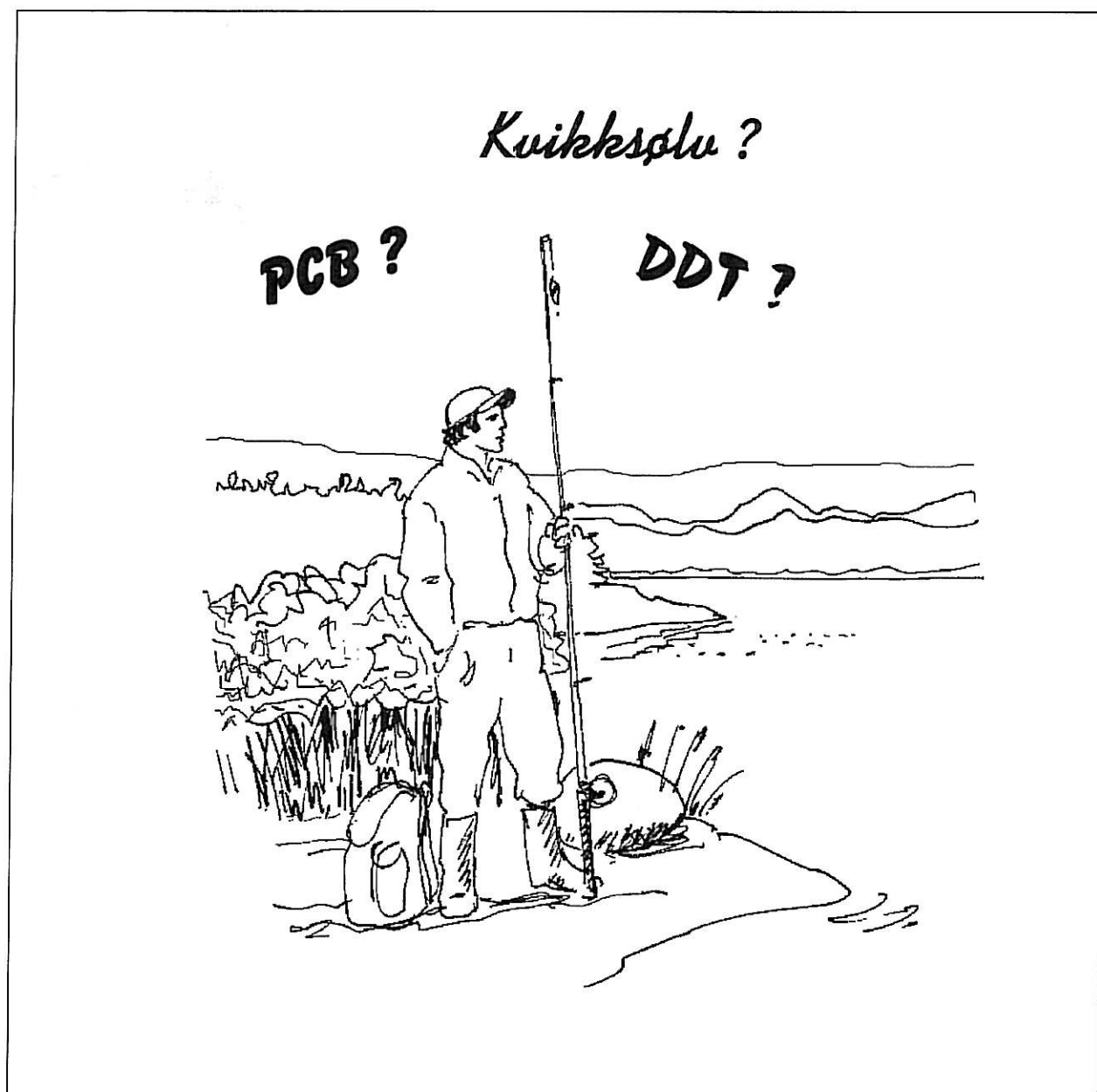


RAPPORT LNR 4072-99

# Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1999

Kvikksølv og klororganiske  
forbindelser



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998 Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser	Løpenr. (for bestilling) 4072-99	Dato 10.09.99
	Prosjektnr. Undernr. 98103	Sider Pris 28 s. + vedlegg
Forfatter(e)  Eirik Fjeld Sigurd Øxnevad Norunn Følsvik Einar M. Brevik	Fagområde Miljøgifter, ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Øst-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern avdelingen	Oppdragsreferanse Ola Hegge
--	--------------------------------

**Sammendrag**

Nivåene av kvikksølv og klororganiske miljøgifter har blitt bestemt i fisk fra Mjøsa, innsamlet i 1998. Generelt hadde fisken et lavt til moderat kvikksølvnivå, men det ble funnet betenkelig høye nivåer (> 1 mg Hg/kg) i store individer av gjedde, abbor og stor-ørret. Sammenliknet med nivåene for 15-20 år siden ble det funnet en markant reduksjon i kvikksølvinnholdet i abbor, gjedde og krøkle (i gjennomsnitt 30-50%), minst for abbor og størst for gjedde. Konsentrasjonene i lagesild tyder også på en nedgang sammenliknet med nivåene for 20 år siden. For ørret og lake ble det ikke påvist noen endringer sammenliknet med nivåene i 1982-1984. På tross av den relativt gode nedgangen i kvikksølvnivåene i flere av de undersøkte artene, var det ikke uvanlig å finne nivåer som overskred grenseverdiene som er satt for omsetning av slik fisk beregnet til konsum (generelt: 0,5 mg Hg/kg, gjedde: 1,0 mg Hg/kg). Nivåene av klororganiske miljøgifter var generelt forhøyet sammenliknet med det vanlig forekommende bakgrunnsnivået i fisk fra innsjøer uten lokale forurensningskilder. Rapporten omtaler også nylige funn av organotinn-forbindelser i muskelfilet av lake.

Fire norske emneord 1. ferskvannsfisk 2. kvikksølv 3. klororganiske forbindelser 4. organotinn	Fire engelske emneord 1. freshwater fish 2. mercury 3. organochlorines 4. organotin
--	---



Eirik Fjeld  
Prosjektleder



Bjørn Olav Rosseland  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-3677-5



Nils Roar Sæthun  
Forskningsjef

**Miljøgifter i fisk  
fra Mjøsa, 1998**

Kvikksølv, klororganiske  
og tinnorganiske forbindelser

---

## Forord

Foreliggende undersøkelse er utført for Mjøsa fiskeforvaltning og fylkesmennene i Oslo og Akershus, Hedmark og Oppland. Arbeidet er finansiert med midler fra SFT, Statens fiskefond og Styringsgruppen for overvåking i Mjøsa. Mjøsa fiskeforvaltning og en rekke fiskere har besørget innsamling av prøvematerialet.

Analysene av kvikksølv i fisk er i hovedsak utført ved Veterinærinstituttet, seksjon for kjemi. De øvrige analysene av klororganiske miljøgifter er gjort ved NIVA. De klororganiske analysene inngår i en lands-omfattende undersøkelse av klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk som NIVA gjør på oppdrag fra SFT. Prøvetakning av fisk til analyser av kvikksølv og klororganiske miljøgifter er gjort av Sigurd Øxnevad, som også har stått for aldersbestemmingen. Data på nivåer av organotinn-forbindelser i lake er framskaffet av Følsvik og Brevik, NIVA.

For oppdragsgiver har saksbehandler vært fiskeforvalter Ola Hegge, Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen. Ved NIVA har Eirik Fjeld vært prosjektleder.

Oslo, september 1999

Eirik Fjeld

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>6</b>
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>7</b>
2.1. Innsamling	7
2.2. Prøvetakning og analyse	7
2.3. Kort om utvalgte miljøgifter	9
<b>3. Resultater</b>	<b>11</b>
3.1. Kvikksølv i ørret	11
3.2. Kvikksølv i abbor	13
3.3. Kvikksølv i gjedde	15
3.4. Kvikksølv i krøkle	17
3.5. Kvikksølv i lake	19
3.6. Kvikksølv i lagesild og sik	21
3.7. Klororganiske forbindelser	22
3.8. Organotinn i lake	24
<b>4. Vurderinger og konklusjoner</b>	<b>25</b>
4.1. Kvikksølv	25
4.2. Klororganiske forbindelser og organotinn	25
<b>5. Litteraturhenvisninger</b>	<b>27</b>

---

---

## Sammendrag

Nivåene av kvikksølv og utvalgte klororganiske miljøgifter har blitt bestemt i ørret, sik, lagesild, krøkle, abbor, gjedde og lake fra Mjøsa. Materialet ble innsamlet i 1998. Nivåer av organotinnforbindelser i lake er også rapportert.

Generelt hadde den analyserte fisken et lavt til moderat kvikksølvnivå, men det ble funnet betenkelig høye nivåer (> 1 mg Hg/kg) i store individer av fiskespisende rovfisk som gjedde, abbor og stor-ørret.

Sammenliknet med nivåene for 15-20 år siden ble det funnet en markant og statistisk signifikant reduksjon i kvikksølvinnholdet i abbor, gjedde og krøkle. For en gjennomsnittsfisk av disse artene var reduksjonen i størrelsesorden 30-50%, minst for abbor og størst for gjedde. Undersøkelser av lagesild tyder også på en nedgang i konsentrasjonene sammenliknet med nivåene for 20 år siden. Vekstraten innen enkelte av artene, abbor og krøkle spesielt, hadde imidlertid økt sammenliknet med veksten for 15-20 år siden. Reduksjonene i kvikksølvnivåene kan derfor for disse artene dels være en effekt av en vekstfortynning, og dels en effekt av kuttene i de lokale kvikksølvforurensningene som ble gjennomført på begynnelsen og midten av 1970-tallet.

For ørret og lake ble det ikke påvist noen statistisk signifikante endringer sammenliknet med nivåene i 1982-1984. Undersøkelsen kan ikke gi noe svar på hvorfor kvikksølvnivåene i disse artene ikke har blitt redusert.

På tross av den relativt gode nedgangen i kvikksølvnivåene i flere av de undersøkte artene, var det ikke uvanlig å finne nivåer som overskred grenseverdiene som er satt for omsetning av slik fisk beregnet til konsum, generelt: 0,5 mg Hg/kg, gjedde: 1,0 mg Hg/kg. For ørret ble denne grensen i gjennomsnitt nådd i fisk som var omlag 60 cm eller 2,5 kg, hos abbor omlag 30 cm eller 350 g, hos gjedde omlag 70 cm eller 3 kg, og hos lake omlag 42 cm eller 0,5 kg. For krøkle, lagesild og sik synes nivåene i hovedsak å være uproblematisk med tanke på grenseverdiene for omsetning.

Nivåene av klororganiske miljøgifter i fisk fra Mjøsa var generelt forhøyet sammenliknet med det vanlig forekommende bakgrunnsnivået som finnes i fisk fra innsjøer uten lokale forurensningskilder. Høyeste nivå i muskelfilet ble funnet i ørret med konsentrasjoner av sum PCB7 og sum DDT på henholdsvis 61 og 75 µg/kg (våtvekt). Dette er nivåer som ikke bør ha noen betydning for spiseligheten til fisken. Konsentrasjonen av sum PCB7 i lakelever var imidlertid relativt høyt med 1830 µg/kg. Basert på marine klassifiseringskriterier tilsvarer dette tilstandsklasse III, «markert forurenset».

Det rapporteres her også om nylige funn av organotinnforbindelser i muskelfilet av lake. Dette er de første analysene av slike miljøgifter i ferskvannfisk i Norge. Nivåene var forholdsvis lave, og konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPHT) var henholdsvis 4,8 og 25 ng Sn/g (våtvekt). Kildene til disse miljøgiftene kan være skipsmaling og impregnering av trevirke.

# 1. Innledning

NIVA har fått i oppdrag av Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, om å gjøre en undersøkelse av miljøgifter i fisk fra Mjøsa. Prosjektet skal gi en bred kartlegging av kvikksølvkonsentrasjonene i en rekke fiskeslag, samt inkludere en undersøkelse av klororganiske forurensninger i et mindre utvalg arter.

Mjøsa har tidligere mottatt store utslipp av kvikksølv fra treforedlingsindustrien, noe som førte til at det på 1960- og 1970-tallet ble funnet tildels betydelige konsentrasjoner av kvikksølv i fisken. Siste større, systematisk utførte undersøkelse av kvikksølvnivåene i Mjøs-fisken ble gjort i perioden 1982-1984 (Eriksen et al. 1991). Det ble da funnet en generell nedgang i kvikksølvinnholdet i fisken sammenliknet med tidligere års undersøkelser. Imidlertid nådde konsentrasjonene i større aure og lake slike nivåer at de ville rammes av dagens kostholdsråd - og at det etter disse kriteriene ville det blitt anbefalt begrensninger i konsumet og omsetningen av slik matfisk.

En nyere nasjonal undersøkelse viste at kvikksølvkonsentrasjonene i ferskvannsfisk fra innsjøer uten kjente punktutslipp kunne bli betenkelige høye, og innsjøer på Østlandet syntes å være blant de mest utsatte (Rognerud et al. 1996). Trolig bidrar avsetninger av atmosfærisk langtransportert kvikksølv til et generelt forhøyet kvikksølvnivå i ferskvannsfisk i deler av Norge. Mjøsa var dessverre ikke med i innsjøutvalget i den nasjonale kvikksølvundersøkelsen, og det er derfor et forvaltningsmessig behov for å få en oppdatert status av kvikksølvnivået i Mjøs-fisken.

Det er også et behov for en systematisk registrering av klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk, så som PCB, dioksin og visse pestisider. Dette er forbindelser som i likhet med kvikksølv oppkonsentreres i næringskjedene, men forekomsten av dem og nivåene i fisk fra norske innsjøer er lite kjent. NIVA har kunnet konstatere forhøyde nivåer av klororganiske forbindelser i innsjøsedimenter fra en rekke sør-norske innsjøer (Rognerud og Fjeld 1990, Rognerud et al. 1997a). Det ble her avdekket et mønster som tyder på langtransporterte atmosfæriske avsetninger, samt lokale punktkilder i nedbørfeltet til visse innsjøer. Det må forventes at en del tidligere uheldig behandling eller anvendelse av industri-, jordbruks- og skogbrukskjemikalier vil gjenspeiles i forhøyde nivåer av klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk. Dette bekreftes i noen sonderende undersøkelser hvor NIVA har kunnet dokumentere tildels høye konsentrasjoner av dioksinlignende PCB-forbindelser og DDT i lake fra Mjøsa og fisk fra visse andre innsjøer (Brevik, in prep.). NIVA har derfor igangsatt en større nasjonal undersøkelse hvor nivåene av klororganiske forbindelser i ferskvannsfisk skal kartlegges.

Oppdragsgiver har også ønsket at NIVA rapporterer data fra andre nyere miljøgiftundersøkelser fra Mjøsa, og vi har derfor inkludert data fra en nylig publisert undersøkelse på organotinn i lake (Følsvik og Brevik 1999).

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Innsamling

Prøvematerialet ble i all hovedsak samlet inn i løpet av sommersesongen og høsten 1998 i regi av Fylkesmannen i Oppland, Miljøvern avdelingen. I tabell 1 har vi presentert det analyserte materialet, fordelt på de enkelte artene og ulike stasjoner i Mjøsa. Fisk som er utpreget pelagisk og lite stasjonær, slik som ørret, krøkle, sik og lagesild, er ikke skilt med hensyn til fangststed, da det er lite sannsynlig at det skulle være geografisk relaterte forskjeller i konsentrasjonene av miljøgifter i disse. For abbor, gjedde og lake, som er mer stasjonær, har vi i utgangspunktet skilt mellom fisk fra de to fangstområdene Gjøvik-Helgøya og indre deler av Furnersfjorden.

Området mellom Gjøvik og Helgøya er et område som er representativt for det sentrale fjordbassenget. Det mer sentrale området lenger sør ved Skreia er mer praktisk vanskelig å fiske i på grunn av store dyp og bratte sider. Indre deler av Furnesfjorden er et annet relevant område da det har mottatt - og mottar - forurensninger fra Hamar-regionen. Det ble også samlet inn et betydelig antall lake her i undersøkelsen i 1983-1984, slik at det er velegnet som et referanseområde.

**Tabell 1.** Antall fisk analysert for kvikksølv, fordelt på ulike arter og stasjoner i Mjøsa

Art	Mjøsa - uspesifisert	Mjøsa - Furnesfjorden	Mjøsa - Gjøvik	sum
Ørret	20	-	-	20
Krøkle	17	-	-	17
Sik	20 <sup>a</sup>	-	-	20
Lagesild	20 <sup>a</sup>	-	-	20
Abbor	-	20	20	40
Gjedde	-	-	20	20
Lake	-	5	19	24
sum	77	25	69	161

a. analysert på blandprøve

### 2.2 Prøvetakning og analyse

All fisk ble frosset ned like etter innfangning og ble sendt til NIVA hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil prøvetakning. De fleste fiskene ble sendt «runde» til NIVA, men for noen store gjedder og ørret ble det sendt hode- og nakkestykker.

Under prøvetakningen ved NIVA ble fisken målt og veid, og strukturer til alderbestemmelse ble dissekert ut. For noen fisk hvor det kun var innsendt hode/nakke-stykke manglet lengde eller vekt. For disse ble lengda eller vekten estimert ut fra lengde-vekt forholdene i det resterende materialet fra Mjøsa.

Til aldersbestemmelse av abbor ble det benyttet gjellelokk, for gjedde ble det benyttet skulderbein, for sik, lagesild og krøkle - ørestein (otolith), mens det for ørret ble benyttet både skjell og ørestein.



Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet) fra hver fisk. Hver prøve som skulle analyseres for kvikksølv ble pakket inn i ren aluminiumsfolie som igjen ble lagt inn i en tett plastpose med lynlås. For analyser av klororganiske mikroforurensninger ble det preparert blandprøver av skjelettmuskulaturen. Hver blandprøve besto av jamnstore muskelp prøver fra flere individer. Prøvene ble lagret på glødede glass forseglet med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble sendt til laboratoriet for analyse.

Kvikksølvanalysene i muskel ble i all hovedsak ble gjort ved Veterinærinstituttet, seksjon for kjemi, Oslo. Prøvene ble dekomponert med salpetersyre og hydrogenperoksyd. Oppsluttet prøve ble tilført tinnklorid og saltsyre. Atomært kvikksølv ble dannet, og ledet av nitrogengass til en kvartscelle plassert i lysveien. Mengde kvikksølv ble bestemt atomabsorpsjonsspektrofotometrisk med D2-bakgrunnskorreksjon ved 253,7 nm mot ekstern standardkurve. Deteksjonsgrensen for metoden er 0,01 mg Hg/kg våtvekt. For blandprøvene av sik og lagesild ble analysene gjort ved NIVAs laboratorium med metode «E 4-3, Hg-B» (Perkin-Elmer FIMS 400, deteksjonsgrense 0,005 mg Hg/kg våtvekt). Alle kvikksølvkonsentrasjonene det refereres til i denne rapporten oppgis på våtvektsbasis.

Analysene av klororganiske mikroforurensninger ble gjort ved NIVAs laboratorium med NIVA-metode H 3-4, ekstraksjon og opparbeidelse av klororganiske forbindelser i biologisk materiale. I det følgende gis det en kortfattet metodebeskrivelse: Prøvene tilsettes en indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Deteksjonsgrensen for metoden varierer, alt etter mengden ekstraherbart fett fra prøven og eventuell interferens fra andre komponenter i prøven.

I forbindelse med det landsomfattende prosjektet for bestemmelse av nivåene av klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk skal utvalgte arter fra Mjøsa også analyseres for dioksin og dioksinbeslektede forbindelser. Disse analysene vil imidlertid bli gjort høsten 1999 og kunne derfor ikke bli behandlet i foreliggende rapport.

## 2.3 Kort om utvalgte miljøgifter

### 2.3.1 Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er et giftig metallisk grunnstoff som kan danne meget giftige organiske forbindelser slik som metylkvikksølv ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ). Metylkvikksølv kan dannes ved at bakterier i vann og sedimenter metylerer uorganiske kvikksølvforbindelser. Metylkvikksølv forbinder seg til proteiner i organismene og oppkonsentreres i næringskjedene (biomagnifiseres). En regner med at mellom 95–99% av kvikksølvet i fisk foreligger som metylkvikksølv (Grieb et al. 1990, Bloom 1992). Metylkvikksølv kan gi motoriske og mentale forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet, særlig er utviklingen av sentral-nervesystemet til fostre følsomme for påvirkning (Grandjean 1997).

Verdens helsorganisasjon (WHO) har fastsatt et provisorisk, tolerabelt ukeinntak av metylkvikksølv på 0,2 mg Hg/uke for en voksen person (60 kg) (JECFA, 1989). Bakgrunnen for dette er erfaringen for at den tidligste langtidseffekten hos voksne opptrer etter langtids daglig inntak på 3–7 mg/kg kroppsvekt. Ved dette inntaket opptrer effekter på perifere nerver med parestesier hos ca 5% av voksne individer. En sikkerhetsfaktor på 10 som skal ta hensyn til individuelle forskjeller i følsomhet er lagt inn i beregningsgrunnlaget for det antatt tolerable ukeinntaket (0,2 mg Hg/uke). Nyere undersøkelser viser effekter på barns kognitive utvikling ved prenatal eksponering hvor mors inntak ligger lavere enn nivået som er ansett som sikre for voksne personer (Grandjean et al. 1998).

Som en del av et felles EU-reglement er det blitt innført grenser på konsentrasjoner på kvikksølv i fisk beregnet for salg til konsum. I følge dette reglementet skal konsentrasjonene i fisk ikke overstige 0,5 mg Hg/kg, men for gjedde (som det antas konsumeres mindre av) er grensa satt til 1,0 mg Hg/kg. I denne rapporten har vi imidlertid valgt å ikke komme med konkrete kostholdsråd vedrørende konsum av fisk fra Mjøsa da slikt bør gjøres av rette forvaltningsmyndigheter (Statens nærings-middeltilsyn, eventuelt lokale næringsmiddeltilsyn)

Bruken av kvikksølv er i dag strengt regulert og de store kildene til punktutslipp er i dag sanert. Tidligere betydelige punktutslipp av kvikksølv i Norge stammet særlig fra produksjonen av papirmasse og elektrolyse- og smelteverkindustrien. Mindre lokale forurensninger har vært knyttet til bruken av kvikksølvbeiset såkorn i landbruket. Sandlund et al. (1981) oppgir tidligere viktige lokale kilder til kvikksølvforurensning i Mjøsa å stamme fra treforedlingsindustrien (Mesna Kartongfabrikk, Lillehammer) og kvikksølvbeiset såkorn. Disse kildene er i dag opphørt.

I og med at de største innenlandske kildene til kvikksølvforurensning i dag er fjernet står de atmosfæriske langtransporterte forurensningene tilbake som et viktig kilde. De menneskeskapt utslippene til luft stammer særlig fra kullfyrte kraftverk, smelteverk-industri og søppelforbrenning. Atmosfærisk langtransport av kvikksølv og andre mikroforurensninger har forårsaket betydelig kontaminering av jordsmonn og innsjøer i regioner fjernt fra kildeområdene (Rognerud og Fjeld 1990, Lindqvist et al. 1991; Jackson 1997; Downs et al. 1998; Rognerud et al. 1997b, 1998 og 1999). Atmosfærisk kvikksølv foreligger i hovedsak som elementært  $\text{Hg}^0$  som etterhvert blir oksydert til toverdige kvikksølv ( $\text{Hg}^{2+}$ ). Det toverdige kvikksølvet forbinder seg til aerosoler som vaskes ut med nedbør eller tørr-deponeres. Kvikksølv har derfor en forholdsvis lang gjennomsnittlig oppholdstid i atmosfæren, trolig så mye som ett år, og de globale sirkulasjons-systemene kan derfor spre kvikksølv til områder fjernt fra kilderegionene. (Lindqvist and Rode 1985).

En landsomfattende undersøkelse av sedimenter fra 220 norske innsjøer, innsamlet i 1996–1997, viste en markert økning i konsentrasjonene av kvikksølv i overflatesedimentene sammenliknet med dypere sedimenter deponert i førindustriell tid (Rognerud et al. 1999). Konsentrasjonene av kvikksølv har i gjennomsnitt økt med en faktor på 3, mens økningen var størst i de forsurede kystnære områdene på i Sør- og Øst-Norge, her var det ikke uvanlig med en økning på 5–7 ganger bakgrunnskonsentrasjonen.

Et resultat av det langtransporterte spredningsmønsteret av kvikksølv er at fisk i en rekke innsjøer i

---

Nord-Amerika og Skandinavia har tildels betydelig forhøyde nivåer av kvikksølv (Håkanson et al. 1988; Wiener og Stokes 1990; Fjeld og Rognerud 1993; Andersson og Lundberg 1995; Rognerud et al. 1996). I Norge synes problemet generelt å være størst for abbor og gjedde fra humusrike skogssjøer i Øst-Norge.

### 2.3.2 Klororganiske miljøgifter

Disse miljøgiftene er en stor gruppe forbindelser som generelt består av et organisk grunnkjelett (kjedede eller ringformede hydrokarboner) med en ulik grad av klorering (kjemisk substitusjon av hydrogen med klor). Svært mange av disse forbindelsene er naturfremmede eller forekommer naturlig i svært små konsentrasjoner. De kan være tungt nedbrytbare (persistente), ofte fettløselige (lipofile), og noen er kreftremkallende, har hormonforstyrrende effekter eller har andre toksiske egenskaper. Mange plantevernmidler som tidligere var i bruk i Norge, så som DDT og Lindan, er klororganiske forbindelser. Andre klororganiske forbindelser har vært anvendt eller anvendes i industri, i mekanisk eller elektronisk utstyr, som tilsetningsstoffer i industriprodukter, eller dannet/dannes som biprodukter i industrielle prosesser. PCB, hexaklorbensen, oktaklorstyren og hexacyklohexaner er eksempler på slike klororganiske miljøgifter.

PCB (polyklorerte bifenyler) har av statens forurensningstilsyn (SFT) blitt karakterisert som et stoff som representerer et betydelig miljøproblem i Norge (Dons og Beck 1993), og er en nasjonalt prioritert miljøgift (St. melding 58, 1996-97). PCB er en gruppe klorerte hydrokarboner som er giftige, tungt nedbrytbare, opphopes i organismer og oppkonsentreres (biomagnifiseres) i næringskjeden. De er bygget opp over et grunnkjellett av bifenyl med en ulik grad av klorering. Teoretisk finnes det i alt 209 forskjellige PCB-forbindelser (kongenerer), som har svært ulike gifteffekter. Det er et miljøfremmed stoff som har lang oppholdstid i miljøet og har kroniske giftvirkninger i selv små konsentrasjoner. For en oversikt, se Knutzen (1995).

PCB har blitt satt i forbindelse med reproduksjonsforstyrrelser, atferdsforstyrrelser og nedsettelse av immunforsvaret. PCB-holdige oljer har særlig blitt benyttet som isolasjonsmiddel og kjølemiddel i elektriske utstyr som transformatorer og kondensatorer. Videre har det vært brukt i hydraulikk- og skjæreoljer, som mykgjørere i visse plast- og malingstyper, i fugemasser, i betongbelegg (bl. a. landbrukssiloer) mm. All bruk av PCB i Norge skulle i følge Nordsjødeklarasjonen ha opphørt i 1994.

Da mange av de klororganiske forbindelsene er relativt flyktige, kan de i likhet med kvikksølv spres med luftstrømmen fra kildeområdene og til mer nordlige strøk hvor de avsettes (Wannia og Mackay. 1993). Slike langtransporterte atmosfæriske avsetninger kan gjenfinnes i sedimentene i norske innsjøer som er fri for lokale punktkilder av klororganiske miljøgifter (Rognerud et al. 1997a)

## 3. Resultater

### 3.1 Kvikksølv i ørret

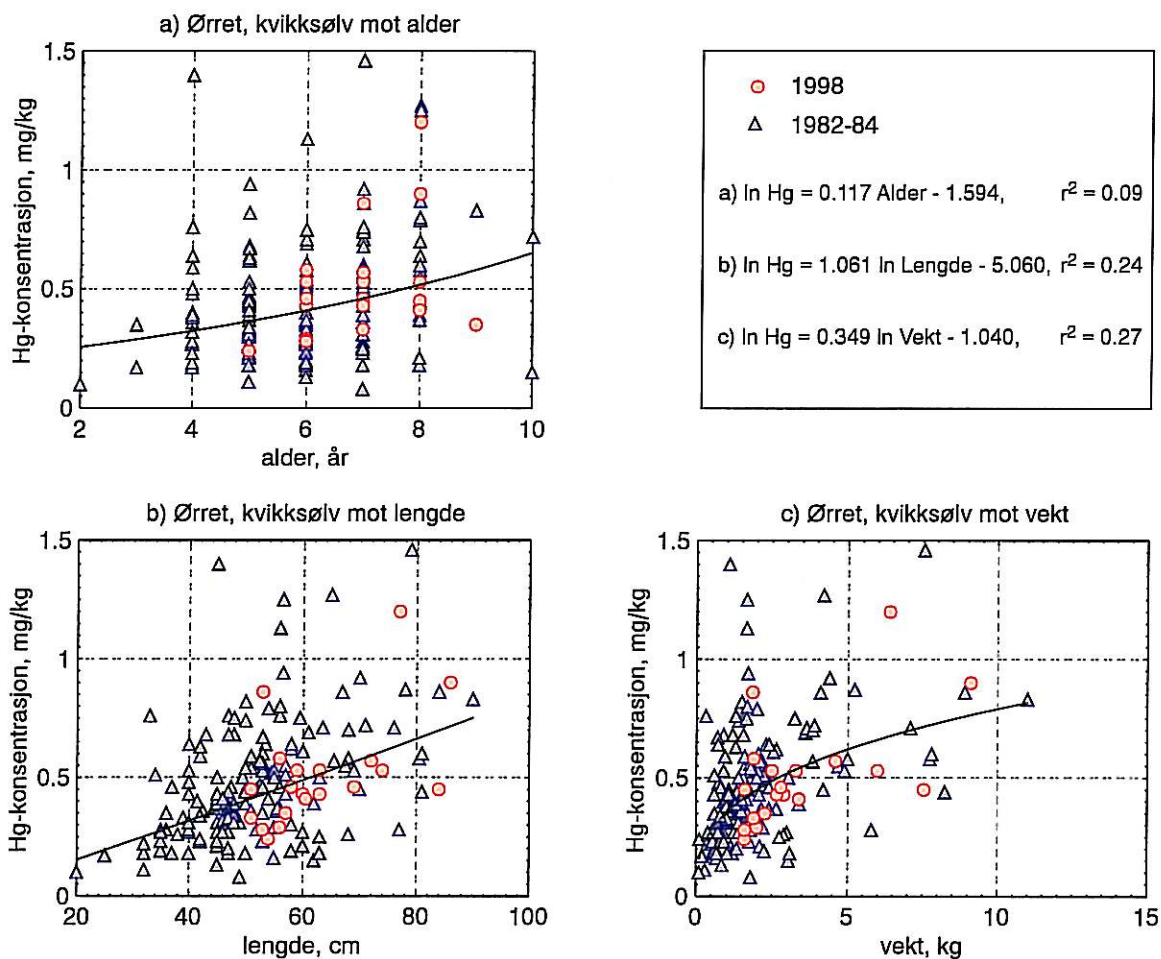
Kvikksølvnivåene i det analyserte materialet av ørret varierte mellom 0,24–1,20 mg Hg/kg våtvekt (gjennomsnitt: 0,51 mg/kg). Åtte av i alt 20 fisk overskred grensen på 0,5 mg Hg/kg som er satt for salg av slik fisk til konsum. Materialet ble dominert (25%–75% intervall) av fisk i størrelsesgruppen 1,9–4,3 kg (54–72 cm), med alder på 6–8 år og Hg-konsentrasjoner på 0,28–0,56 mg Hg/kg. Det var en ikke ubetydelig spredning i konsentrasjonene innenfor de enkelte lengdegruppene. Eksempelvis kunne en for fisk i størrelsesgruppa 50–60 cm eller 1,5–3 kg finne kvikksølvkonsentrasjoner i området 0,28–0,85 mg/kg (Figur 1).

I tabell 2 har vi oppgitt gjennomsnittlige verdier av kvikksølvkonsentrasjonene, samt størrelse og alder på fisken. Sammenlignes resultatene fra denne undersøkelsen med data fra 150 ørret fisket i perioden 1982–1984 (Eriksen et al. 1991) kan vi med statistiske metoder ikke påvise noen signifikante forskjeller mellom kvikksølvnivåene fra disse to undersøkelsene etter at det var justert for forskjeller i lengde (kovariansanalyse, sannynlighet for like lengdejusterte gjennomsnitt:  $p = 0,48$ ). Alder, i tillegg til størrelse, kunne ikke bidra med ytterligere mengde forklart varians i de statistiske analysene av kvikksølvnivåene. Vi har presentert data fra de to undersøkelsene samlet i figur 2. Kurvene som beskriver kvikksølvinnholdet som funksjon av størrelse og alder er her basert på data fra begge undersøkelsene da det ikke var grunnlag for å si at kvikksølvnivået i fisken hadde endret seg fra 1982–1984 og til 1998. Kurvene viser tydelig tendens til at kvikksølvnivåene stiger med fiskens størrelse, mens sammenhengen med alder er noe svakere.

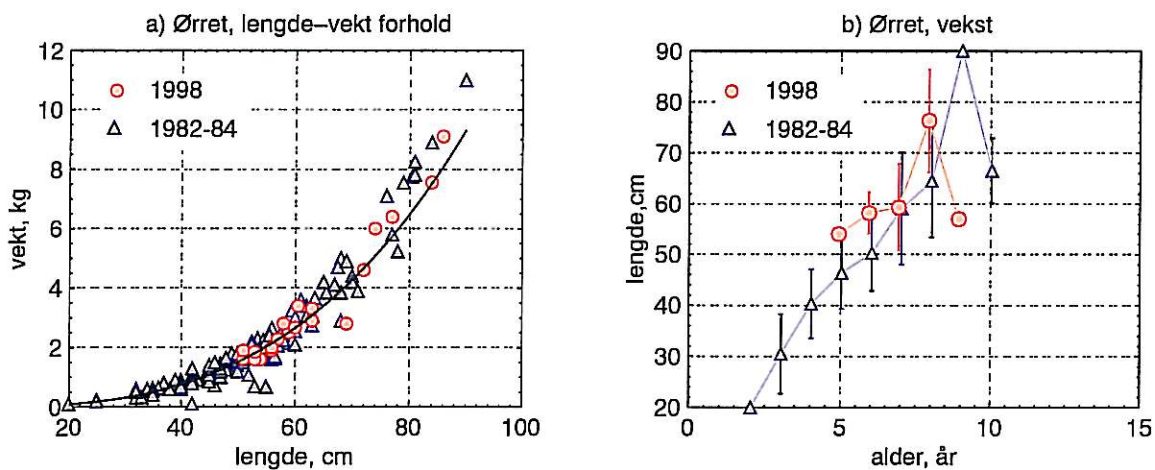
I figur 2 har vi vist lengde-vekt forholdet og veksten til det analyserte materialet. Lengde-vekt forholdet var likt for materialet fra de to undersøkelsene, men det var en viss tendens til at fisken fanget i 1998 hadde vokst bedre enn fisken fanget 1982–1984. For aldersgruppene 6 år og 8 år var forskjellene statistisk signifikante ( $p < 0,05$ ).

**Tabell 2.** Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt), lengde, vekt og alder i det analyserte materialet av ørret fra Mjøsa ( $n = 20$ ). Maksimum- og minimumsverdier er også oppgitt.

	mg Hg/kg	lengde, cm	vekt, kg	alder, år
gjennomsnitt	0.51	63	3.45	7.0
standard avvik	± 0.23	± 11	± 2.21	± 1.0
maksimum	1.20	83	9.10	9
minimum	0.24	51	1.56	5



**Figur 1.** Kvikksølvkonsentrasjonen i ørret fra Mjøsa plottet mot fiskens lengde, vekt og alder. Data fra 1982-1984 er hentet fra Eriksen et al. 1991. (1988:  $n = 20$ , 1982-1984:  $n = 150$ ).



**Figur 2.** Lengde-vekt forhold og vekst (med standardavvik) til det analyserte ørret-materialet fra Mjøsa. Data fra 1982-1984 er hentet fra Eriksen et al. 1991. (1988:  $n = 20$ , 1982-1984:  $n = 150$ ).

### 3.2 Kvikksølv i abbor

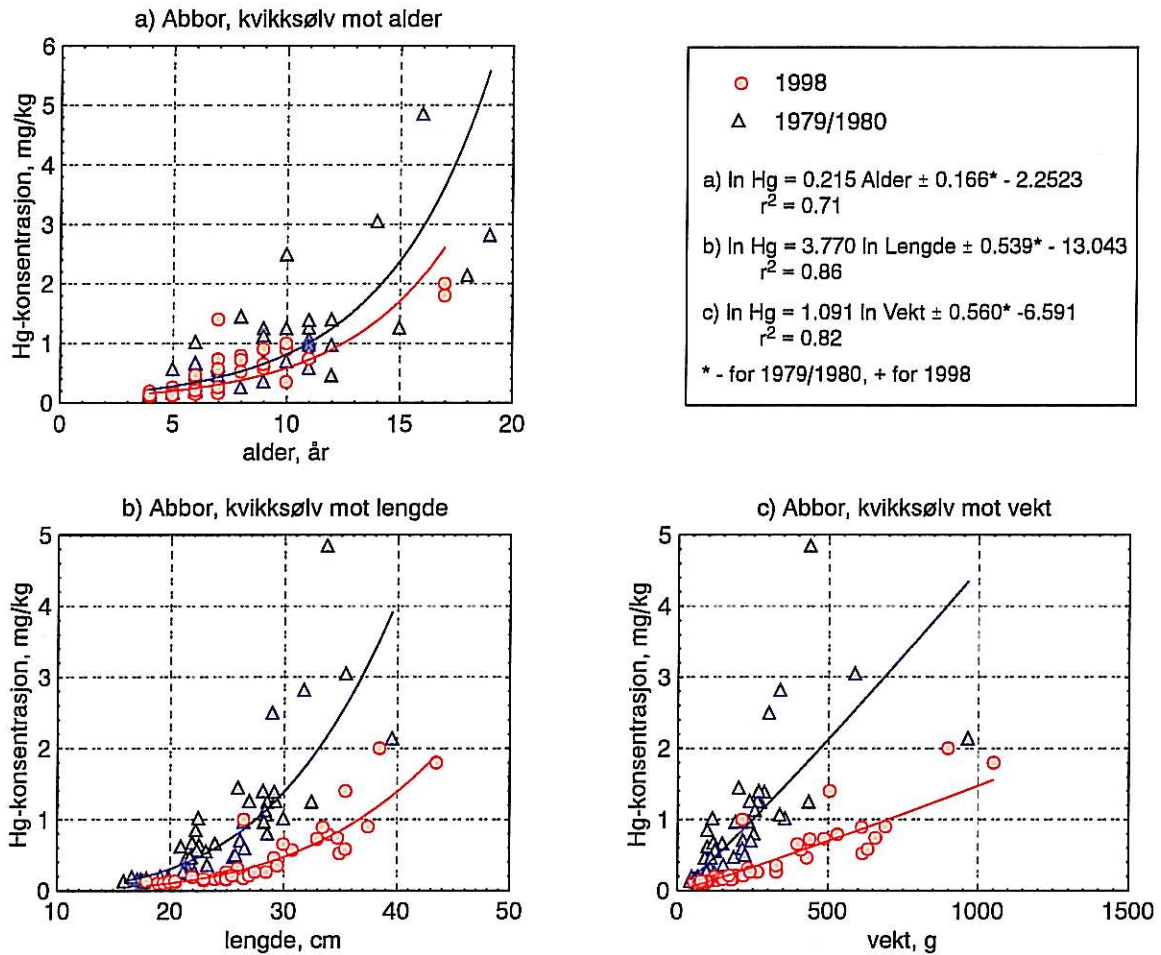
Kvikksølvnivåene i det analyserte materialet av abbor varierte mellom 0,10–2,00 mg Hg/kg våtvekt (gjennomsnitt: 0,46 mg/kg). Fjorten av i alt 40 fisk overskred grensen på 0,5 mg Hg/kg som er satt for salg av abbor til konsum. Materialet ble dominert (25%–75% intervall) av fisk i størrelsesgruppen 140–400 g (23–30 cm), med alder på 5–8 år og Hg-konsentrasjoner på 0,15–0,70 mg Hg/kg. Fisken stammet fra henholdsvis Furnesfjorden og området utenfor Gjøvik og det ble analysert kvikksølv i 20 individer fra hvert område. Det kunne ikke påvises noen statistisk signifikante forskjeller mellom kvikksølvnivået til abbor fra disse to områdene (kovariansanalyser, justert for forskjeller i lengde eller alder), og vi behandler derfor abbor-materialet fra Mjøsa samlet.

I tabell 3 har vi oppgitt gjennomsnittlige verdier av kvikksølvkonsentrasjonene, samt størrelse og alder på fisken. Sammenlignes data fra denne undersøkelsen med data fra 48 abbor fisket i Ringsakerfjorden og Furnesfjorden i perioden 1979–1980 (Sandlund et al. 1981) kan vi med statistiske metoder påvise klart signifikante forskjeller mellom kvikksølvnivåene fra disse to undersøkelsene (kovariansanalyse, sannynlighet for like lengdejusterte gjennomsnitt:  $p < 0,001$ ). Vi har presentert data fra de to undersøkelsene i figur 3, og funksjonene (fra kovariansanalysene) som beskriver kvikksølvinnholdet ut fra fiskens alder og størrelse er gitt her. Kurvene viser en tydelige tendens til at kvikksølvnivåene stiger med fiskens størrelse og alder, samt at det var en betydelig reduksjon i kvikksølvkonsentrasjonene i løpet av perioden 1979–1998. Sammenlikner man jamnstor fisk (25 cm eller omlag 190 g) fra de to undersøkelsene viser kurvene at konsentrasjonen i slik fisk ble redusert fra 0,82 mg Hg/kg til 0,57 mg Hg/kg (30% reduksjon) i løpet av denne perioden.

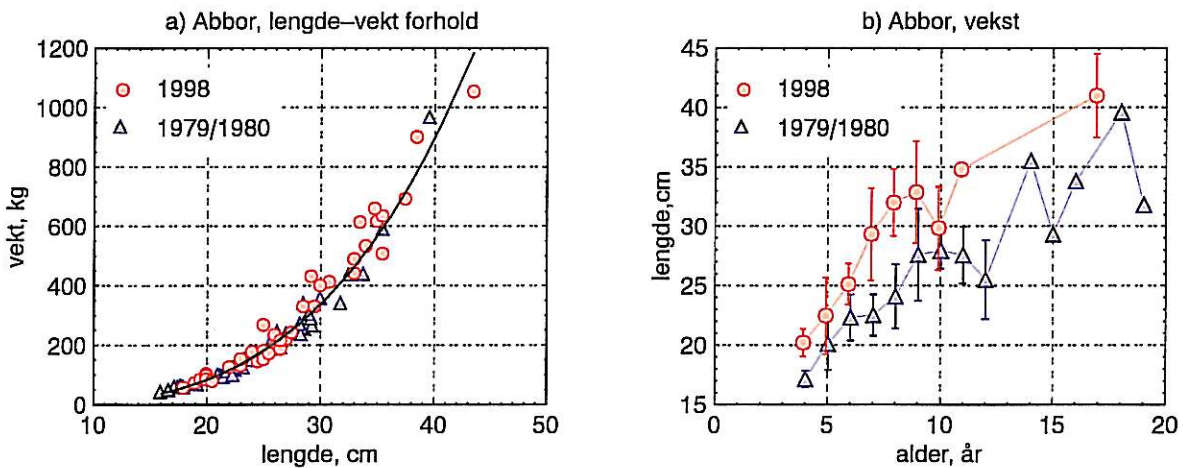
I figur 4 har vi vist lengde-vekt forholdet og veksten til det analyserte materialet. Lengde-vekt forholdet var omlag likt for materialet fra de to undersøkelsene, men det var en klar tendens til at fisken fanget i 1998 var større enn fisken fanget 1979–1980. For aldersgruppene 4, 6, 7, 8 og 9 år var forskjellene statistisk signifikante ( $p < 0,05$ ). Lengdeforskjellene skyldes trolig en reell forskjell i vekst da det ikke var noen betydelige forskjeller mellom kjønnsfordelingen til de to undersøkelsene. Det er derfor av interesse å sammenlikne kvikksølvnivåene til fisken fra de to undersøkelsene etter å justerte for forskjeller i både alder og lengde (dvs. ved kovariansanalyse å sammenlikne nivåene til fisk med lik alder og vekst). En slik statistisk analyse viste at det lengde- og aldersjusterte gjennomsnittet fra 1998-undersøkelsen var statistisk signifikant lavere enn tilsvarende gjennomsnitt fra 1979–1980 undersøkelsen (1979-1980: 0.68 mg Hg/kg, 1998: 0.27 mg Hg/kg, alder: 7,7 år, lengde 25 cm,  $p < 0.001$ ).

**Tabell 3.** Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt), lengde, vekt og alder i det analyserte materialet av abbor fra Mjøsa, fanget i 1998 ( $n = 40$ ). Maksimum- og minimumsverdier er også oppgitt.

	mg Hg/kg	lengde, cm	vekt, g	alder, år
gjennomsnitt	0.46	26.8	283	6.9
standard avvik	± 0.46	± 5.6	± 220	± 2.6
maksimum	2.00	43.5	1054	17
minimum	0.10	18.0	57	4



**Figur 3.** Kvikksølvkonsentrasjonen i abbor fra Mjøsa plottet mot fiskens alder, lengde og vekt. Funksjonene som beskriver kvikksølvkurvene er gitt i øvre høyre panel. Data fra 1979/1980 er hentet fra Sandlund et al. 1981. (1979/1980: n = 48, 1998: n = 40).



**Figur 4.** Lengde-vekt forhold og vekst (med standardavvik) til det analyserte abbor-materialet fra Mjøsa. Data fra 1979/1980 er hentet fra Sandlund et al. 1981. (1979/1980: n = 48, 1998: n = 40).

### 3.3 Kvikksølv i gjedde

Kvikksølvnivåene i det analyserte materialet av gjedde ( $n = 20$ ) varierte mellom 0,15–1,40 mg Hg/kg våtvekt (gjennomsnitt: 0,58 mg/kg). To av i alt 20 fisk overskred grensen på 1,0 mg Hg/kg som er satt for salg av gjedde til konsum. Materialet ble dominert (25%–75% intervall) av fisk i størrelsesgruppen 0,7–3.7 kg (44–79 cm), med alder på 3–8 år og Hg-konsentrasjoner på 0,24–0,86 mg Hg/kg. Fisken stammet fra området utenfor Gjøvik.

I tabell 4 har vi oppgitt gjennomsnittlige verdier av kvikksølvkonsentrasjonene, samt størrelse og alder på fisken. Sammenlignes data fra denne undersøkelsen med data fra gjedde fisket i 1979/1980 (27 fisk fanget ved området utenfor Ringsaker, Sandlund et al. 1981) kan vi med statistiske metoder påvise at det har skjedd en signifikante reduksjon i kvikksølvkonsentrasjonene i gjedde igjennom denne perioden (kovariansanalyse, sannynlighet for like lengdejusterte gjennomsnitt:  $p < 0,001$ ). Tilsvarende ble det påvist en statistisk signifikant reduksjon fra 1979/1980 til 1998 i nivåene hos fisk av sammenliknbar alder (kovariansanalyse, sannynlighet for like aldersjusterte gjennomsnitt:  $p < 0,001$ ).

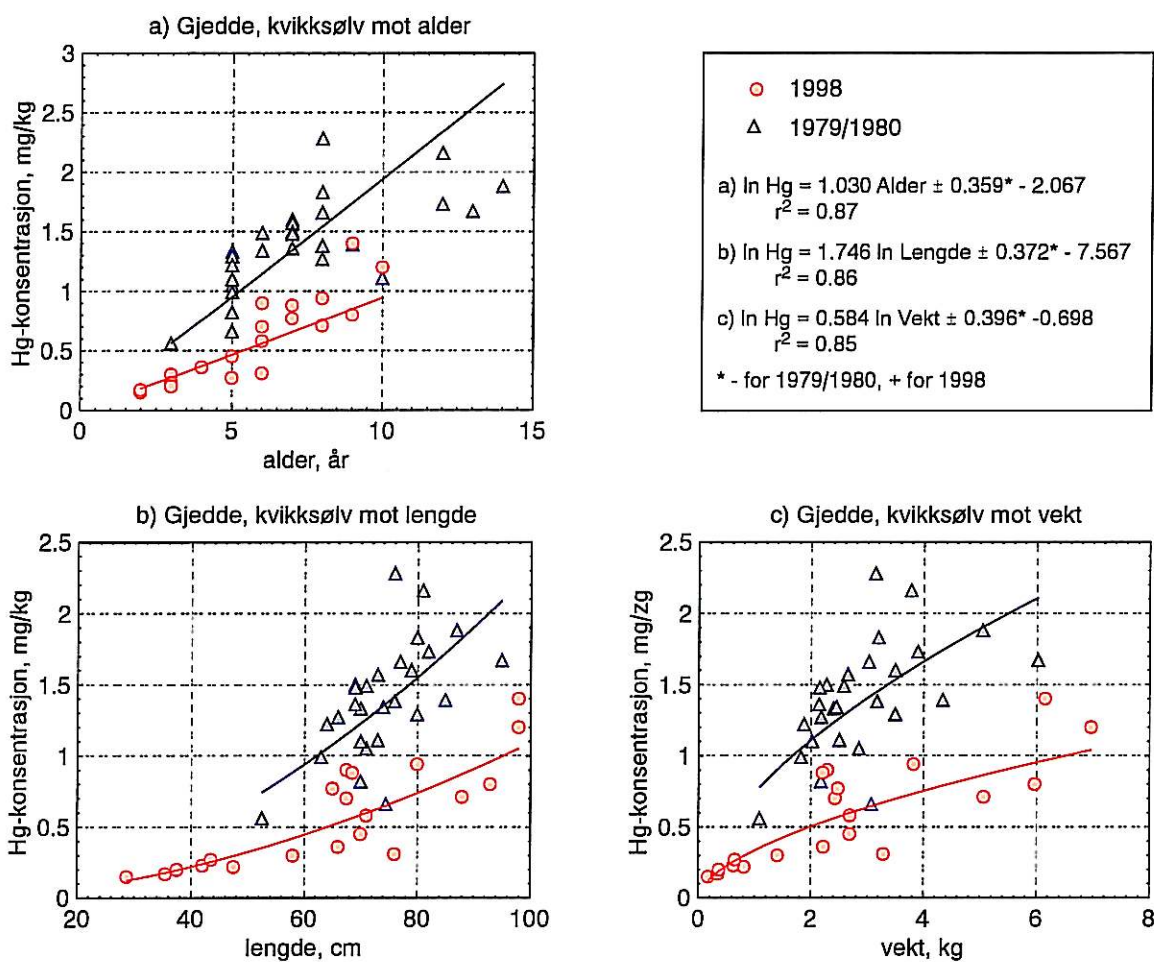
Vi har presentert data fra de to undersøkelsene i figur 5, og funksjonene (fra kovariansanalysene) som beskriver kvikksølvinnholdet ut fra fiskens alder og størrelse er gitt her. Kurvene viser en tydelige tendens til at kvikksølvnivåene stiger med fiskens størrelse og alder, men at det har skjedd en generell reduksjon i nivåene fra 1979/1980 til 1998. Sammenlikner man jamnstor fisk på 68 cm (omlag 2,3 kg) (utvalgets geometriske middel-lengde) fra de to undersøkelsene viser kurvene at konsentrasjonen i slik fisk ble redusert fra 1,17 mg Hg/kg til 0,56 mg Hg/kg (52% reduksjon) i løpet av denne perioden.

I figur 10 har vi vist lengde-vekt forholdet og veksten til det analyserte materialet. Det kunne ikke påvises noen signifikante forskjeller mellom de to undersøkelsene med hensyn til lengde-vekt forholdet eller veksten til de enkelte aldersgruppene.

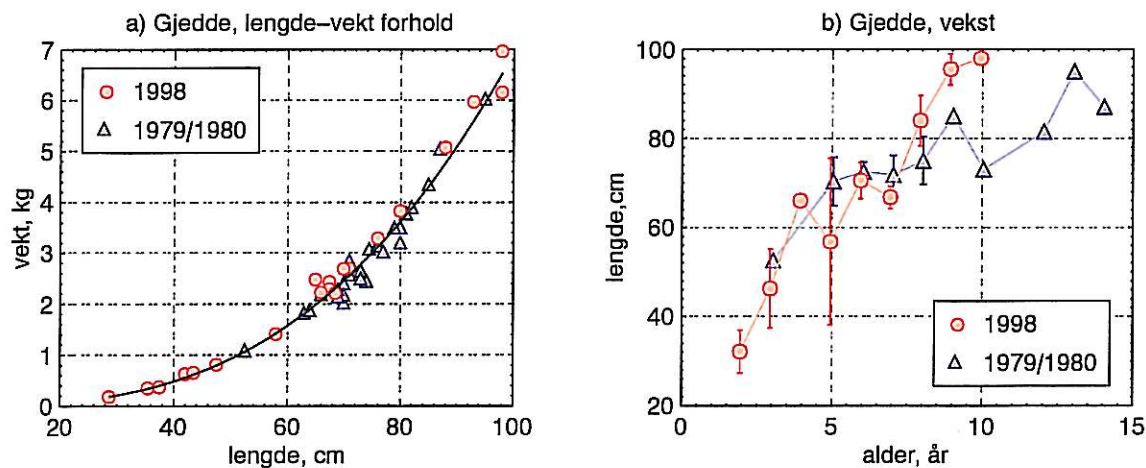
**Tabell 4.** Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt), lengde, vekt og alder i det analyserte materialet av gjedde fra Mjøsa, fanget i 1998 ( $n = 20$ ). Maksimum- og minimumsverdier er også oppgitt.

	mg Hg/kg	lengde, cm	vekt, kg	alder, år
gjennomsnitt	0.58	65.1	2.633	5.6
standard avvik	± 0.37	± 20.7	± 2.049	± 2.5
maksimum	1.40	98.0	6.965	10
minimum	0.15	28.7	0.177	2





**Figur 5.** Kvikksølvkonsentrasjonen i gjedde fra Mjøsa plottet mot fiskens alder, lengde og vekt. Funksjonene som beskriver kvikksølvkurvene er gitt i øvre høyre panel. Fisk fra 1979/1980 er hentet fra Sandlund et al. 1981. (1979/1980: n = 27, 1998: n = 20).



**Figur 6.** Lengde-vekt forhold og vekst (med standardavvik) til det analyserte gjedde-materialet fra Mjøsa. Data fra 1979/1980 er hentet fra Sandlund et al. 1981. (1979/1980: n = 27, 1998: n = 20).

### 3.4 Kvikksølv i krøkle

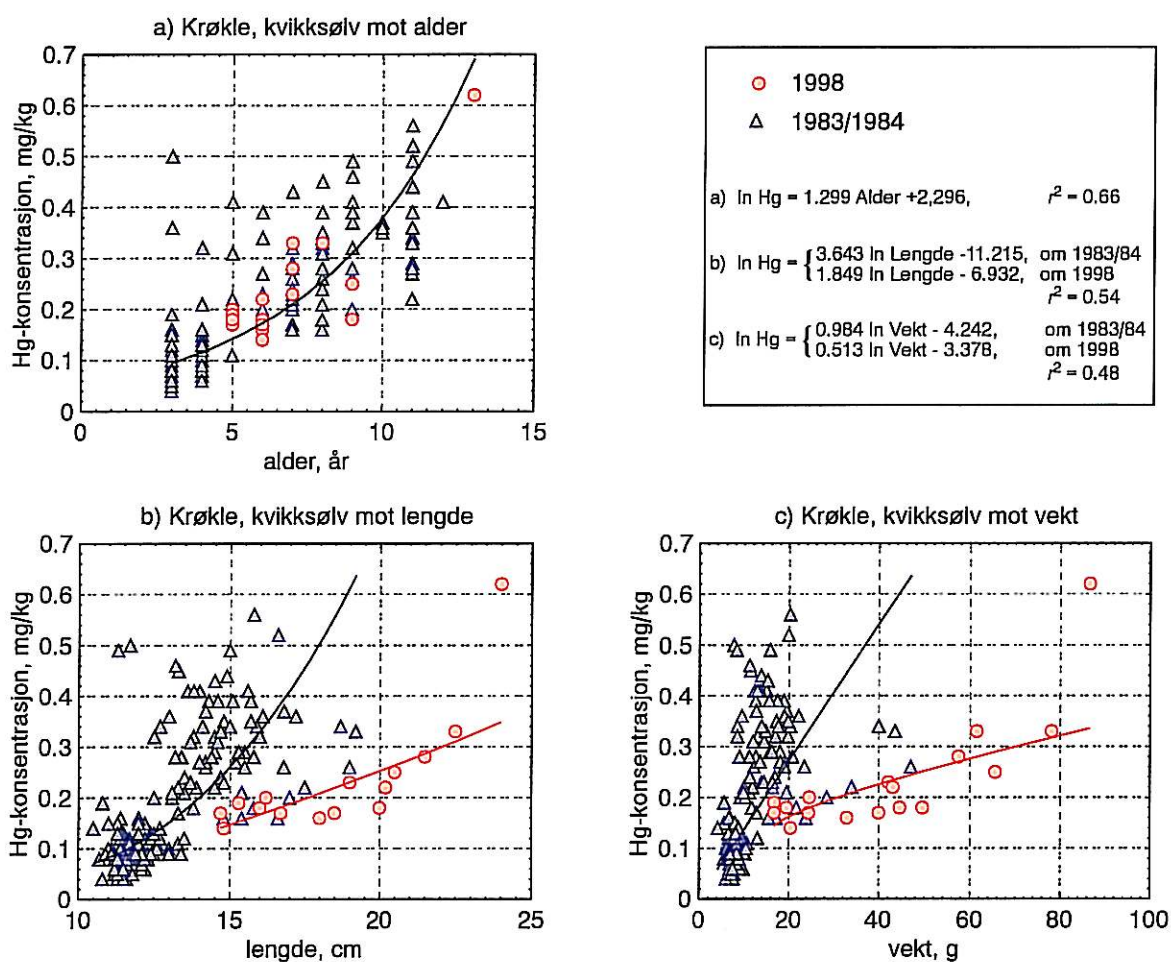
Kvikksølvnivåene i det analyserte materialet av krøkle ( $n = 17$ ) varierte mellom 0,14–0,62 mg Hg/kg våtvekt (gjennomsnitt: 0,24 mg/kg). Materialet ble dominert (25%–75% intervall) av fisk i størrelsesgruppen 22–60 g (16–21 cm), med alder på 5–8 år og Hg-konsentrasjoner på 0,17–0,27 mg Hg/kg.

I tabell 5 har vi oppgitt gjennomsnittlige verdier av kvikksølvkonsentrasjonene, samt størrelse og alder på fisken. Sammenlignes data fra denne undersøkelsen med et større datamateriale ( $n = 170$ ) fra krøkle fisket i 1983/1984 (Eriksen et al. 1991) kan vi med statistiske metoder påvise klart signifikante forskjeller mellom kvikksølvnivåene fra disse to undersøkelsene (kovariansanalyse, sannynlighet for like lengdejusterte gjennomsnitt:  $p < 0,001$ ). Forholdet mellom kvikksølv og fiskens alder var imidlertid likt i de to undersøkelsene. Vi har presentert data fra de to undersøkelsene i figur 7, og funksjonene (fra kovariansanalysene) som beskriver kvikksølvinnholdet ut fra fiskens alder og størrelse er gitt her. Kurvene viser en tydelige tendens til at kvikksølvnivåene stiger med fiskens størrelse og alder, samt at det var en betydelig reduksjon i kvikksølvkonsentrasjonene i løpet av perioden 1983/1984–1998. Sammenlikner man jamnstor fisk på 15 cm (omlag 17 g) fra de to undersøkelsene viser kurvene at konsentrasjonen i slik fisk ble redusert fra 0,26 mg Hg/kg til 0,15 mg Hg/kg (42% reduksjon) i løpet av denne perioden. Reduksjonen er enda mer markert for større individer.

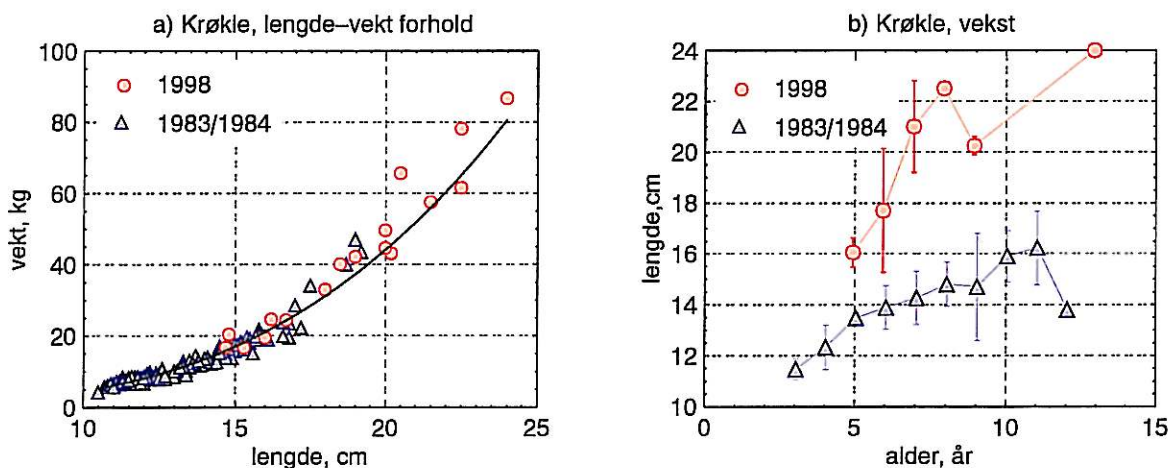
I figur 8 har vi vist lengde-vekt forholdet og veksten til det analyserte materialet. Lengde-vekt forholdet var omlag likt for materialet fra de to undersøkelsene, men fisken fanget i 1998 hadde vokst betydelig bedre enn fisken fanget 1982–1984. For aldersgruppene 5–9 år var forskjellene statistisk signifikante ( $p < 0,05$ ). Det ville derfor være av interesse å sammenlikne kvikksølvnivåene til fisken fra de to undersøkelsene etter å justerte for forskjeller i både alder og lengde (dvs. sammenlikne nivåene til fisk med lik alder og vekst). En slik statistisk analyse hadde imidlertid liten utsagnskraft eller statistisk styrke da lengde-aldersfordelingene til fisken fra de to undersøkelsene praktisk talt ikke overlappet. Null-hypotesen om like kvikksølvnivåer kunne ikke forkastes ( $p = 0,43$ ), men sannsynligheten for å påvise eventuelle signifikante forskjeller—selv om de måtte finnes—var lik 0,12 (dvs. stor sannsynlighet for at en falsk null-hypotese skal aksepteres).

**Tabell 5.** Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt), lengde, vekt og alder i det analyserte materialet av krøkle fra Mjøsa, fanget i 1998 ( $n = 17$ ). Maksimum- og minimumsverdier er også oppgitt.

	mg Hg/kg	lengde, cm	vekt, g	alder, år
gjennomsnitt	0.24	18.8	43	6.8
standard avvik	± 0.11	± 2.9	± 22	± 2.0
maksimum	0.62	24.0	87	13
minimum	0.14	14.7	17	5



**Figur 7.** Kvikksølvkonsentrasjonen i krøkle fra Mjøsa plottet mot fiskens alder, lengde og vekt. Funksjonene som beskriver kvikksølvkurvene er gitt i øvre høyre panel. 1983/1984: n = 170, 1988: n = 17. Data fra 1983/1984 er hentet fra Eriksen et al. 1991. (1983/1984: n = 170, 1998: n = 17).



**Figur 8.** Lengde-vekt forhold og vekst (med standardavvik) til det analyserte krøkle-materialet fra Mjøsa. Data fra 1983/1984 er hentet fra Eriksen et al. 1991. (1983/1984: n = 170, 1998: n = 17).

### 3.5 Kvikksølv i lake

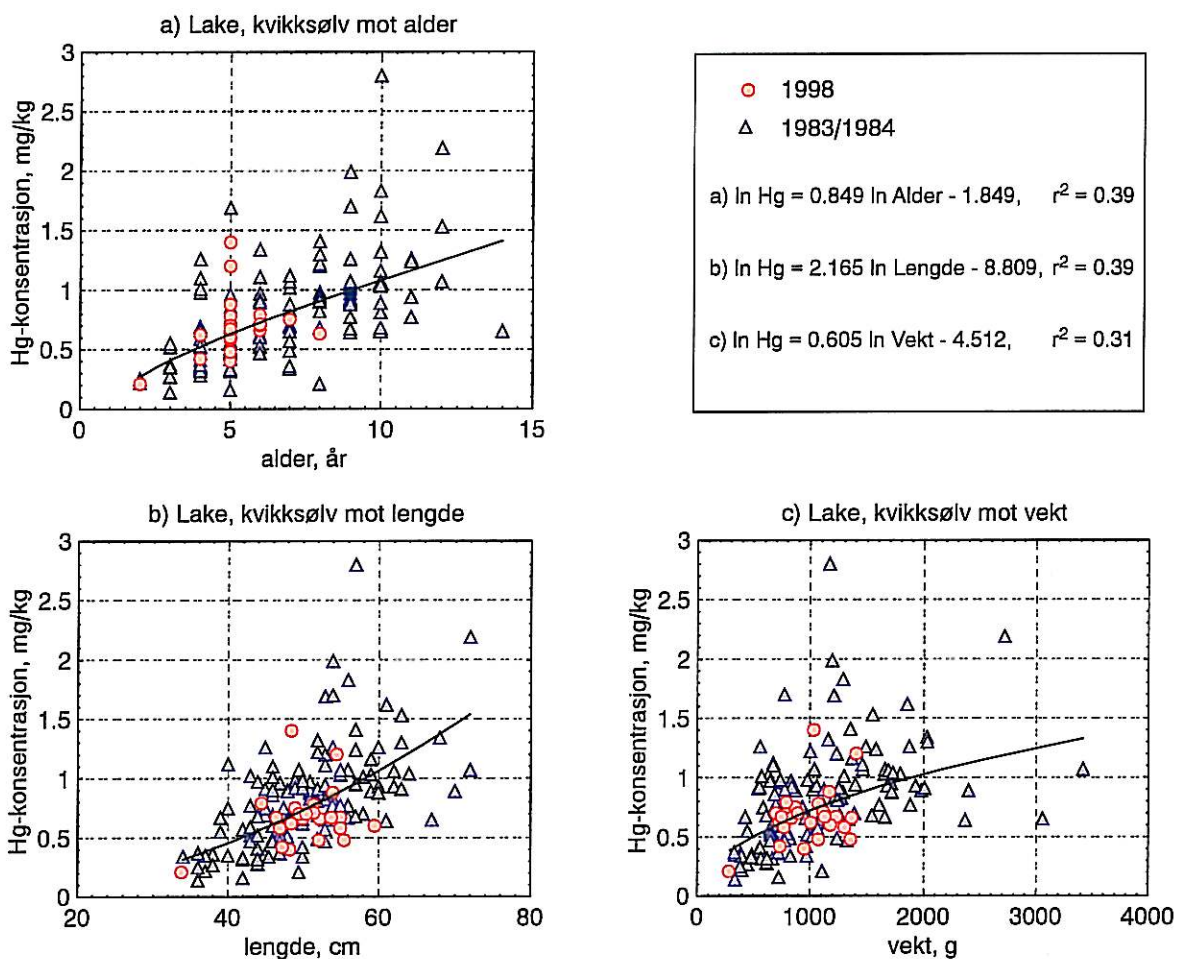
Kvikksølvnivåene i det analyserte materialet av lake ( $n = 24$ ) varierte mellom 0,21–1,40 mg Hg/kg våtvekt (gjennomsnitt: 0,68 mg/kg). Nitten av i alt 24 fisk overskred grensen på 0,5 mg Hg/kg som er satt for salg av lake til konsum. Materialet ble dominert (25%–75% intervall) av fisk i størrelsesgruppen 0,7–1,2 kg (48–54 cm), med alder på 5–6 år og Hg-konsentrasjoner på 0,58–0,74 mg Hg/kg. Fisken stammet fra henholdsvis Furnesfjorden (5 individer) og området utenfor Gjøvik (19 individer).

I tabell 6 har vi oppgitt gjennomsnittlige verdier av kvikksølvkonsentrasjonene, samt størrelse og alder på fisken. Sammenlignes data fra denne undersøkelsen med data fra lake fisket i 1983/1984 (125 fisk fanget ved Hamar og Kise, Eriksen et al. 1991) kan vi med statistiske metoder ikke påvise signifikante forskjeller mellom kvikksølvnivåene fra disse to undersøkelsene (kovariansanalyse, sannynlighet for like lengdejusterte gjennomsnitt:  $p = 0,13$ ). Forholdet mellom kvikksølv og fiskens alder var også likt i de to undersøkelsene. Det kunne ikke påvises noen signifikante forskjeller mellom kvikksølvnivået til lake fra disse to områdene (kovariansanalyser, justert for forskjeller i lengde eller alder), og vi behandler derfor lake-materialet fra Mjøsa samlet. Vi har presentert data fra de to undersøkelsene i figur 9, og funksjonene (fra kovariansanalysene) som beskriver kvikksølvinnholdet ut fra fiskens alder og størrelse er gitt her. Kurvene viser en tydelige tendens til at kvikksølvnivåene stiger med fiskens størrelse og alder.

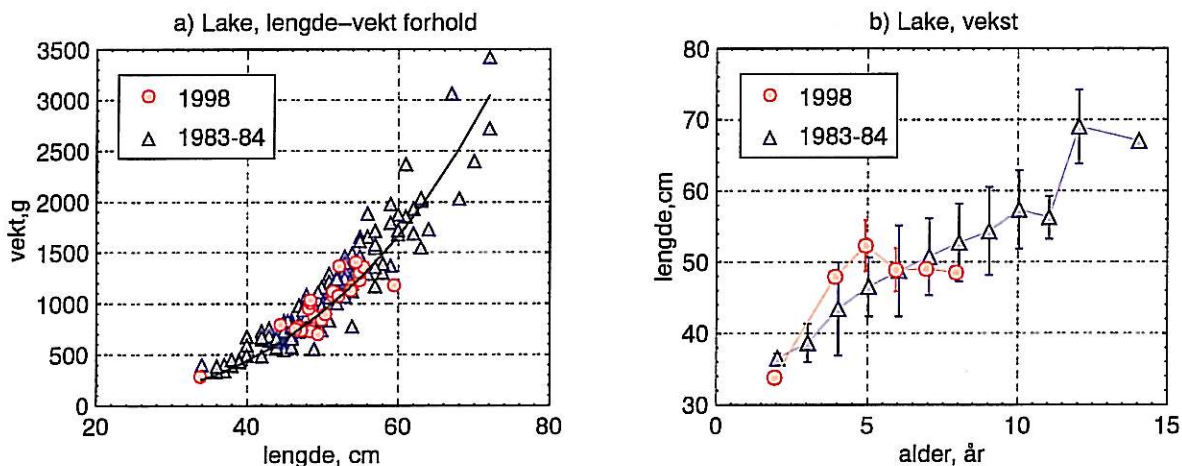
I figur 10 har vi vist lengde-vekt forholdet og veksten til det analyserte materialet. Lengde-vekt forholdet var omlag likt for materialet fra de to undersøkelsene, men for deler av materialet (aldergruppe 5 år) fanget i 1998 hadde veksten vært statistisk signifikant bedre enn for fisken fanget 1982-1984 ( $p < 0,001$ ).

**Tabell 6.** Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt), lengde, vekt og alder i det analyserte materialet av lake fra Mjøsa, fanget i 1998 ( $n = 24$ ). Maksimum- og minimumsverdier er også oppgitt.

	mg Hg/kg	lengde, cm	vekt, g	alder, år
gjennomsnitt	0.68	50.2	991	5.2
standard avvik	± 0.24	± 5.0	± 266	± 1.1
maksimum	1.40	24.0	1406	8
minimum	0.21	14.7	285	2



**Figur 9.** Kvikksølvkonsentrasjonen i lake fra Mjøsa plottet mot fiskens alder, lengde og vekt. Funksjonene som beskriver kvikksølvkurvene er gitt i øvre høyre panel. Data fra 1983/1984 er hentet fra Eriksen et al. 1991. (1983/1984: n = 125, 1998: n = 24).



**Figur 10.** Lengde-vekt forhold og vekst (med standardavvik) til det analyserte lake-materialet fra Mjøsa. Data fra 1983/1984 er hentet fra Eriksen et al. 1991. (1983/1984: n = 125, 1998: n = 24).

### 3.6 Kvikksølv i lagesild og sik

Det ble målt kvikksølvinnholdet i blandprøver av lagesild og sik fanget i Mjøsa (Tabell 7). Dette er fisk som vandrer vidt omkring i de frie vannmassene i Mjøsa (pelagisk levesett) og det er derfor lite sannsynlig at man vil finne geografisk relaterte forskjeller i kvikksølvnivåene i slik fisk. Hver blandprøve besto av homogenisert muskelvev fra 20 individer. Kvikksølvinnholdet i disse to prøvene var forholdsvis lavt: 0,09 for sik og 0,14 for lagesild.

Det finnes analyser av kvikksølv i lagesild fra Mjøsa på et materiale innsamlet i 1979 (Sandlund et al. 1981) og midlere kvikksølvnivået i dette var  $0,21 \pm 0,08$  mg Hg/kg. Dette prøveutvalget ( $n = 20$ ) besto av noe større individer enn utvalget fra 1998 ( $21,8 \pm 0,9$  cm versus  $18,7 \pm 0,7$  cm). Da kvikksølvinnholdet i kjønnsmoden lagesild fra Mjøsa i liten grad øker med fiskens størrelse og alder (Sandlund et al. 1981) bør analyseresultatene fra disse to undersøkelsene kunne sammenliknes, og de indikere at det har vært ikke ubetydelig reduksjon i kvikksølvinnholdet fra 1979 og til 1998.

For sik fra Mjøsa har vi ikke informasjon om andre tidligere kvikksølvanalyser enn de som ble gjort på et mindre materiale ( $n = 10$ ) fra 1967/1968 fanget ved Gudbranddalslågen utløp ved Lillehammer (Underdal 1970). Det midlere kvikksølvnivået i utvalget fra 1967/1968 var  $0,54 \pm 0,36$  mg Hg/kg. Dette er imidlertid et område som da mottok betydelige kvikksølvutslipp og det er uvisst hvorvidt dette utvalget er sammenliknbart med den pelagiske siken fra Mjøsa fanget i 1998. Videre var fisken fra 1967/1968 gjennomgående større enn de i utvalget fra 1998 ( $335 \pm 71$  g versus  $161 \pm 116$  g). Vi er derfor tilbakeholdne med å sammenlikne analysedata fra disse to undersøkelsene til å sin noe om tidsutviklingen av kvikksølvnivåene i sik.

**Tabell 7.** Kvikksølvkonsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt) i blandprøver av lagesild og sik fra Mjøsa, fanget i 1998. Hver blandprøve besto av 20 individer. Gjennomsnitt med standardavvik, maksimums- og minimumsverdier av alder, lengde og vekt til fisken er gitt.

art	parameter	mg Hg/kg	alder	lengde (cm)	vekt (g)
lagesild	gjennomsnitt	0.14	6.2	18.7	34.5
	standard avvik	-	0.5	0.7	3.5
	maksimum	-	7	20.4	43.2
	minimum	-	5	17.2	29.8
sik	gjennomsnitt	0.09	5.4	25.8	160.7
	standard avvik	-	1.5	3.9	115.7
	maksimum	-	11	36.5	608
	minimum	-	4	19.5	66.5

### 3.7 Klororganiske forbindelser

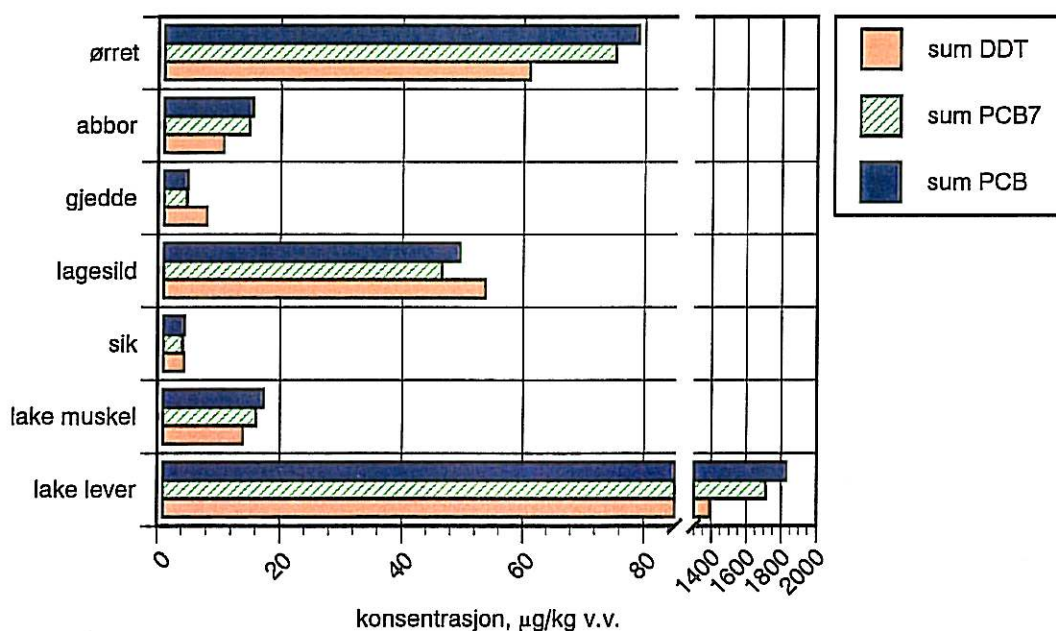
Det ble analysert for klororganiske forbindelser i blandprøver av muskelfilet (ryggmuskel) fra ørret, abbor, gjedde, lagesild, sik og lake. I tillegg til muskelprøvene ble det også analysert i lever fra lake. Nivåene var generelt forhøyde i forhold til de vanlig forekommende bakgrunnsnivå for ferskvannsfisk (konsentrasjonene fra fisk i innsjøer som i hovedsak mottar atmosfæriske avsetninger av miljøgifter).

Som det framgår av figur 11 var konsentrasjonene av PCB- og DDT-forbindelser i muskelvev markert høyere i ørret og lagesild enn i abbor, gjedde og lake. Forskjellene mellom artene skyldes dels deres forskjellige fettinnhold i muskulaturen og dels deres ulike plass i næringskjedene. De klororganiske miljøgiftene er svært fettløselige og oppkonsentreres derfor i fettrikt vev. De betydelig høyere konsentrasjonene i leverprøvene fra lake skyldes at den har en svært fettrik lever (45% fett) og at den er fiskepisende rovfisk. I tabell 8 har vi gitt analyseresultatene for hver enkeltforbindelse, summen av alle analyserte PCB-kongenerer og DDT m. nedbrytningsprodukter, samt fett-prosenten i prøvene.

Ørret og lagesild har et vesentlig høyere fettinnhold enn abbor og gjedde (4,3% og 0,73% versus 0,4% og 0,1%), og ved å regne om PCB-konsentrasjonene fra våtvekt- til fettvektbasis (dividere på andelen fett) minskes/endres forskjellene mellom artene betydelig. For sum PCB7 blir de fettvekt-baserte konsentrasjonene for fiskepisende rovfisk som ørret, gjedde og lake gjedde henholdsvis ca. 1 800, 4 900 og 4 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. For de mer planktonspisende artene sik og lagesild blir de fettvektbaserte konsentrasjonene henholdsvis 2 500 og 6 800  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. For lake ble de fettvektjusterte konsentrasjonene i muskel og lever omlag identiske på omlag 4 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. Tilsvarende endringer skjer for sum DDT.

For de andre klororganiske forbindelsene som gamma-hexaklorocyclohexan ( $\gamma$ -HCH eller Lindan; et skadedyrsmiddel, ikke lenger i bruk i Norge), oktaklorstyren og andre industrielle biprodukter som penta- og heksaklorbenzen var det generelt lave konsentrasjoner som ikke avvek fra et forventet bakgrunnsnivå.

En nærmere vurdering av resultatene finnes i det etterfølgende diskusjonskapittelet.



**Figur 11.** Konsentrasjonen av sum PCB, sum PCB7 og sum DDT (se tabell 8) i fisk fra Mjøsa fanget i 1998. Konsentrasjonen er målt i muskelfilet, unntatt for lake hvor det også er målt i lever.

**Tabell 8.** Konsentrasjonen av utvalgte klororganiske forbindelser i fisk fra Mjøsa, fanget i 1998. Analysene er gjort på blandprøver av muskelfilet, unntatt for lake hvor det er analysert i både muskel og lever. Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/kg vårvekt, unntatt fettinnholdet som er oppgitt i prosent. Midlere individvekt for fisken blandprøven er basert på er oppgitt. PCB-kongenerene merket med \* tilhører gruppen som inngår i sum PCB7.

NIVA kode	variabel	ørret (n = 20)	abbor Furnes (n = 20)	gljedde Gjøvik (n = 19)	lagesild (n = 20)	sik (n = 20)	lake, lever Furnes (n = 20)	lake, muskel Furnes (n = 20)
	middelvekt ± standard avvik	3.45 kg ± 2.25 kg	4.21 g ± 228 g	3.55 kg ± 1.94 kg	35 g ± 4 g	161 g ± 116 g	730 g ± 110 g	730 g ± 110 g
	fett %	4.3	0.4	0.1	0.73	0.18	45.5	0.44
CB28-B*	PCB 28*	0.2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	4.6	< 0.1
CB-52-B*	PCB 52*	0.9	0.1	0.1	0.55	< 0.1	17	0.16
CB-101-B*	PCB 101*	8	1.3	0.4	5.2	0.46	130	1.1
CB-118-B*	PCB 118*	8.2	1.4	0.5	5	0.46	190	1.9
CB-105-B	PCB 105	2.3	0.2	mangler	1.9	0.22	77	0.85
CB153-B*	PCB 153*	25	5.1	1.4	15	1.3	670	6.2
CB198-B*	PCB 198*	24	5.2	1.6	15	1.4	510	5.1
CB156-B	PCB 156	1.4	0.4	0.2	1.1	0.13	42	0.46
CB180-B*	PCB 180*	8.9	1.8	0.7	5.8	0.45	190	1.6
CB209-B	PCB 209	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 4	< 0.1
sum PCB	sum PCB	78.9	15.5	4.9	49.55	4.42	1830.6	17.37
sum PCB7	sum PCB7	75.2	14.9	4.7	46.55	4.07	1711.6	16.06
QCB-B	penta-klorbenzen	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.05	< 2	< 0.05
HCHA-B	alfa-hexakl.cyclohex.	0.3	0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.2	9.5	< 0.2
HCHG-B	gamma-hexakl.cyclohex. (Lindan)	0.5	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.2	9.3	< 0.2
HCB-B	hexa-klorbenzen	1	0.1	< 0.1	0.35	0.07	16	0.27
OCS-B	oktaklorstyren	< 0.3	< 0.1	0.1	< 0.3	< 0.05	< 0.05	< 0.05
DDEPP-B	4,4-DDE	44	7.3	3.4	32	2.8	1020	10
TDEPP-B	4,4-DDD	3	0.9	0.6	5.7	0.03	99	1.7
DDTPP-B	4,4-DDT	14	2.5	4	16	1.5	270	2.3
sum DDT-B	sum DDT	61	10.7	8	53.7	4.33	1389	14



### 3.8 Organotinn i lake

Organotinn – eller tinnorganiske forbindelser – er blant de mest toksiske miljøgiftene man kjenner, og de benyttes særlig som antibegroingsmidler i skipsmaling og som til impregnering av trevirke. I økotoksikologisk sammenheng har det særlig blitt fokusert på deres kjønnsforstyrrende effekter ovenfor flere vanlig forekommende marine sneglearter. I Norge er det kun tillatt å benytte organotinn i maling på skip større enn 25 m, og all bruk av organotinn til treimpregnering ble forbudt i 1995. På grunn av anvendelsen i skipsmaling har det vært fokusert på å overvåke nivåene av organotinn langs norskekysten, mens man har hatt liten kunnskap om nivåene i ferskvann.

Det har imidlertid nylig blitt gjort en undersøkelse av nivåene av organotinn fra lake fra seks norske innsjøer i fra ulike deler av Norge (Følsvik og Brevik, 1999). Det ble analysert for organotinn i blandprøver av muskelfillet, og både tributyltinn, trifenylytinn og deres nedbrytningsprodukter ble funnet. Nivåene varierte fra under deteksjonsgrensen (1 ng Sn/g) og til 149 ng Sn/g (tørrvektsbasis, andelen tørrstoff var omlag 20%). De høyeste nivåene ble funnet i sør-Norge, Mjøsa ved Lillehammer og Hurdalssjøen, hvor nivåene av trifenylytinn var henholdsvis 117 og 149 ng Sn/g. I de andre lokalitetene var nivåene av denne forbindelsen under deteksjonsgrensa. Trifenylytinn har vært benyttet som et soppmiddel i behandlingen av trevirke, og utslipp fra slik virksomhet kan være en aktuell kilde for slik forurensning til innsjøene.

Nivåene av tributyltinn, som særlig har vært benyttet i skipsmaling var lavere enn nivåene av trifenylytinn, og kun i Mjøsa og Hurdalssjøen nådde nivåene over deteksjonsgrensa med verdier på henholdsvis 22 og 24 ng Sn/g.

I tabell 9 har vi angitt nivåene av tributyltinn og trifenylytinn, samt data fra noen andre undersøkelser som sammenlikningsgrunnlag.

**Tabell 9.** Nivåer av tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPhT) i muskelvev av ferskvannsfisk fra Norge, Nederland og Kanada. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis.

art	lokalitet	TBT (ng Sn/g)	TPhT (ng Sn/g)	referanse
lake	Mjøsa	4.8	25	Følsvik og Brevik, 1999
lake	Hurdalssjøen	4.0	25	"
lake	Pasvik	<1	<1	"
ål	Lake Westeinder, Nederland	<9-161	41-248	Stäb et al., 1996
gjedde	Lake Huron, Canada	21-92	-	Wong et al., 1994

## 4. Vurderinger og konklusjoner

### 4.1 Kvikksølv

For abbor, gjedde og krøkle ble det funnet en statistisk signifikant og markant reduksjon i kvikksølvinnholdet for fisk innsamlet i 1998 sammenliknet med nivåene for 15–20 år tilbake. For en gjennomsnittsfisk i undersøkelsen var reduksjonen i størrelsesorden 30–45%, minst for abbor og størst for gjedde. En tilsvarende reduksjon synes også å ha funnet sted for lagesild, men prøvematerialet for 1998 (en blandprøve basert på 20 individer) tillater ikke en nærmere statistisk analyse av materialet. For sik mangler det sammenliknbare historiske data.

Det er naturlig å se trenden med synkende kvikksølvnivåer som et resultat av stans i lokale tilførsler av kvikksølvforurensninger fra treforedlingsindustrien (Mesna Kartongfabrikk, Lillehammer) og fra kvikksølvbeiset såkorn (Sandlund et al. 1981). For flere av disse artene, abbor og krøkle især, har det imidlertid også funnet sted en økning i vekstraten igjennom samme periode. En økning i vekstraten vil kunne medvirke til en såkalt vekstfortynning av kvikksølvkonsentrasjonen, og dette kan for disse artene (og rovfisken som lever av dem) ha vært en medvirkende årsak til nivåsenkningen. En test som kan gi svar på om hvorvidt dette har bidratt til reduksjonen ville være å direkte sammenlikne kvikksølvinnholdet av fisk med omlag lik alder og størrelse fra de to undersøkelsene, eventuelt ved statistiske metoder justere for forskjeller i både alder og lengde. For krøkla var en slik direkte sammenlikning imidlertid vanskelig da det var svært lite overlapp mellom alder-lengde fordelingene til fisken fra de to undersøkelsene. En statistisk analyse får av samme årsak så liten utsagnskraft (statistisk styrke eller «power») at et en forkastning av den statistiske null-hypotesen (nivåene er like) er lite sannsynlig selv om hypotesen er feil. For abboren kunne vi imidlertid påvise slike forskjeller, noe som støtter antagelsen om at reduksjonene skyldes minsket kvikksølvtilførsler til økosystemet.

For ørret og lake kunne vi imidlertid ikke påvise noen statistisk signifikante endringer i kvikksølvnivåene for perioden 1982–1984 og fram til 1998. Årsakene til at den synkende trenden ikke kan spores i disse artene kan ikke denne undersøkelsen gi noe godt svar på, men et mulig forhold kan være en endret sammensetning av dietten.

På tross av den relativt gode nedgangen i kvikksølvnivåene i flere av de undersøkte artene, var det ikke uvanlig å finne nivåer som overskred grenseverdiene som er satt for omsetning av slik fisk beregnet til konsum, generelt: 0,5 mg Hg/kg, gjedde: 1,0 mg Hg/kg. For ørret ble denne grensen i gjennomsnitt nådd i fisk som var omlag 60 cm eller 2,5 kg, hos abbor omlag 30 cm eller 350 g, hos gjedde omlag 95 cm eller 6 kg, og hos lake omlag 42 cm eller 0,5 kg. I større eksemplarer av ørret, gjedde og abbor ble det funnet nivåer opp mot 1,5 mg Hg/kg. For krøkle, lagesild og sik synes nivåene i hovedsak å være uproblematisk med tanke på grenseverdiene for omsetning, men det må nevnes at det ble analysert på blandprøver av lagesild og sik, slik at individuelle variasjoner ikke ble registrert for disse artene. Vi vil imidlertid presisere at eventuelle kostholdsråd vedrørende fisk fra Mjøsa må gjøres av rette forvaltningsmyndigheter.

### 4.2 Klororganiske forbindelser og organotinn

Det er kjent fra tidligere undersøkelser av fisk fra Mjøsa at visse arter har et forhøyet nivå av klororganiske forbindelser som PCB og DDT (NIVA ved E. Brevik, upubliserte data). Eksempelvis har det i lake fra Furnesfjorden, fanget i 1996, blitt målt konsentrasjoner av sum PCB7 i lever på omlag 5 800 µg/kg (våttvekt). Sammenliknet med marine miljøklassifiseringssystemer (SFT 1997) tilsvarer slike nivåer i torskelever tilstandsklasse IV — «sterkt forurenset». I foreliggende undersøkelse var nivået av sum PCB7 og sum DDT i lakelever (basert på en blandprøve av 20 individer fra Furnesfjorden) henholdsvis 1 830 µg/kg og 1 390 µg/kg, noe som tilsvarer marin tilstandsklasse III — «markert forurenset». Til sammenlikning finner man i torskelever fra Drammensfjorden

---

konsentrasjoner av sum PCB7 på omlag 3 000 µg/kg (Knutzen et al. 1991), og dette er nivåer av en slik størrelsesorden som gjør at det anbefales ikke å spise torskelever i fra dette området.

Målt på friskvektbasis var ørret den arten med høyeste konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter i muskelfilet (sum PCB7: 79 µg/kg; sum DDT 11 µg/kg). Dette avspeiler det forhold at den er relativt fettrik og at den er en fiskespisende rovfisk. Til sammenlikning viser nylige målinger av ørret fra storørretstammen i Randsfjorden nivåer av sum PCB7 på 26 µg/kg og sum DDT på 16 µg/kg (Fjeld 1999), mens det i stasjonær elvelevende småørret fra øvre Drammenselva finner nivåer av PCB7 på 0,6 µg/kg og sum DDT på <0,3 µg/kg (samme størrelsesorden som dagens bakgrunnsnivå i slik fisk) (Fjeld et al. 1999). Nivåene av PCB og DDT i storørret fra Mjøsa er imidlertid forholdsvis lave sammenliknet med slike nivåer som gir grunnlag for kostholdsrestriksjoner (jfr. nivåene i torskelever fra Drammensfjorden).

Undersøkelser fra lokaliteter i Norge som kun mottar atmosfæriske avsetninger av disse miljøgiftene tyder på at bakgrunnsnivået i muskelfilet av abbor for sum PCB7 ligger i området 0,2-2,5 µg/kg våtvekt, med tilsvarende tall for sum DDT i området 0,1-1,5 µg/kg våtvekt (Skotvold et al. 1997, NIVA upubliserte data). I en nylig undersøkelse fra Randsfjorden har det blitt rapportert om nivåer av sum PCB7 og sum DDT i abborfilet på henholdsvis 1,25 og 0,98 µg/kg (Fjeld 1999). Til sammenlikning finner vi i abbor fra Furnesfjorden i Mjøsa konsentrasjoner av sum PCB7 på omlag 15 µg/kg og sum DDT på omlag 11 µg/kg (Fjeld et al. 1999).

Nivåene av klororganiske miljøgifter i gjedde fra Mjøsa (sum PCB7: 4,7 µg/kg; sum DDT: 8 µg/kg) var noe lavere enn de som ble funnet i abbor. I og med at gjedda er strengt fiskespisende — i motsetning til abbor som også ernærer seg av krepsdyr, insekter og andre bunndyr — kunne det forventes at gjedda innholdt høyere konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter enn abbor (jfr. resultater fra Randsfjorden, Fjeld 1999). Gjeddene var imidlertid fisket ved området Gjøvik-Helgøya mens abboren var fisket i Furnesfjorden. Lokale forurensninger fra Hamar-regionen kan imidlertid ha ført til at fisken i Furnesfjorden har høyere konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter enn fisk fra Mjøsas hovedbasseng (Brevik, upubliserte data på lake).

Nivåene av PCB og DDT i lagesild var relativt høye sammenliknet med annen ikke-fiskespisende fisk. Dette er et fenomen som er kjent fra tidligere undersøkelser i Mjøsa (Brevik, upubliserte data) og skyldes dels at lagesilda har et relativt høyt fettinnhold. De fettjusterte verdiene var imidlertid også forholdsvis høye, noe som tyder på at lagesildas næringsvalg gjør den til en art som er særlig utsatt for biomagnifisering av klororganiske miljøgifter.

Som en oppsummering av diskusjonen omkring klororganiske miljøgifter i Mjøs-fisken kan det konkluderes med at nivåene i fisk er markert forhøyet i forhold til dagens bakgrunnsnivå. Dette indikerer at det har vært ikke ubetydelige lokale tilførsler av slike miljøgifter til Mjøsa og dens nedbørfelt. Konsentrasjonene i fiskens muskelvev er imidlertid forholdsvis lave sammenliknet med nivåer som gir grunnlag for kostholdsrestriksjoner.

Analysene av organotinn i lake fra Mjøsa er de første slike analysene gjort på ferskvannsfisk i Norge. De rapporterte nivåene fra Mjøsa er relativt lave og en kjenner ikke til at de utgjør noen betydelig toksikologisk eller ernæringsmessig risiko. I U.S.A. har de føderale miljøvernmyndighetene gitt en toksikologisk/næringsmiddelhygienisk vurdering av bl.a. tributyltinn i fisk (U.S. EPA 1997). Tributyltinn er den organotinnforbindelsen som ansees som mest giftig og EPA anbefaler en referansedose (RfD) på  $3 \cdot 10^5$  mg/kg/dag. Denne dosen skal beskytte den generelle befolkningen mot skadelige effekter fra en kronisk eksponering. Da effektstudiene av tributyltinn var basert på dyreforsøk har det blitt anvendt en sikkerhetsfaktor på 1000 under beregningen av RfD. Skal en anvende den anbefalte referansedosen på tilfellet lake fra Mjøsa, kan en voksen person spise et måltid (200 g) slik fisk annenhver dag uten å overskride RfD. Vi vil imidlertid presisere at eventuelle kostholdsråd vedrørende fisk fra Mjøsa må gjøres av rette forvaltningsmyndigheter.

---

## 5. Litteraturhenvisninger

- Andersson, T., and Lundberg, P. 1995. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4397.
- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1010–1017.
- Dons, C. og Beck, P.Å. 1993. Miljøgifter i Norge. SFT rapport 93:22 (TA985/1993). 115 s.
- Downs, S. G., MacLeod, C. L., and Lester, J. N. 1998. Mercury in precipitation and its relation to bioaccumulation in fish: a literature review. *Wat. Air Soil Pollut.*, 108, 149–187.
- Eriksen, H., Qvenild, T., Skurdal, J. og Fjeld, E. 1991. Kvikksølv i aure, lake og krøkle fra Mjøsa 1982–84. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 16/91. 25 s. + vedlegg.
- Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. NIVA rapport 4073-99. 29 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Lien, L., Rognerud, S. og Underdal, B. 1999. Miljøgiftundersøkelse i Drammensvassdraget 1997–1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger. NIVA rapport 4060-99. 37 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., and Rognerud, S. 1993. Use of path analysis to investigate mercury accumulation in brown trout (*Salmo trutta*) in Norway and the influence of environmental factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 1158–1167.
- Følsvik, N., and Brevik, E.M. 1999. Levels of organotin compounds in Burbot (*Lota lota*) from Norwegian Lakes. *J. High. Resol. Chromatogr.* 1999. 22: 177–180.
- 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.
- Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.L., and Porcella, D.B. 1990. Factors affecting mercury accumulation in the upper Michigan peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 919–930.
- Håkanson, L., Nilsson, A., and Andersson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish Lakes. *Environ. Pollut.*, 49: 145–162.
- Jackson, T. A. 1997. Long-range atmospheric transport to ecosystems, and the importance of anthropogenic emissions — a critical review and evaluation of the published evidence. *Environ. Rev.*, 5: 99–120.
- JECFA, 1989. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Methylmercury. s. 295–328. WHTA-1468. 31 s.
- Knutzen, J. 1995. Miljøgifter i økosystemet. *Vann.* 2: 248–285.
- Lindqvist, O. and Rodhe, H. 1985. Atmospheric mercury—a review. *Tellus.* 37B:136–159.

---

Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Hovsenius, G., Håkanson, L., and Iverfeldt, Å. 1991. Mercury in the Swedish environment — Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Wat. Air Soil Pollut.*, 55: 1-55.

Rognerud, S. og Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensning. SFT rapport TA 714/1990. 76 s.

Rognerud, S., Fjeld, E., and Eriksen, G.S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT rapport TA 1380. 21 s. + vedlegg.

Rognerud, S., Fjeld, E., og Løvik, J.E. 1997a. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Statlig program for forurensning. NIVA rapport 3699-97. 37 s. + vedl.

Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J.E., og Skotvold, T. 1997b Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. Statlig program for forurensning. NIVA rapport 3880-97. 44 s. + vedl.

Rognerud, S., Skotvold, T., Fjeld, E., Norton, S. A., and Hobæk, A. 1998. Concentrations of trace elements in recent and preindustrial sediments from Norwegian and Russian Arctic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 1512-1523.

Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. Statlig program for forurensning. NIVA rapport 4024-99. (in prep.)

Sandlund, O.T., Nashoug, O., Norheim, G., Høie, R. og Kjellberg, G. 1981. Kvikksølv i fisk og evertebrater i mjøsa og noen sjøer i Mjøsområdet, 1979 - 80, DVF - Mjøsuundersøkelsen, Rapport 4. 54 s. + bilag.

SFT (Statens forurensningstilsyn). 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT veiledning 97:03. 36 s.

Skotvold, T., Wartena, E.M.M, and Rognerud, S. 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and arctic regions of Norway. Statlig program for forurensning, Report 688/97. Akvaplan-NIVA report APN514.6001.1. 97 p.

Stäb, J.A., Traas, T.P., Stroomberg, G., van Kesteren, J. Leonards, P., van Hattum, B., Brinkman, U.A.Th., and Cofino, W.P. 1996. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 319-328.

Underdal, B. 1970. Undersøkelse av kvikksølvinnholdet i fisk fra Mjøsområdet. Rapport NVH. 15 s.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1997. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Vol. 2. Risk Assessment and Fish Consumption Limits. 2nd. ed. EPA 823-B-97-009.

Wannia, F. and Mackay, D. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30: 390A-396A.

Whong, P.T.S., Chau, Y.K., Brown, M., and Whittle, D.M. 1994. *Appl. Organomet. Chem.* 8: 385-391.

Wiener, J. G., and Stokes, P. M. 1990. Enhanced bioaccumulation of mercury, cadmium and lead in low-alkalinity waters: an emerging environmental problem. *Environ. Tox. Chem.*, 9: 821-823.

# Vedlegg

Kvikksølvanalyser i individuelle fisk

Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa	Ørret	1	1	5	57	.	9	0.35	
Mjøsa	Ørret	2	2	5	51	.	7	0.45	
Mjøsa	Ørret	3	2	5	77	6400	8	1.2	
Mjøsa	Ørret	4	2	5	74	6000	8	0.53	
Mjøsa	Ørret	5	1	5	63	2900	6	0.43	
Mjøsa	Ørret	6	2	5	59	2500	7	0.53	
Mjøsa	Ørret	7	2	5	69	2800	7	0.46	
Mjøsa	Ørret	8	1	5	84	.	8	0.45	
Mjøsa	Ørret	9	1	5	86	9100	8	0.9	
Mjøsa	Ørret	10	1	5	72	4600	7	0.57	
Mjøsa	Ørret	11	2	5	60	.	7	0.43	
Mjøsa	Ørret	12	2	5	56	1900	6	0.58	
Mjøsa	Ørret	13	2	5	54	1600	5	0.24	
Mjøsa	Ørret	14	2	5	56	2000	6	0.29	
Mjøsa	Ørret	15	2	5	53	1600	6	0.28	
Mjøsa	Ørret	16			60.5	3400	8	0.41	
Mjøsa	Ørret	17	2	5	58	2800	6	0.46	
Mjøsa	Ørret	18	2	5	63	3300	6	0.53	
Mjøsa	Ørret	19			51	1900	7	0.33	
Mjøsa	Ørret	20	2	3	53	1850	7	0.86	
Mjøsa	Krøkle	1	2	7.2	24	86.6	13	0.62	
Mjøsa	Krøkle	2	1	2	20.5	65.6	9	0.25	
Mjøsa	Krøkle	3	2	7.2	19	42.1	7	0.23	

Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa	Krøkle	4	2	3	22.5	78.1	8	0.33	
Mjøsa	Krøkle	5	2	2	20	49.6	6	0.18	
Mjøsa	Krøkle	6	2	7.2	20.2	43.1	6	0.22	
Mjøsa	Krøkle	7	1	2	18.5	40	6	0.17	
Mjøsa	Krøkle	8	2	7.2	21.5	57.5	7	0.28	
Mjøsa	Krøkle	9	2	2	20	44.6	9	0.18	
Mjøsa	Krøkle	10	2	2	16.7	24.4	5	0.17	
Mjøsa	Krøkle	11	2	7.2	22.5	61.5	7	0.33	
Mjøsa	Krøkle	12	2	2	18	32.9	6	0.16	
Mjøsa	Krøkle	13	1	2	16.2	24.6	5	0.2	
Mjøsa	Krøkle	14	1	2	15.3	16.7	5	0.19	
Mjøsa	Krøkle	15	2	2	16	19.5	5	0.18	
Mjøsa	Krøkle	16	2	2	14.8	20.4	6	0.14	
Mjøsa	Krøkle	17	1	2	14.7	16.7	6	0.17	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	1			88	5070	8	0.71	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	2			71	2691	6	0.58	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	3			98	6965	10	1.2	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	4			76	3289	6	0.31	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	5			93	5968	9	0.8	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	6			80	3827	8	0.94	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	7	1	2	67.5	2429	6	0.7	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	8	1	2	65	2477	7	0.77	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	9	1	2	28.7	176.5	2	0.15	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	10	1	5	67.5	2289	6	0.9	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	11	2	7	98	6151	9	1.4	



Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	12	2	5	68.5	2209	7	0.88	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	13	2	5	70	2685	5	0.45	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	14	1	3	58	1407	3	0.3	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	15	2	2	47.5	809	3	0.22	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	16	2	5	66	2222	4	0.36	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	17	1	3	42	622	3	0.23	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	18	1	3	35.5	348	2	0.17	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	19	1	3	37.5	369	3	0.2	
Mjøsa - Gjøvik	Gjedde	20	1	3	43.5	650	5	0.27	
Mjøsa - Furunesfjorden	Lake	1	2	3	48.5	729	8	0.63	
Mjøsa - Furunesfjorden	Lake	2	2	7.2	49	873	7	0.75	
Mjøsa - Furunesfjorden	Lake	3	2	3	44.5	793	6	0.79	
Mjøsa - Furunesfjorden	Lake	4	2	7.2	50	841	6	0.66	
Mjøsa - Furunesfjorden	Lake	5	2	7.2	49.5	700	6	0.7	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	14	2	7	52.3	1368	5	0.66	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	15	2	7	51.5	1075	5	0.78	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	16	2	7	47	773	5	0.58	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	17	2	7	51.5	1118	6	0.71	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	18	2	7	48.3	951	5	0.4	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	19	2	7	52.2	1076	5	0.48	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	20	2	7	54	1171	5	0.88	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	21	2	7	50.5	896	5	0.7	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	22	2	7	48.5	1009	4	0.62	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	23	2	3	55	1231	5	0.67	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	24	2	3	55	1303	5	0.58	

Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa - Gjøvik	Lake	25	2	2	47.3	737	4	0.42	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	26	2	7	46.5	750	5	0.67	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	27	2	3	55.5	1357	5	0.48	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	28	2	7	59.5	1180	5	0.6	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	29	2	7	48.5	1033	5	1.4	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	30	2	7	53.8	1130	5	0.67	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	31	2	7	54.5	1406	5	1.2	
Mjøsa - Gjøvik	Lake	32	2	2	33.8	284.5	2	0.21	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	1	2	7.2	35	617	8	0.52	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	2	2	3	38.5	901	17	2	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	3	2	3	22	125.5	4	0.19	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	4	2	7.2	37.5	693	9	0.9	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	5	2	7.2	35.5	507	7	1.4	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	6	2	7.2	34	533	8	0.79	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	7	2	7.2	33	441	8	0.72	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	8	2	3	35.5	635	9	0.58	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	9	2	3	26	195	5	0.21	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	10	2	3	26	235	6	0.31	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	11	2	3	23	131	6	0.14	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	12	2	3	24	177	5	0.16	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	13	2	3	20	103	5	0.12	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	14	2	3	28.5	330.5	5	0.26	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	15	2	3	26.5	187	5	0.17	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	16	2	3	29.2	431	6	0.46	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	17	2	3	34.8	660	11	0.74	

Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	18	1	3	33.5	614	10	0.89	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	19	2	3	33	489	7	0.73	
Mjøsa - Furunesfjorden	Abbor	20	1	3	30.8	412	7	0.57	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	1	2	3	18	56.5	5	0.13	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	2	1	3	19	73.2	4	0.1	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	3	2	3	19.5	85	4	0.1	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	4	1	3	20	98	4	0.13	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	6	2	3	20.5	83.5	5	0.11	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	10	2	3	23	153.5	6	0.16	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	11	1	3	24.5	145	6	0.18	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	13	1	3	25	267.5	6	0.26	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	14	1	3	25	174	6	0.19	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	15	1	3	25	180	6	0.15	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	16	1	3	25	152.5	7	0.16	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	17	1	3	25.5	172	6	0.21	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	20	1	3	27	220.5	6	0.21	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	21	2	3	27.5	242	7	0.26	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	24	2	3	30	400	9	0.65	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	25	1	3	43.5	1053.5	17	1.8	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	26	1	3	20	85	5	0.12	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	27	2	3	20.5	79.6	5	0.13	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	31	2	3	26.5	215.5	10	1	
Mjøsa - Gjøvik	Abbor	32	1	3	29.5	329.5	10	0.35	
Mjøsa	Sik	1	2	3	25.8	108	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	2	2	2	22	85	5	0.085	blandprøve 1-20

Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa	Sik	3	2	3	36.5	608	11	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	4	1	3	27	176	6	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	5	2	3	30.2	230	6	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	6	1	2	27.7	185	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	7	1	2	24.5	134	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	8	2	2	24.2	101	4	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	9	1	2	28	197	6	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	10	2	2	24.3	123	4	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	11	2	2	30	224	6	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	12	2	2	25.3	130	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	13	2	2	28.5	177	6	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	14	1	2	27.5	167	6	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	15	2	2	23	109	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	16	1	2	24	116	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	17	1	2	23.8	107	5	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	18	1	2	21.5	80	4	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	19	1	2	22.5	90.5	4	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Sik	20	1	2	19.5	66.5	4	0.085	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	1	2	2	17.2	31.5	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	2	2	2	18.7	31.2	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	3	2	7.2	18.5	37.1	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	4	2	7.2	18.8	35.7	7	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	5	1	2	20.4	43.2	7	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	6	1	2	19.8	37	7	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	7	2	7.2	18.5	30.8	6	0.14	blandprøve 1-20

**Tabell 1. Demografiske data og kvikksølvkonsentrasjon i fisk fra Mjøsa.**

Stasjon	Art	nr	kjønn	stadium	lengde (cm)	vekt (g)	alder	Hg mg/kg	kommentarer
Mjøsa	Lagesild	8	2	7.2	18	31	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	9	2	7.2	18.5	39.4	7	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	10	2	7.2	18.7	37.5	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	11	2	7.2	19	35.6	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	12	2	7.2	18.7	34	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	13	2	7.2	18.5	31.1	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	14	2	7.2	19.5	37.7	7	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	15	2	7.2	18	31.6	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	16	1	7.2	19	35.6	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	17	1	2	18.3	34.2	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	18	2	7.2	18.8	35.1	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	19	2	7.2	18.5	29.8	6	0.14	blandprøve 1-20
Mjøsa	Lagesild	20	1	2	18.2	31.2	5	0.14	blandprøve 1-20