of Mercury Concentrations in Piscivorous Fish from Minnesota Lakes: 1982–2006. *Environ. Sci. Technol.* 43: 1750-1755.

Munthe, J., Wängberg, I., Rognerud, S., Fjeld, E., Verta, M., Porvari, P., and Meili, M. 2007. Mercury in Nordic ecosystems. IVL Report B1761. 43 pp.

Møskeland, T. 2010. Environmental screening of selected “new” brominated flame retardants and selected polyfluorinated compounds 2009. KLIF TA-2625

Naile, J. E. and others 2013. Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea. *Chemosphere* 90: 387-394.

Ng, C.A., and Hungerbühler, K. 2013. Bioconcentration of Perfluorinated Alkyl Acids: How Important Is Specific Binding? *Environ Sci Technol*: 47: 7214-7223.

Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703-718

Sandlund, O.D., O. Nashoug, G. Norheim, R. Høye og G. Kjellberg. 1981. Kvikksølv i fisk og evertebrater i Mjøsa og noen sjøer i Mjøsområdet, 1979-80. DVF- Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 4. 54 s. + bilag.

Streets S.S., Henderson S.A., Stoner A.D., Carlson D.L., Simcik M.F., Swackhamer D.L. 2006. Partitioning and bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. *Environ Sci Technol.* 40: 7263-9.

UNEP. 2013. Minamata convention on mercury.

[http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/conventionText/Minamata%20Convention%20on%20Mercury\\_e.pdf](http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/conventionText/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_e.pdf)

Underdal, B. 1970a. Undersøkelse av kvikksølvinnholdet i fisk fra Mjøsområdet. Norges veterinærhøgskole, Institutt for næringsmiddelhygiene. Rapport. 18 s.

Underdal, B. 1970b. Kvikksølvundersøkelser av fisk frå Drammensvassdraget og Drammensfjorden. Norges veterinærhøgskole, Institutt for næringsmiddelhygiene. Rapport. 33 s.

Vander Zanden, M.J. and Rasmussen, J.B. 2001. Variation in d15N and d13C trophic fractionation: implication for aquatic food web studies. *Limnol Oceanogr* 46: 2061-2066

Warner, N.A., Evenset, A., Christensen, G., Gabrielsen, G.W., Borgå, K., Leknes, H. 2010. Volatile siloxanes in the European Arctic: assessment of sources and spatial distribution. *Environ. Sci. Technol.* 44: 7705-10.

Warner, N.A. et al., 2013. Positive vs. false detection: a comparison of analytical methods and performance for analysis of cyclic volatile methylsiloxanes (cVMS) in environmental samples from remote regions. *Chemosphere* 93: 749-756.

Xu, S., and Wania, F. 2013. Chemical fate, latitudinal distribution and long-range transport of cyclic volatile methylsiloxanes in the global environment: a modeling assessment. *Chemosphere* 93: 835-843.

Øberg, T. 2003. Bromerade flamskyddsmedel i fisk från Vänern och Vättern. Supplement till rapporten “Miljøgifter i fisk 2001/2002”. Rapport nr. 25 2003.

Åkerblom, S., Nilsson, M., Yu, J., Ranneby, B., and Johansson, K. 2012. Temporal change estimation of mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius* L.) in Swedish lakes. *Chemosphere* 86: 439-445.



## 8. Vedlegg

Tabell over primærdata er vedlagt. Alle konsentrasjoner er oppgitt som ng/g våtvekt med unntak av kvikksølv som er oppgitt som mg/kg våtvekt.











Store innsjøer 2013 data vedlegg

Innsjø	Art	LNR	Length, cm	Weight, g	Sex	Maturity stage	Lipid %	IFE-lab-ID	d13C	d15N	C:N Wp%	Hg, mg/g	PeCB	HCB	18	28	31	33	37	Sum-TrICB	47	52	66	74	Sum-TetCB	99	101	105	114	118	122	123	Sum-PenCB	128	
70 Femunden	Ørret	7	42.5	920	2	7.3	1.01	2013-346-070	-20.03	7.99	3.2	0.296	0.02	0.27	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.01	0.02	0.03	0.02	0.02	0.04	0.1	0.03	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	0.28	0.04	
71 Femunden	Ørret	8	42.4	780	2	7.3	0.42	2013-346-071	-25.00	9.33	2.98	0.419	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.02	0.03	0.02	0.08	0.08	0.19	0.06	<0.01	0.19	<0.01	<0.01	0.53	0.11	
72 Femunden	Ørret	9	42.7	905	2	7.5	0.68	2013-346-072	-19.79	7.65	3.04	0.081	0.01	0.17	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.01	0.02	0.01	0.05	0.02	0.04	0.02	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.15	0.02	
73 Femunden	Ørret	10	41.4	745	2	5	0.88	2013-346-073	-21.23	8.25	3.14	0.063	0.01	0.28	<0.01	0.01	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.01	0.03	0.03	0.02	0.1	0.06	0.13	0.04	<0.01	0.12	<0.01	<0.01	0.35	0.05	
74 Femunden	Ørret	11	42.3	850	1	7.2	1.03	2013-346-074	-20.39	8.62	3.21	0.137	0.01	0.27	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.01	0.04	0.04	0.03	0.15	0.07	0.2	0.06	<0.01	0.18	<0.01	<0.01	0.52	0.06	
75 Femunden	Ørret	12	44.5	1020	2	7.3	0.54	2013-346-075	-22.73	10.79	3.1	0.225	<0.01	0.17	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	0.02	0.02	0.01	0.06	0.04	0.07	0.02	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.22	0.04	
76 Femunden	Ørret	13	46	1180	2	7.5	0.70	2013-346-076	-24.94	11.02	3.2	0.759	<0.01	0.27	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.06	0.02	0.07	0.08	0.06	0.26	0.21	0.5	0.15	0.02	0.49	<0.01	<0.01	1.37	0.24	
77 Femunden	Ørret	14	44.5	1102	1	7.3	1.19	2013-346-077	-23.67	9.62	3.28	0.09	<0.01	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.02	0.03	0.02	0.09	0.06	0.12	0.04	<0.01	0.13	<0.01	<0.01	0.35	0.05	
78 Femunden	Ørret	15	50.3	1295	1	7.5	0.47	2013-346-078	-21.12	8.54	3.22	0.134	<0.01	0.13	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.01	0.02	<0.01	0.05	0.03	0.07	0.03	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	0.23	0.03	
79 Femunden	Sik	1	33	420	1	4	1.55	2013-346-079	-27.84	6.61	3.25	0.133	0.01	0.33	<0.01	0.02	0.01	<0.01	<0.01	0.06	0.01	0.04	0.03	0.02	0.12	0.05	0.15	0.04	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	0.35	0.05	
80 Femunden	Sik	2	35.5	451	1	5	0.83	2013-346-080	-27.90	6.39	3.18	0.126	<0.01	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0.03	0.02	0.01	0.08	0.03	0.11	0.02	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.25	0.03	
81 Femunden	Sik	3	34.3	434	2	4	0.70	2013-346-081	-27.72	6.75	3.11	0.165	<0.01	0.16	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.02	0.02	<0.01	0.07	0.02	0.09	0.02	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	0.2	0.03	
82 Femunden	Sik	4	39	559	2	5	0.70	2013-346-082	-27.26	7.35	3.01	0.377	<0.01	0.16	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	0.02	0.02	0.01	0.07	0.03	0.11	0.03	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	0.26	0.04	
83 Femunden	Sik	5	36.6	504	1	5	2.21	2013-346-083	-28.02	7.28	3.36	0.273	0.02	0.56	0.02	0.04	0.04	<0.01	<0.01	0.15	0.04	0.11	0.09	0.05	0.34	0.18	0.46	0.12	0.01	0.37	<0.01	<0.01	1.16	0.2	
84 Femunden	Sik	6	35	530	2	5	0.90	2013-346-084	-27.43	6.48	3.04	0.133	<0.01	0.21	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.01	0.03	0.02	0.01	0.08	0.03	0.1	0.02	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.23	0.03	
85 Femunden	Sik	7	36.4	512	2	3	0.37	2013-346-085	-27.36	6.45	3.05	0.121	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.02	0.02	0.01	<0.01	0.06	0.03	0.1	0.06	0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.14	0.02	
86 Femunden	Sik	8	36	489	2	5	0.90	2013-346-086	-27.62	6.77	3.11	0.181	<0.01	0.18	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.01	0.03	0.02	0.01	0.08	0.03	0.1	0.02	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.14	0.03	
87 Femunden	Sik	9	36.3	552	2	5	1.34	2013-346-087	-27.27	7.03	3.15	0.28	0.01	0.31	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.01	0.03	0.03	0.02	0.1	0.04	0.14	0.03	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	0.34	0.04	
88 Femunden	Sik	10	35.5	510	1	5	0.89	2013-346-088	-27.82	6.63	3.13	0.124	0.01	0.21	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	0.03	0.02	0.01	0.07	0.03	0.1	0.02	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.23	0.03	
89 Femunden	Sik	11	34.8	481	2	4	1.20	2013-346-089	-27.96	6.60	3.15	0.128	0.01	0.23	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	0.02	0.02	0.01	0.07	0.02	0.09	0.02	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.19	0.02	
90 Femunden	Sik	12	34.5	426	2	4	1.26	2013-346-090	-28.10	6.17	3.33	0.146	0.01	0.25	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.01	0.03	0.02	0.01	0.07	0.04	0.12	0.03	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	0.29	0.04	
91 Femunden	Sik	13	35.4	453	2	4	0.92	2013-346-091	-27.97	6.38	3.34	0.139	<0.01	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.02	0.02	0.01	0.07	0.02	0.08	0.02	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.19	0.02	
92 Femunden	Sik	14	34.5	427	1	4	1.48	2013-346-092	-27.72	6.63	3.25	0.149	0.01	0.31	<0.01	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.06	0.01	0.05	0.03	0.02	0.13	0.06	0.17	0.04	<0.01	0.13	<0.01	<0.01	0.4	0.05	
93 Femunden	Sik	15	35	454	2	4	0.72	2013-346-093	-27.73	6.62	3.05	0.207	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	0.02	0.01	<0.01	0.05	0.02	0.07	0.02	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.16	0.02	
94 Tyrifjorden	Ørret	1	65	3100	-	-	-	2013-346-094	-26.28	14.06	3.76	1.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
95 Tyrifjorden	Ørret	2	55	1500	-	-	-	2013-346-095	-27.29	13.86	3.03	1.248	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
96 Tyrifjorden	Ørret	3	61	2500	-	-	-	2013-346-096	-29.92	14.21	4.17	0.853	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
97 Tyrifjorden	Ørret	4	74	4900	-	-	-	2013-346-097	-28.07	13.43	3.93	1.228	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Store innsjser 2013 data vedlegg

	138	141	149	153	156	157	167	167	Sum-HexCB	170	180	183	187	189	Sum-HepCB	194	206	209	PCB	Sum PCB	TBA	BDE-28	BDE-47	BDE-49	BDE-66	BDE-71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183
70	0.24	0.04	0.09	0.38	0.02	<0.01	0.01	0.81	0.05	0.15	0.02	0.06	<0.01	0.29	0.01	<0.01	<0.01	1	1.5	0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	
71	0.7	0.11	0.18	1	0.04	<0.01	0.02	2.17	0.18	0.56	0.1	0.3	<0.01	1.14	0.05	0.02	0.02	2.65	4.04	<0.01	<0.01	0.09	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.07	0.05	<0.01	0.02	0.05	<0.01	<0.01		
72	0.12	0.02	0.04	0.2	<0.01	<0.01	<0.01	0.42	0.03	0.08	0.01	0.04	<0.01	0.16	<0.01	<0.01	<0.01	0.5	0.76	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01		
73	0.34	0.05	0.11	0.46	0.02	<0.01	0.01	1.05	0.05	0.19	0.03	0.1	<0.01	0.38	0.02	<0.01	<0.01	1.27	1.92	0.01	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.02	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01		
74	0.41	0.07	0.21	0.69	0.03	<0.01	0.02	1.5	0.09	0.26	0.04	0.15	<0.01	0.54	0.02	<0.01	<0.01	1.8	2.75	<0.01	<0.01	0.09	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.03	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01		
75	0.25	0.04	0.06	0.4	0.02	<0.01	<0.01	0.82	0.05	0.2	0.03	0.1	<0.01	0.38	0.02	<0.01	<0.01	1.03	1.52	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.04	0.02	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01		
76	1.6	0.25	0.45	2.35	0.1	0.01	0.06	5.08	0.44	1.24	0.22	0.66	0.01	2.58	0.11	0.05	0.03	6.27	9.53	<0.01	<0.01	0.27	0.03	0.01	<0.01	<0.01	0.19	0.12	<0.01	<0.01	0.05	0.11	<0.01		
77	0.31	0.05	0.11	0.49	0.02	<0.01	0.01	1.05	0.06	0.2	0.03	0.1	<0.01	0.4	0.02	<0.01	<0.01	1.27	1.92	0.01	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.05	0.02	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
78	0.22	0.03	0.06	0.4	0.02	<0.01	0.01	0.77	0.05	0.17	0.03	0.07	<0.01	0.32	0.02	<0.01	<0.01	0.95	1.39	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
79	0.29	0.05	0.13	0.36	0.02	<0.01	0.01	0.91	0.05	0.14	0.03	0.09	<0.01	0.31	<0.01	<0.01	<0.01	1.11	1.71	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
80	0.21	0.04	0.08	0.25	0.01	<0.01	<0.01	0.65	0.04	0.09	0.02	0.06	<0.01	0.21	<0.01	<0.01	<0.01	0.77	1.19	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
81	0.17	0.03	0.07	0.21	0.01	<0.01	<0.01	0.54	0.03	0.08	0.02	0.05	<0.01	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	0.63	0.99	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
82	0.24	0.05	0.09	0.31	0.02	<0.01	<0.01	0.75	0.05	0.14	0.03	0.08	<0.01	0.3	0.01	<0.01	<0.01	0.93	1.4	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01		
83	0.99	0.2	0.36	1.29	0.05	<0.01	0.03	3.13	0.22	0.52	0.12	0.33	<0.01	1.19	0.04	0.02	0.01	3.78	6.03	0.02	<0.01	0.21	0.02	0.02	<0.01	<0.01	0.1	0.05	<0.01	0.01	0.03	<0.01	<0.01		
84	0.19	0.04	0.08	0.22	0.01	<0.01	<0.01	0.59	0.03	0.08	0.02	0.05	<0.01	0.18	<0.01	<0.01	<0.01	0.71	1.09	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
85	0.12	0.02	0.05	0.14	0.01	<0.01	<0.01	0.36	0.02	0.05	<0.01	0.03	<0.01	0.11	<0.01	<0.01	<0.01	0.42	0.66	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
86	0.21	0.04	0.08	0.25	0.01	<0.01	<0.01	0.63	0.04	0.1	0.02	0.06	<0.01	0.22	<0.01	<0.01	<0.01	0.78	1.18	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
87	0.31	0.06	0.11	0.41	0.02	<0.01	0.01	0.97	0.06	0.19	0.04	0.11	<0.01	0.4	0.01	<0.01	<0.01	1.21	1.85	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
88	0.19	0.04	0.08	0.23	0.01	<0.01	<0.01	0.59	0.03	0.09	0.02	0.05	<0.01	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	0.72	1.1	<0.01	<0.01	0.04	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
89	0.16	0.03	0.07	0.18	0.01	<0.01	<0.01	0.49	0.03	0.07	0.01	0.04	<0.01	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	0.59	0.9	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
90	0.24	0.05	0.11	0.29	0.02	<0.01	<0.01	0.74	0.04	0.11	0.02	0.07	<0.01	0.24	<0.01	<0.01	<0.01	0.9	1.38	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
91	0.16	0.03	0.07	0.19	0.01	<0.01	<0.01	0.49	0.03	0.07	0.01	0.04	<0.01	0.15	<0.01	<0.01	<0.01	0.58	0.91	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
92	0.34	0.06	0.14	0.42	0.02	<0.01	0.01	1.04	0.06	0.16	0.03	0.1	<0.01	0.36	0.01	<0.01	<0.01	1.28	1.97	<0.01	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
93	0.14	0.03	0.06	0.17	0.01	<0.01	<0.01	0.44	0.03	0.07	0.01	0.03	<0.01	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	0.52	0.79	<0.01	<0.01	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
94																																			
95																																			
96																																			
97																																			

	BDE-196	BDE-206	BDE-209	PFBA	PFPA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUdA	PFDoA	PFTA	PFTA	PFTeA	PFBS	PFHKS	PFOS	Ip-PFNS	PFDS	PFDoS	PFOs	PFOSA	me-PFOsA	et-PFOsA	me-PFOSE	et-PFOSE	6:2 FTS	D4	D5	D6
70	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.1	<0.1	0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
71	<0.01	<0.01	0.04	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	0.43	2.8	<0.4	<0.1	<0.1	0.06	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
72	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.1	<0.1	0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
73	<0.01	<0.01	0.03	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.1	<0.1	0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
74	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.1	<0.1	0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
75	<0.01	<0.01	0.02	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.71	<0.4	<0.1	0.07	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
76	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	1.1	<0.4	<0.1	0.06	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.32	<0.98	4.8		
77	<0.01	<0.01	0.03	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.44	<0.4	<0.1	0.06	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.16	<0.98	4.36		
78	<0.01	<0.01	<0.05	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.52	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.91	<0.98	<3.7		
79	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	1.1	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.54	2.78	1.78	5.89		
80	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.77	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.81	1.16	5.97		
81	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.94	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.82	1.21	5.45		
82	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.61	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.74	1.16	4.41		
83	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.71	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.73	1.01	4.19		
84	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	1.2	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	4.17	2.38	17.1		
85	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	2.2	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.36	<0.98	<3.7		
86	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.71	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	2.93	1.71	7.07		
87	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.62	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.07	<0.98	<3.7		
88	<0.01	<0.01	0.11	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.96	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.64	1.15	5.09		
89	<0.01	<0.01	0.03	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.64	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.93	<0.98	<3.7		
90	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.68	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.29	<0.98	<3.7		
91	<0.01	<0.01	0.03	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.58	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.69	1.01	6.42		
92	<0.01	<0.01	<0.01	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.98	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	2.01	1.23	4.17		
93	<0.01	<0.01	<0.04	-2	-2	<0.5	<0.5	<0.5	<0.6	<0.5	<0.4	<0.4	0.4	<0.4	<0.1	<0.1	<0.05	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1.17	<0.98	<3.7		
94																															
95																															
96																															
97																															



# BIBLIOTEKSKJEMA

## Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

## ISBN-nummer

978-82-577-6412-8

## Oppdragstakers prosjektansvarlig

Eirik Fjeld

## Kontaktperson

Eirik Fjeld

## M-nummer

M-157/2014

## År

2014

## Sidetall

47 s. +  
vedlegg

## Miljødirektoratets kontraktnummer

713512

## SPFO-nummer

-

## Utgiver

NIVA  
NIVA LNR 6677-2014  
NIVA O-NR 13223

## Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

## Forfatter(e)

Fjeld, Eirik (NIVA), Bæk, Kine (NIVA), Rognerud, Sigurd (NIVA), Rundberget, Jan Thomas (NIVA), Schlabach, Martin (NILU), Warner, Nicholas A. (NILU)

## Tittel - norsk og engelsk

Miljøgifter i store norske innsjøer, 2013

Environmental pollutants in large Norwegian lakes, 2013

## Sammendrag - summary

Forekomsten av kvikksølv, sykliske volatile metylerte siloksaner (cVMS), PCB, perfluorerte alkylforbindelser (PFAS) og flammehemmere av typen polybromerte difenyletere (PBDE) ble undersøkt i fisk (storørret, krøkle og sik) og zooplankton fra de store innsjøene Mjøsa, Randsfjorden og Femunden. I tillegg ble et fåtalls prøver av ørret fra Tyrifjorden analysert for kvikksølv. Vi diskuterer her konsentrasjonene av miljøgiftene og deres evne til å biomagnifisere. Av særlig funn kan nevnes at siloksan-forbindelsen D5 ble funnet å biomagnifisere i Mjøsas pelagiske næringsnett, noe som bekrefter tidligere funn fra 2010 og 2012. Videre er det en stor sannsynlighet for at omsetningsgrensen for kvikksølv i ørret (0,5 mg/kg) overskrides når fisken blir ca. 50 cm eller større.

The presence of mercury, cyclic volatile methylated siloxanes (cVMS), PCBs, perfluorinated alkylated substances (PFAS) and flame retardants of a polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) were investigated in fish (large brown trout, smelt and whitefish) and zooplankton from the large lakes Mjøsa, Randsfjorden and Femunden (SE Norway). In addition, a small number of samples of trout from Lake Tyrifjorden were analyzed for mercury. We discuss here the concentrations of pollutants and their ability to biomagnify. Among the main findings were that siloxane compound D5 was found to biomagnify in the pelagic food web of Lake Mjøsa, which confirms earlier findings from 2010 and 2012. Moreover, there is a high probability that the consumption advisory limit for mercury in trout (0,5 mg/kg) is exceeded when the fish are about 50 cm or larger.

## 4 emneord

innsjøer, fisk, zooplankton, miljøgifter

## 4 subject words

lakes, fish, zooplankton, pollutants

## Miljødirektoratet

Postadr: postboks 5672, Sluppen, 7485 Trondheim | Tel: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01 | Org.nr: 999 601 391

E-post: post@miljodir.no | Internett: www.miljodirektoratet.no



### Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

E-post: [post@miljodir.no](mailto:post@miljodir.no)

Nett: [www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Strømsveien 96, 0602 Oslo

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. Miljødirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.