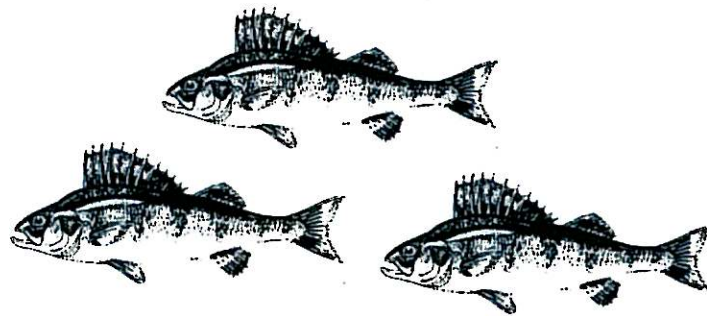
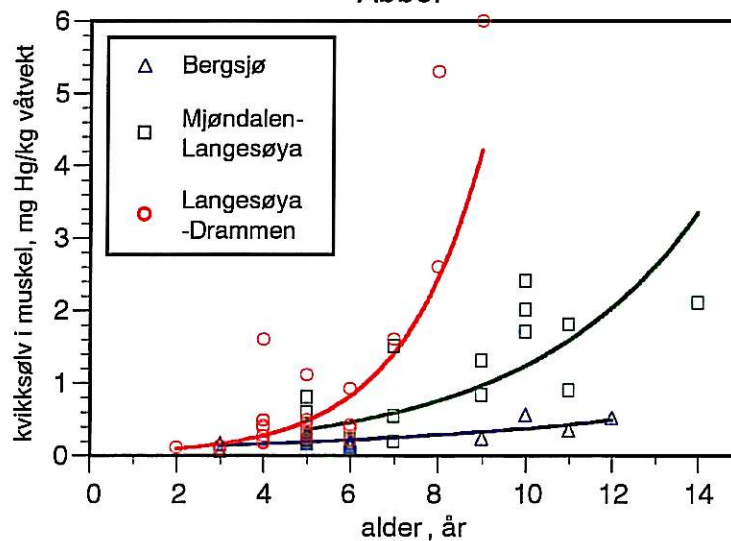


Miljøgiftundersøkelse i Drammenselva, 1997-1998

Tungmetaller og
organiske mikroforurensninger i
fisk, moser og muslinger



Abbor



Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo	Televeien 3 4879 Grimstad	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad	Nordnesboder 5 5008 Bergen	9015 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 29 50 55	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 30 22 50	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 30 22 51	Telefax (47) 77 68 05 09
Internet: www.niva.no				

Tittel Miljøgiftundersøkelse i Drammenselva 1997-1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger.	Løpenr. (for bestilling) 4060-99	Dato 15.06.99
	Prosjektnr. Undernr. O-97126	Sider Pris 37
Forfatter(e) Fjeld, Eirik Lien, Leif Rognerud, Sigurd Underdal, Bjarne	Fagområde Miljøgifter, ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Øst-Norge	Trykket NIVA
NIVA Norges veterinærhøgskole, Inst. for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene		

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Buskerud	Oppdragsreferanse Erik Garnås
---	----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Nivåene av utvalgte tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger fra Drammenselva har blitt bestemt. Materialet ble innsamlet i perioden 1997-1998. Kvikksølvkonsentrasjonen i storørret av Vikersund-stammen har blitt redusert siden 1991 (5-35%, mest for stor fisk). Beregninger basert på konsentrasjoner i fettfinner viser at nivåene i muskelfilet for en fisk på 2,5 kg i gjennomsnitt har sunket fra omlag 0,59 til 0,45 mg Hg/kg. Det finnes fortsatt høye nivåer i storvokste individer (2,4 mg Hg/kg i fisk på 6 kg). I øvre Drammenselv (Bergsjø, Åmot-Hokksund) har kvikksølvnivåene i abbor og gjedde blitt redusert med omlag 80-90% i løpet av perioden 1969-1998. Nivåene i slik fisk herfra er nå i hovedsak uproblematisk (<0,5 mg Hg/kg). I elve-stasjonær ørret fra området Åmot-Geithus var også konsentrasjonene lave (<0,5 mg Hg/kg). I nedre Drammenselv (Hokksund-Drammen) ble det for abbor påvist en reduksjon i kvikksølvnivåene på omlag 30-40% fra 1969 til 1998, men konsentrasjonene i fisk herfra er generelt fortsatt noe høy. For abbor fra området Mjøndalen-Drammen ble det funnet konsentrasjoner større enn 1 mg Hg/kg i nær 50% av fisken som var større enn 250 g/27 cm. I to individer fra elve-avsnittet Langesøya-Drammen fant vi nivåer på 5-6 mg Hg/kg, noe som er oppsiktsvekkende høyt. Nivåene av klororganiske miljøgifter (PCB og DDT) økte i fisk og muslinger nedover elva, men nivåene var forholdsvis lave. Den samme tendensen ble funnet for PAH i muslinger og utvalgte tungmetaller i moser.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. kvikksølv 2. persistente organiske forurensninger 3. ferskvannsfisk 4. muslinger 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. mercury 2. persistent organic pollutants 3. freshwater fish 4. mussels
---	---


Prosjektleder


Forskningsleder


Forskningsjef

**Miljøgiftundersøkelse i
Drammenselva, 1997-1998**

Tungmetaller og organiske mikroforurensninger
i fisk, moser og muslinger

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Undersøkelsen er finansiert med støtte fra SFT og flere av kommunene omkring Drammensvassdraget.

Analysene av kvikksølv i fisk er utført ved Veterinærinstituttet, seksjon for kjemi. De øvrige analysene av tungmetaller, andre sporelementer, klororganiske miljøgifter og polycykliske aromatiske hydrokarboner er gjort ved NIVA.

Innsamling av fiskematerialet er for en stor del gjort ved hjelp av frivillige entusiaster. Vi vil rette særlig takk til Arvid Simensen og til Drammens Sportsfiskere ved Hans Øivind Opsahl og Fredrik Tollefsen. Videre vil vi takke Sigurd Øxnevad og hovedfagsstudenter ved Universitetet i Oslo som ble engasjert til å bistå med innsamlingen av fisk. Aldersanalysene er også gjort av S. Øxnevad.

Resultatene fra kvikksølvanalysene av fisk fanget til denne undersøkelsen er sammenliknet med data fra en større undersøkelse fra 1969, gjort av Bjarne Underdal, Norges Veterinærhøgskole. Vi har også benyttet data fra en større nasjonal undersøkelse på kvikksølv i ferskvannsfisk, innsamlet under ledelse av Sigurd Rognerud, NIVA.

For oppdragsgiver har saksbehandlere og kontaktpersoner vært avdelingsingeniør Audny Mehammer og fiskeforvalter Erik Garnås, Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen, samt miljøvernrådgiver Morten Eken, Modum kommune.

Ved NIVA har Eirik Fjeld vært prosjektleder og Leif Lien og Sigurd Rognerud har vært prosjektmedarbeider.

Oslo, mai 1999

Eirik Fjeld

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Materiale og metoder	7
2.1 Innsamling av fisk	7
2.2 Utsetting av muslinger og moser	9
2.3 Analyseparametere	9
2.4 Kort om utvalgte miljøgifter	11
3. Tungmetaller i fisk og moser	12
3.1 Kvikksølv i Tyrifjordørret, Vikersund-stammen	12
3.2 Kvikksølv i stasjonær ørret	14
3.3 Kvikksølv i abbor	16
3.3.1 Bergsjø	16
3.3.2 Mjøndalen-Drammen	16
3.3.3 Kvikksølvakkumulering mot alder	20
3.3.4 Sammenlikning med et nasjonalt materiale	22
3.4 Kvikksølv i gjedde	23
3.5 Kvikksølv i stam og vederbuk	26
3.6 Andre tungmetaller i fisk	27
3.7 Tungmetaller i vannmoser	28
4. Organiske mikroforurensninger i fisk og muslinger	29
4.1 Klororganiske forbindelser i fisk	29
4.2 PAH og klororganiske miljøgifter i muslinger	31
5. Vurderinger og konklusjoner	34
5.1 Kvikksølv i fisk	34
5.2 Andre tungmetaller og sporelementer	35
5.3 Klororganiske miljøgifter	35
5.4 PAH i muslinger	35
6. Litteraturhenvisninger	36
Vedlegg	37

Sammendrag

Nivåene av utvalgte tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger fra Drammenselva har blitt bestemt. Materialet ble innsamlet i perioden 1997-1998. Kvikksølvkonsentrasjonen i storørret av Vikersund-stammen har blitt redusert siden 1991 (5-35%, mest for stor fisk). Beregninger basert på konsentrasjoner i fettfinner viser at nivåene i muskelfilet for en fisk på 2,5 kg i gjennomsnitt har sunket fra omlag 0,59 til 0,45 mg Hg/kg. Det finnes fortsatt høye nivåer i storvokste individer (2,4 mg Hg/kg i fisk på 6 kg). I øvre Drammenselv (Bergsjø, Åmot-Hokksund) har kvikksølv-nivåene i abbor og gjedde blitt redusert med omlag 80-90% i løpet av perioden 1969-1998. Nivåene i slik fisk herfra er nå i hovedsak uproblematisk (<0,5 mg Hg/kg). I elve-stasjonær ørret fra området Åmot-Geithus var også konsentrasjonene lave (<0,5 mg Hg/kg). I nedre Drammenselv (Hokksund-Drammen) ble det for abbor påvist en reduksjon i kvikksølvnivåene på omlag 30-40% fra 1969 til 1998, men konsentrasjonene i fisk herfra er generelt fortsatt noe høy. For abbor fra området Mjøndalen-Drammen ble det funnet konsentrasjoner større enn 1 mg Hg/kg i nær 50% av fisken som var større enn 250 g/27 cm. I to individer fra elve-avsnittet Langesøya-Drammen fant vi nivåer på 5-6 mg Hg/kg, noe som er oppsiktsvekkende høyt. Nivåene av klororganiske miljøgifter (PCB og DDT) økte i fisk og muslinger nedover elva, men nivåene var forholdsvis lave. Den samme tendensen ble funnet for PAH i muslinger og utvalgte tungmetaller i moser.

1. Innledning

Drammenselva renner igjennom et av de mer industrialiserte områdene i Norge. I mer enn 100 år har elva vært sterkt belastet med utslipp fra forskjellig industri og befolkede områder. I løpet av de siste 20 årene har det imidlertid vært gjennomført betydelige utslippsreduksjoner fra kommunal kloakk og industri — og elva har endret karakter fra å være en belastet industri-resipient til å bli en naturressurs som etterhvert gjenvinner noen av sine opprinnelige kvaliteter.

Som en del av den systematiske restaureringen av elva har det i flere år vært nedlagt et stort arbeide med å gjøre Drammenselva mer attraktiv for publikum. Strandsonen er ryddet og restaurert, og det er laget adkomst for publikum med gang- og sykkelveier langs elva.

Resultatet er at publikum nå bruker elva i langt større utstrekning enn tidligere, både til bading, fiske, roing, samt turgåing og annen rekreasjon. Det er stor og fin matfisk å få i elva, og det fiskes aktivt på både abbor, gjedde, ørret og laks. Det hersker imidlertid usikkerhet om i hvilken grad den ferskvannsstasjonære fisken har akkumulert miljøgifter, og om man kan finne nivåer som gjør den mindre egnet til menneskeføde.

Problematikken omkring spiseligheten av fisken fra Drammenselva har sin historie fra slutten av 1960-tallet da det ble klart at fisken i elva var tildels betydelig forurenset av kvikksølv (Snekvik 1969, Underdal 1970). Kvikksølvet stammet alt vesentlig fra treforedlingeindustrien hvor det ble benyttet som slimbekjempende - fungicid (soppdrepende) middel. Kvikksølvet ble frigitt til vassdraget gjennom spillvann og bundet til fibermasse som ble avleiret i bunnslammet.

Et av miljømålene til flere av kommunene langs elva er å få kartlagt dagens miljøgiftsituasjon i Drammenselva, og på bakgrunn av dette ønsket fylkesmannen sammen med flere av kommunene å gjøre en miljøgiftundersøkelse i elva. Undersøkelsen har særlig fokusert på kvikksølvnivåene i stasjonær fisk, men deler av fiskematerialet har også blitt analysert for utvalgte tungmetaller/sporelementer og klororganiske miljøgifter. Videre har nivåene av de samme utvalgte tungmetaller/sporelementene og klororganiske miljøgiftene, samt PAH (polycykliske aromatiske hydrokarboner), blitt analysert i dammuslinger og elvemoser satt ut på fem utvalgte stasjoner i vassdraget.

2. Materiale og metoder

2.1 Innsamling av fisk

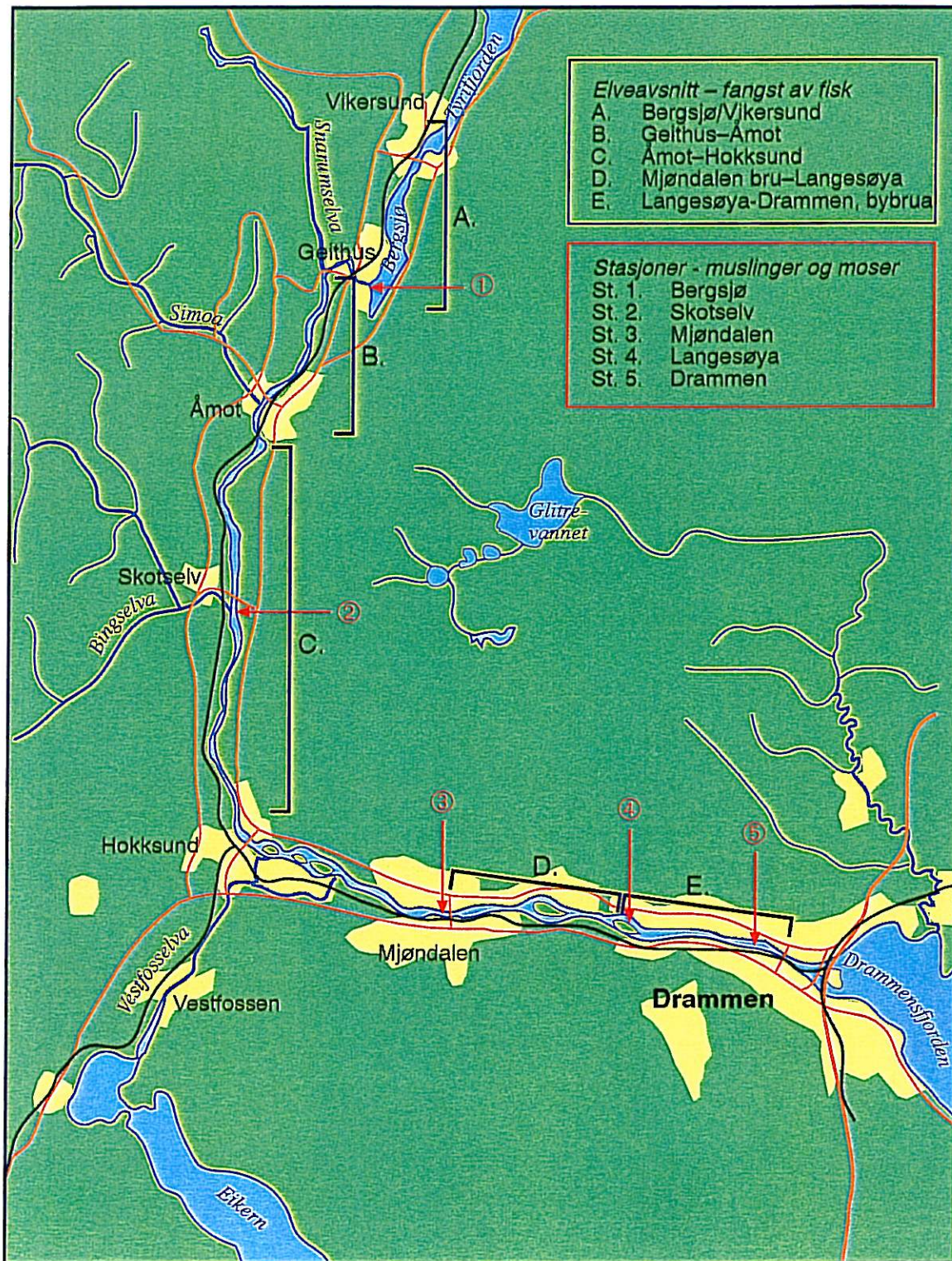
Det ble i utgangspunktet bestemt at det skulle innsamles fisk i fra ulike elveavsnitt nedover Drammenselva, fra Vikersund ved utløpet av Tyrifjorden og til området ved Bybrua i Drammen. Prøvefisket skulle i utgangspunktet omfatte storørret fra Tyrifjorden fra bestanden som gyter ved Vikersund, stasjonær ørret fra Drammenselva på strekningen Geithus-Åmot, samt abbor og gjedde fra hele vassdraget. På grunn av prosjektets begrensede ressurser skulle innsamlingen foregå ved hjelp av lokale fiskere.

Det viste seg imidlertid å være vanskelig å få organisert en systematisk innsamling av fisk fra enkelte elveavsnitt. For abbor ble det innfanget et tilfredsstillende antall fisk fra Bergsjø og de to nedre elveavsnittene, men det mangler materiale fra de midtre elveavsnittene. Av gjedde ble det levert inn et tilfredsstillende antall fra de øvre elveavsnittene, mens det fra de nedre elveavsnittene, som antas å være de mest forurensede, ble det kun levert et fåtall individer. For å supplementere prøveutvalget ble det derfor også innsamlet vederbuk og stam fra elvas nedre deler. Vederbuk og stam er begge karpfisker som når de blir storvokste går over til fiskeføde. Dette er egenskaper som gjør de interessante i en forurensningssammenheng. De enkelte elveavsnittene som undersøkelsen omfatter er tegnet inn på kartet i figur 1.

Det ble i alt innsamlet og analysert prøver fra 164 fisk. Innsamlingen foregikk i 1997 og 1998. I understående tabell (Tabell 1) er det gitt en summarisk oversikt over antall og hvilke arter som ble fanget ved de ulike elveavsnittene. Primærdata til fisken og kvikksølv-konsentrasjonene er gitt i vedlegg 1.

Tabell 1. Antall fisk og arter fanget ved de ulike elveavsnittene

Elveavsnitt	Abbor	Gjedde	Stam	Vederbuk	Ørret	sum
A. Bergsjø/Vikersund	22	14	-	-	25	61
B. Geithus-Åmot	-	-	-	-	16	16
C. Åmot-Hokksund	-	15	-	-		15
D. Mjøndalen-Langesøya	18	1	14	8	-	41
E. Langesøya-Drammen	25	2	2	2	-	31
sum	65	32	16	10	41	164



Figur 1. Kart over Drammenselva. Elveavsnittene angir områdene hvor det er innsamlet fisk. Stasjonene angir stedene hvor det har vært gjort eksponeringsforsøk med moser og muslinger.

2.2 Utsetting av muslinger og moser

Det ble høsten 1998 satt ut vannmoser (*Fontinalis antipyretica*) og dammuslinger (*Anodonta piscinalis*) ved fem forskjellige stasjoner. Mosene ble hentet fra Bergsjø og tre prøver ble satt ut ved hver stasjon. Muslingene ble hentet fra Bergsvatnet, øverst i Hillestadvassdraget. På hver stasjon ble tre plastkurver med 10 muslinger i hver satt ut. Utsettingstidspunktet var 11.09.97 og prøvene fikk stå ute i omlag en måned, fram til 13.10.97, for å akkumulere miljøgifter. Deretter ble de tatt opp og analysert. Eksponeringsforsøkene ble gjort ved følgende fem stasjoner:

- St. 1. Bergsjø (utløp)
- St. 2. Skotselv
- St. 3. Mjøndalen
- St. 4. Langesøya
- St. 5. Drammen (oppstrøms Bybrua)

På kartet i figur 1 har vi angitt tegnet inn de ulike stasjonene som undersøkelsen omfatter.

2.3 Analyseparametere

Fisk

Den innsamlede fisken ble analysert for en rekke utvalgte klororganiske mikroforurensninger og tungmetaller og sporelementer. Av klororganiske miljøgifter ble det analysert for 10 ulike PCB-forbindelser (kongenerer), IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 samt 105, 156 og 209. De syv første kalles «seven Dutch» og summen av disse benevnes Σ PCB7. Videre ble det analysert for DDT med nedbrytningsprodukter (DDE og DDD), hexaklorcyclohexan (lindan), hexa-/pentaklorbenzen og octaklorstyren. Av tungmetaller og andre sporelementer ble det analysert for kvikksølv, bly, kadmium, kobber, sink, krom, kobolt, nikkel og arsen.

Klororganiske miljøgifter er svært fettløselige og oppkonsentreres i fettrikt vev — slik som lever eller i muskelvev til feit fisk. Tungmetaller og sporelementer akkumuleres i særlig grad i lever og nyrer. Kvikksølv i fisk foreligger i all hovedsak som den organiske kvikksølvforbindelsen metylkvikksølv (CH_3Hg^+) som binder seg til proteiner. De klororganiske mikroforurensninger og diverse tungmetaller/sporelementer ble derfor i hovedsak analysert i fiskelever, mens kvikksølv ble analysert i muskel. For ørreten fra elveavsnittet Geithus-Åmot ble klororganiske miljøgifter målt i fiskekjøtt. For storørreten fra Tyrifjorden, som ble fanget under stamfisket på gyteområdene ved Vikersund, ble kvikksølvet analysert i fettfinnene. Fettfinnene kan skjæres av levende fisk uten at fisken tar nevneverdig skade av dette, og en slapp derved å avlive fisken. Da en kjenner forholdet mellom kvikksølv i muskel og fettfinne kan man beregne muskel-konsentrasjonene (Skurdal et al. 1985).

På grunn av de store kostnadene som er forbundet med flere av disse analysene ble de klororganiske miljøgiftene og tungmetall/sporelement-gruppen analysert i såkalte blandprøver. En blandprøve er en homogenisert samleprøve fra flere individer. Ved å analysere på en slik prøve får en fram den midlere konsentrasjonen i utvalget, men en mister informasjon om spredningen i konsentrasjonene.

Muslinger og moser

Muslingene ble analysert for de samme klororganiske mikroforurensningene som i fiskeprøvene og en rekke PAH-forbindelser (polysykliske aromatiske hydrokarboner). PAH-forbindelsene er tjærestoffer og beslektede forbindelser og dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale eller stammer fra petroleums-forbindelser.

Kvikksølvanalysene i muskel 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.

De øvrige analysene er gjort ved NIVA. Bly, kadmium, kobber, sink, krom, kobolt, nikkel og arsen ble målt i salpetersyreoppsluttete prøver ved bruk av ICP-MS (NIVA metode E 8-2). De klororganiske forbindelsene ble målt ved bruk av gasskromatograf med elektron-innfangingsdetektor, GC/ECD (NIVA metode H 3-4). PAH ble målt ved bruk av gasskromatograf med flammeionisasjonsdetektor (GC/FID), samt masseselektiv detektor (MSD) (NIVA metode H 2-3).

Tabell 2. *Analyser av fisk fra de ulike elveavsnittene i Drammenselva. Klororganiske miljøgifter er målt i lever unntatt for ørret hvor det er målt i muskelvev. Kvikksølv er målt i muskel unntatt for storørreten fra Tyrifjorden hvor det er målt i fettfinner.*

Art	Elveavsnitt	Klororganiske miljøgifter	Tungmetaller i lever	Kvikksølv
Ørret	A. Bergsjø/Vikersund	-	-	25 ind. prøver
Ørret	B. Geithus-Åmot	1 blandpr. (11 ind)	-	16 ind. prøver
Gjedde	A. Bergsjø/Vikersund	1 blandpr. (14 ind.)	1 blandpr. (14 ind.)	14 ind. prøver
Gjedde	C. Åmot-Hokksund	1 blandpr. (15 ind.)	1 blandpr. (15 ind.)	15 ind. prøver
Gjedde	D./E. Mjøndalen-Drammen	1 blandpr. (3 ind.)	1 blandpr. (3 ind.)	3 ind. prøver
Abbor	A. Bergsjø	1 blandpr. (22 ind.)	1 blandpr. (22 ind.)	22 ind. prøver
Abbor	D. Mjøndalen-Langesøya	1 blandpr. (18 ind.)	1 blandpr. (18 ind.)	18 ind. prøver
Abbor	E. Langesøya-Drammen	1 blandpr. (25 ind.)	1 blandpr. (25 ind.)	25 ind. prøver
Vederbuk	D./E. Mjøndalen-Drammen	1 blandpr. (10 ind.)	1 blandpr. (10 ind.)	10 ind. prøver
Stam	D./E. Mjøndalen-Drammen	-	-	16 ind. prøver

2.4 Kort om utvalgte miljøgifter

Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er et giftig metallisk grunnstoff som kan danne meget giftige organiske forbindelser slik som metylkvikksølv (CH_3Hg^+). Metylkvikksølv kan dannes ved at bakterier i vann og sedimenter metylerer uorganiske kvikksølvforbindelser. Metylkvikksølv forbinder seg til proteiner i organismene og oppkonsentreres i næringskjedene (bio-magnifiseres). En regner med at mellom 95-99% av kvikksølvet i fisk foreligger som metylkvikksølv. Metylkvikksølv kan gi motoriske og mentale forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet, særlig er utviklingen av sentralnervesystemet 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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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). I denne rapporten har vi imidlertid valgt å ikke komme med konkrete kostholdsråd vedrørende konsum av fisk fra Drammensvassdraget da slikt bør gjøres av rette forvaltningsmyndigheter (Statens næringsmiddeltilsyn, eventuelt lokale næringsmiddeltilsyn)

Drammenselva har tidligere hatt betydelige problemer med kvikksølvforurensning fra treforedlingsindustrien. Bruken av kvikksølv er i dag meget strengt regulert, og de tidligere punkt-utslippene fra industrien er stanset.

PCB

Polyklorerte bifenyler (PCB) er en gruppe klorerte organiske stoffer som er giftige, tungt nedbrytbare, opphopes i organismer og oppkonsentreres (biomagnifiseres) i næringskjeden. De er bygget opp over et grunnkjellet av bifenyl som har 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 isolasjons-middel og kjølemiddel i elektriske utstyr som transformatorer og kondensatorer. Videre har det vært brukt i hydraulikk-oljer, forskjellige malingstyper (skipsmaling) og i fugemasser. All bruk av PCB i Norge skulle i følge Nordsjødeklarasjonen ha opphørt i 1994.

Fisk i indre Drammensfjord har et relativt høyt innhold av PCB, og det er innført kostholdsråd om konsum av torskelever. Industriområdet ved Brakerøya har vært sett på som en viktig kilde til utslippene, men i Konieczny og Tellefsen (1995) antydes det også andre kilder oppstøms Brakerøya.

PAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er ringformede molekyler (aromatiske) kun bygget opp av karbon og hydrogen. Strengt tatt omfatter PAH kun molekyler med tre ringer og oppover, men ofte regnes naftalener og andre disykliske forbindelser med i sum PAH (ΣPAH). PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organiske materiale, i fyringsanlegg, bileksos, ved veislitasje og som uønsket biprodukt fra visse industrielle prosesser. Andre viktige kilder til PAH er forskjellige petroleumsprodukter, særlig fyringsoljer og tyngre oljer. PAH er hovedbestanddeler i kreosot og tjære. PAH-forbindelsene er nedbrytbare (både i bakterier og andre organismer), men i sedimenter og i fyllinger er nedbrytingshastigheten meget liten. De viser liten evne til oppkonsentrering i næringskjedene. Enkelte forbindelser av PAH er mutagene, kreftframkallende og påvirker immuno-forsvaret (se Knutzen 1995).

3. Tungmetaller i fisk og moser

3.1 Kvikksølv i Tyrifjordørret, Vikersund-stammen

I Tyrifjorden finnes det to reproduktivt atskilte storørretbestander som gyter henholdsvis i Randselva («Randselv-stammen») og Drammenselva ved Vikersund («Vikersund-stammen»). Under stamfisket høsten 1998 ved Vikersund ble det skåret av fettfinner på 25 individer fra Vikersund-stammen for kvikksølvanalyse. Den analyserte fisken var 31,5–78 cm lang (gjennomsnitt: $54,7 \pm 12,3$ cm), veide 0,4–6 kg (gjennomsnitt: $2,3 \pm 1,7$ kg) og hadde et kvikksølvinnhold i fettfinnene på 0.008–0.525 mg Hg/kg (gjennomsnitt: 0.070 ± 0.110 mg Hg/kg).

Konsentrasjonene i kroppen (skjelettmuskelatur) kan beregnes ut fra kjente sammenhenger mellom konsentrasjonene i muskelvev og fettfinner. Konsentrasjon i fettfinnene til storørreten i Tyrifjorden har vært vist å ligge på omlag 20% ($\pm 8\%$) av konsentrasjonene i fiskens skjelettmuskelatur (Skurdal et al. 1986). Ut fra rådata gitt i Skurdal et al. (1991) beskrives forholdet mellom konsentrasjonene (mg Hg/kg våtvekt) i muskel og fettfinne som:

$$Hg_{\text{muskel}} = 3,97 \cdot Hg_{\text{fettfinne}} + 0,24 \quad r^2 = 0.89, n = 20 \quad (1)$$

Forholdet mellom konsentrasjonen i fettfinnen (mg Hg/kg våtvekt) og fiskens lengde (cm) for materialet fra 1991 og 1998 kunne beskrives som:

$$\log Hg_{\text{fettfinne}} = 3.436 \cdot \log \text{lengde} + x - 7.277 \quad r^2 = 0.64, n = 45 \quad (2)$$

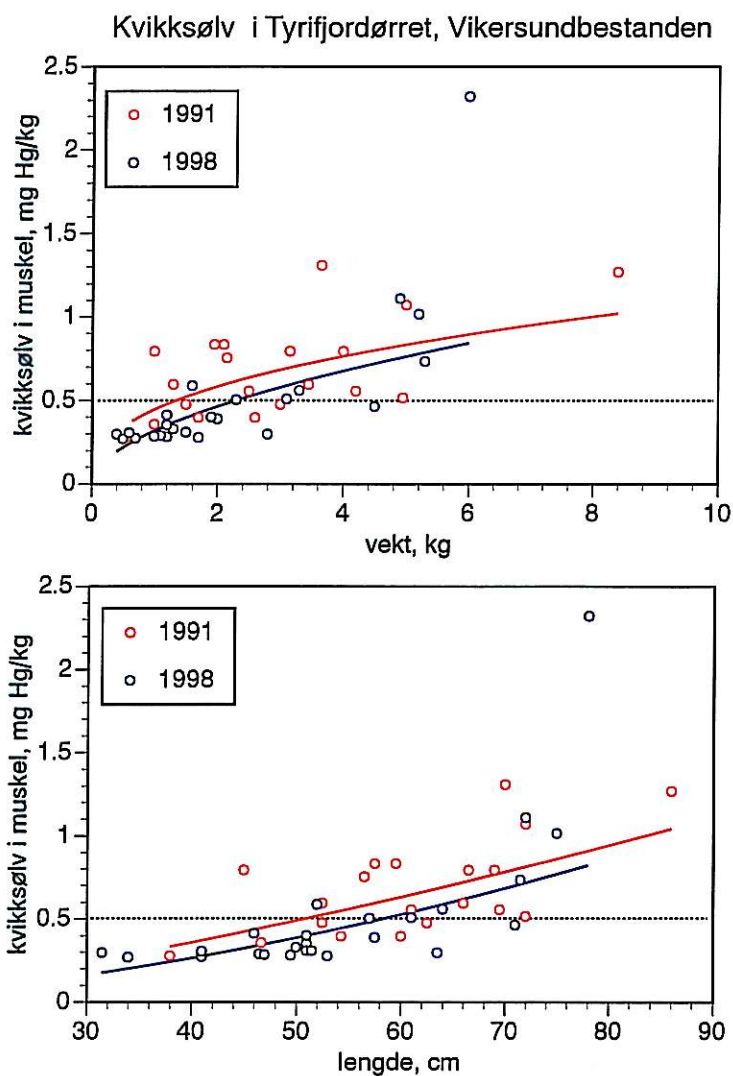
Her uttrykker x effekten av ulike år: +0.114 for 1991 og -0.114 for 1998.

Muskelkonsentrasjonene i 1998 varierte mellom 2,70 og 0,27 mg Hg/kg, med høyeste nivå i en fisk på 6 kg (77 cm) og laveste i en fisk på 0,5 kg (34 cm), men konsentrasjonene var tildels betydelig reduserte i forhold til de i 1991 (Figur 2). Forskjellene mellom de to årene var statistisk signifikante, også etter at det ble justert for en noe ulik lengdefordeling (kovarians-analyser). I tabell 3 har vi vist beregnede konsentrasjonene i muskel for ørret i visse størrelses-grupper. Tabellen viser at reduksjonen i 1998 i forhold til 1991 lå i intervallet 5–35%, med de betydeligste reduksjonene hos stor fisk.

Næringsmiddel-myndighetene i Norge har satt 0,5 mg Hg/kg i ørret som en øvre grense for salg til konsum. I figur 2 ser man at slike konsentrasjoner begynner å inntreffe når fisken når en størrelse på omlag 1,6 kg eller 52 cm, mens fisk større enn 5 kg eller mer enn 70 cm i hovedsak har overskredet denne grensen.

Tabell 3. Beregnede kvikksølvkonsentrasjonene i muskelfilet for storørret fra Tyrifjorden, Vikersund-stammen, fanget høsten 1991 og 1998. Konsentrasjonene er basert på analyser av fettfinnene og beregnet etter likning 1 og 2.

lengde, cm	vekt, kg	konsentrasjon, mg Hg/kg våtvekt		reduksjon
		1991	1998	
30	0,3	0.27	0.26	-5%
40	0,7	0.33	0.29	-11%
50	1,4	0.43	0.35	-18%
60	2,5	0.59	0.45	-24%
70	4,1	0.84	0.59	-29%
80	6,3	1.18	0.80	-33%
90	9,2	1.65	1.08	-35%



Figur 2. Beregnet kvikksølvkonsentrasjon i muskelfilet til storørret fra Tyrifjorden, Vikersund-stammen, fanget høsten 1991 og 1998 (antall fisk er henholdsvis 20 og 25). Konsentrasjonene er beregnet ut fra analyser av fettfinnene. Kurvene er basert på lineære regresjoner av log-transformerte data for hver av gruppene. Den stiplede linja angir nivået som ikke skal overskrides i ørret beregnet for salg (0,5 mg Hg/kg).

3.2 Kvikksølv i stasjonær ørret

Høsten 1997 ble det fra området Geithus—Åmot (elveavsnitt B) samlet inn 16 ørret til analyse. Dette er ørret som lever hele sitt liv på elva, de går ikke ut i Drammensfjorden eller opp i Tyrifjorden.

Fisken var 19,5–46 cm lang (gjennomsnitt: 32,4±7,5 cm), veide 62–1800 g (gjennomsnitt: 515 ±497 g og hadde en kvikksølvkonsentrasjon på 0,09–0,43 mg Hg/kg (gjennomsnitt: 0,17±0,10 mg Hg/kg). Forholdet mellom konsentrasjonen i muskelfilet (mg Hg/kg våtvekt) og fiskens lengde (cm) kunne beskrives som:

$$\log Hg = 1.792 \cdot \log lengde - 3.521 \quad r^2 = 0.64, n = 16 \quad (3)$$

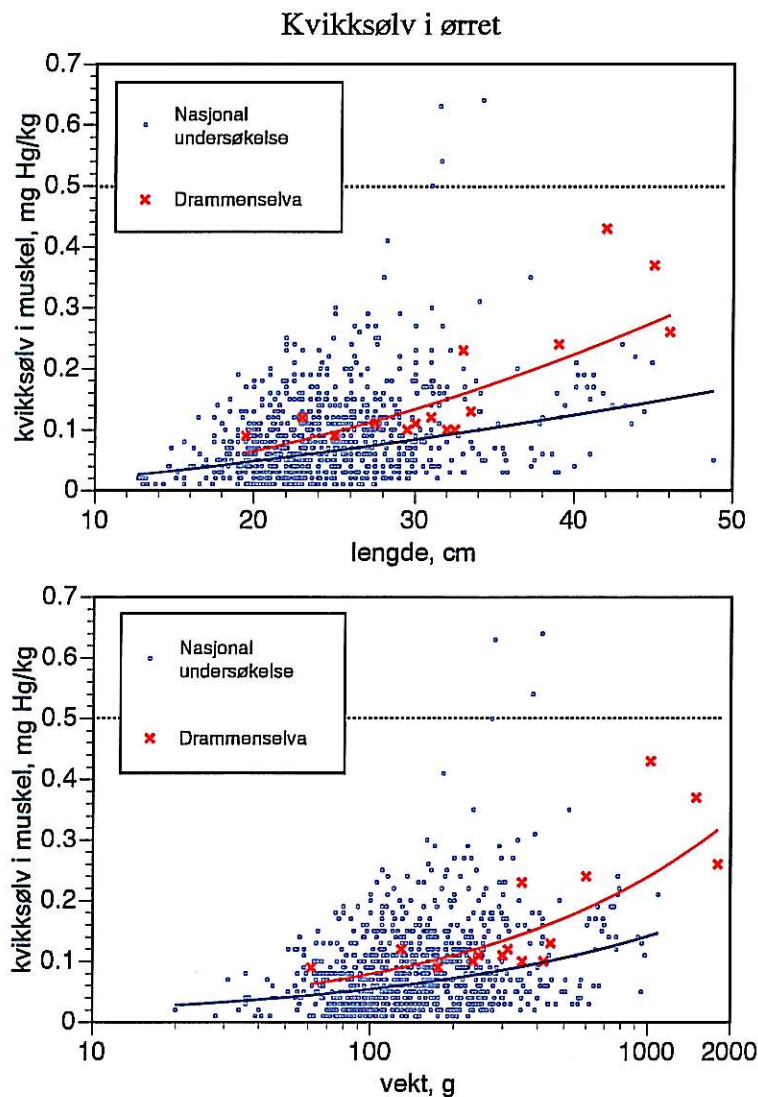
Sammenliknes verdiene fra Drammenselva med de fra et større nasjonalt ørret-materiale (Rognerud og Fjeld 1990, Rognerud et al. 1996) viser det seg at konsentrasjonene fra Drammenselva ligger noe høyere enn gjennomsnittet fra denne undersøkelsen. Ingen fisk i materialet fra Drammenselva oversteg imidlertid 0,5 mg Hg/kg som næringsmiddel-myndighetene har satt som øvre grense for salg til konsum. I tabell 4 og tabell 5 har vi vist beregnede konsentrasjonene i muskel for visse størrelses- og aldersgruppergrupper.

Tabell 4. Kvikksølvkonsentrasjonene i muskelfilet for ørret fra Drammenselva, Geithus–Åmot, fanget høsten 1997. Konsentrasjonene er basert på likning 3.

lengde, cm/vekt, g	25/150	30/300	35/525	40/850	45/1350
mg Hg/kg, våtvekt	0,10	0,14	0,18	0,22	0,28

Tabell 5. Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i muskelfilet og lengde i de enkelte aldersgruppene av ørret fra Drammenselva, Geithus–Åmot, fanget høsten 1997.

alder	antall	mg Hg/kg våtvekt		lengde, cm	
		gjennomsnitt	SD	gjennomsnitt	SD
3	1	0.120	•	23.0	•
4	5	0.106	0.015	28.5	5.6
5	5	0.156	0.073	32.0	5.0



Figur 3. Kvikksølvkonsentrasjonen i muskelfilet til stasjonær ørret fra Drammenselva, fanget på strekningen Geithus–Åmot høsten 1997 ($n=16$). Til sammenlikning er det vist konsentrasjonene i stasjonær ørret fra to nasjonale undersøkelser (864 individer/46 bestander, fanget i 1988–1994; Rognerud og Fjeld 1990, Rognerud et al. 1996). Kurvene er basert på lineære regresjoner av log-transformerte data. Den stiplede linja angir nivået som ikke skal overskrides i ørret beregnet for salg (0,5 mg Hg/kg).

3.3 Kvikksølv i abbor

3.3.1 Bergsjø

Høsten 1997 ble det fra Bergsjø (elveavsnitt A) samlet inn 22 abbor til analyse. Fisken var 18–39,5 cm lang (gjennomsnitt: $27,6 \pm 5,4$ cm), veide 67–1025 g (gjennomsnitt: 320 ± 233 g) og hadde en kvikksølvkonsentrasjon på 0,07–0,56 mg Hg/kg (gjennomsnitt: $0,24 \pm 0,11$ mg Hg/kg).

For Bergsjø finnes det lite med historiske kvikksølvdata for abbor, men et mindre antall analyser ($n = 10$) fra 1969 er rapportert i Underdal (1970). Fisken fra 1969 var småfallen, med en vekt på 23–30 g. Likevel inneholdt den betydelige konsentrasjoner av kvikksølv, fra 0,33 til 1,14 mg Hg/kg (gjennomsnitt: 0,69 mg/kg). Sammenlikner vi nivåene fra 1969 med resultatene fra 1998 ser vi at det har skjedd en dramatisk nedgang i konsentrasjonene (Figur 4). Selv om lengdefordelingene fra de to årene ikke overlapper, kan man ved å ekstrapolere kurvene se at omtrentlig konsentrasjon for fisk på 60 g i 1969 ville ha vært 1,15 mg Hg/kg mens tilsvarende tall for 1998 ville ha vært 0,10 mg Hg/kg (en reduksjon på 90%).

Forholdet mellom konsentrasjonen i muskelfilet (mg Hg/kg våtvekt) og lengde (cm) for fisken innfanget i 1998 kunne beskrives som:

$$\log Hg = 1.640 \cdot \log lengde - 3.016 \quad r^2 = 0.51, n = 22 \quad (4)$$

Bare to storvokste individer (> 600 g, > 35 cm) hadde konsentrasjoner over 0,5 mg Hg/kg som er grensen næringsmiddel-myndighetene har satt for abbor til salg for konsum.

3.3.2 Mjøndalen–Drammen

På strekningene Mjøndalen–Langesøya (elveavsnitt D) og Langesøya–Drammen (elveavsnitt E) ble det høsten 1998 fanget henholdsvis 18 og 25 abbor. Fisken fra elveavsnitt D var generelt større enn fisken fra elveavsnitt E. Forholdet mellom kvikksølv-konsentrasjonene og fiskens størrelse i de to elveavsnittene var imidlertid svært lik, og statistiske analyser (kovarians-analyser) kunne ikke påvise noen signifikante forskjeller i konsentrasjonene etter at det var justert for ulik lengde. Fisken fra nedre deler av Drammenselva behandles derfor samlet.

Den innsamlede fisken var 13–42 cm lang (gjennomsnitt: $29,5 \pm 6,6$ cm), veide 22–1202 g (gjennomsnitt: 426 ± 275 g) og hadde en kvikksølvkonsentrasjon på 0,07–6,0 mg Hg/kg (gjennomsnitt: $0,99 \pm 1,25$ mg Hg/kg). Grensenivået på 0,5 mg Hg/kg, som er satt for abbor til salg for konsum, begynte å bli overskredet hos fisk som var omlag 25 cm eller 200 g. I endel eksemplarer av større fisk (13 av 28 individer, >27 cm, >250 g) fant vi konsentrasjoner som må karakteriseres som betydelige (>1 mg Hg/kg). I to individer fra det nederste elve-avsnittet fant vi nivåer på 5–6 mg Hg/kg, noe som er oppsiktsvekkende høyt. Prøvene med disse høye nivåene ble re-analysert, og det ble bekreftet at det ikke var analysefeil.

Sammenliknes konsentrasjonene fra 1998 med analyser gjort i 1969 på fisk fanget ved Mjøndalen og ved utløpet av Solbergelva (nedenfor Mjøndalen) (data fra Underdal 1970) finner vi en reduksjon, men betydelig mindre markert enn den vi fant for abbor fra Bergsjø (Figur 5). Forskjellene mellom de to årene var statistisk signifikante, også etter at det ble justert for en noe ulik lengdefordeling (kovariansanalyser). Den statistiske analysen ga følgende beskrivelse av forholdet mellom konsentrasjonen i muskelfilet (mg Hg/kg våtvekt) og fiskens lengde (cm) for materialet fra 1969 og 1998:

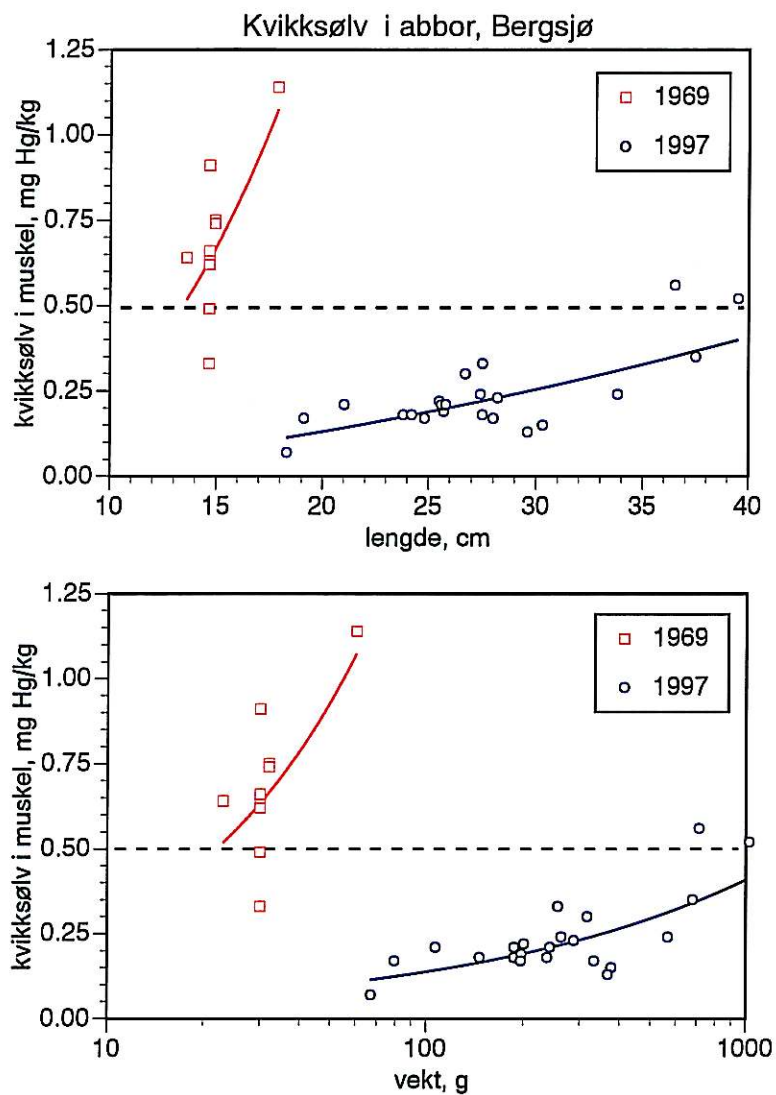
$$\log Hg = 2.399 \cdot \log lengde + x - 3.163 \quad r^2 = 0.36, n = 60 \quad (5)$$

Her uttrykker x effekten av ulike år: +0.130 for 1969 og -0.130 for 1998.

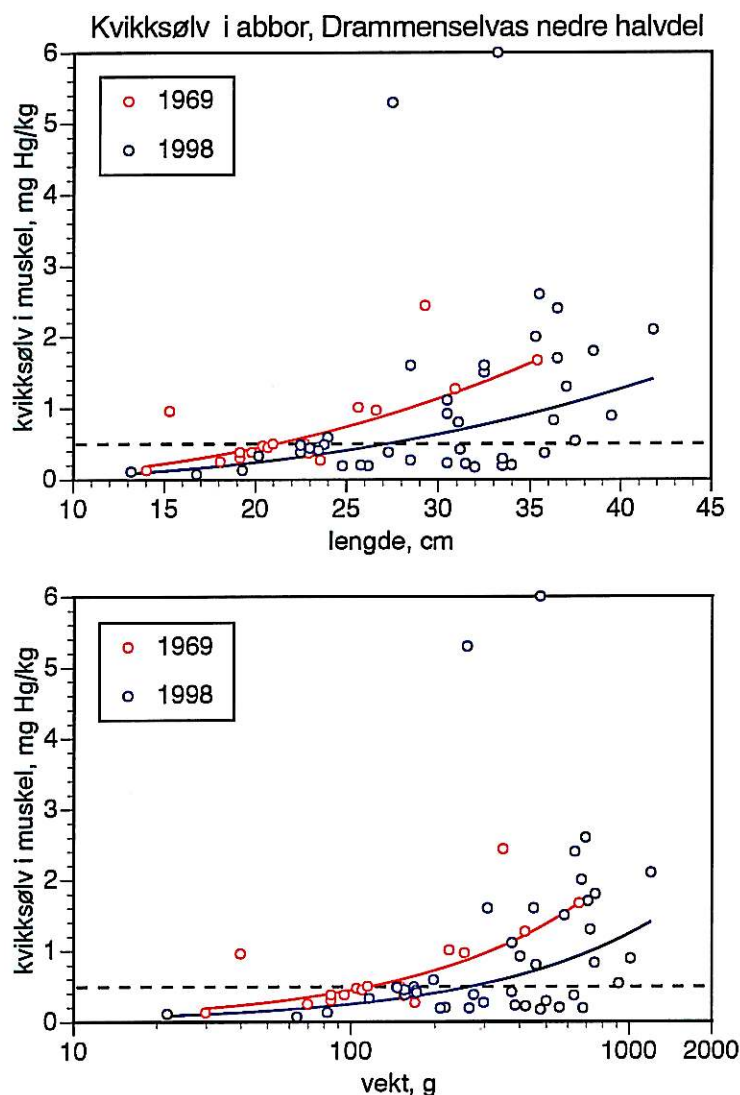
Konsentrasjoner beregnet ved dette uttrykket gir imidlertid et ikke helt representativt bilde av gjennomsnittssituasjonen da det baserer seg på log-transformerte verdier. Dette reduserer innflytelsen av ekstremt høye observasjoner og fører i dette tilfellet til et konservativt estimat (underestimert) av konsentrasjonene for de større lengdegruppene. For å få fram representative verdier som kan nyttes i vurderinger av kostholdsrad har vi i tillegg beregnet konsentrasjoner ved hjelp av en ikke-linear regresjonsanalyse (Lowess). Disse konsentrasjonene har vi oppgitt i tabell 6, og en ser her at konsentrasjonene fra 1969 og til 1998 har blitt redusert med omlag 30-40%.

Tabell 6. Sammenlikning av kvikksølvkonsentrasjonene i muskelfilet fra nedre Drammenselv fanget i 1969 og 1998. Fisken fra 1969 er fanget ved Hokksund og utløpet av Solbergelva (Underdal 1970). Fisken fra 1998 er fanget på strekningen Mjøndalen–Drammen (Bybrua). Endringen fra 1969 til 1998 er oppgitt i %.

lengde, cm	vekt, g	Kvikksølvkonsentrasjon, mg Hg/kg, våtvekt		endring 1969-1998
		1969	1998	
20	90	0,42	0,28	-33%
25	200	0,73	0,47	-36%
30	370	1,20	0,71	-41%
35	620	1,68	1,14	-32%
40	980	-	1,66	-



Figur 4. Kvikksølvkonsentrasjonen i abbor fra Bergsjø, Drammenselva, fanget i 1969 ($n = 10$) og høsten 1997 ($n = 25$). Analyseresultatene fra 1969 er hentet fra Underdal (1970). Kurvene er basert på lineære regresjoner av log-transformerte data. Den stiplede linja angir nivået som ikke skal overskrides i abbor beregnet for salg (0,5 mg Hg/kg).



Figur 5. Kvikksølvkonsentrasjonen i abbor fra Drammenselvas nedre halvdel, fanget i 1969 og høsten 1998. Fisken fra 1969 ($n = 17$) er fanget ved Hokksund og ved Solbergelvas utløp, og analyseresultatene er hentet fra Underdal (1970). Fisken fra 1998 ($n = 43$) er fanget på strekningen Mjøndalen-Drammen. Kurvene er basert på lineære regresjoner av log-transformerte data.

I en undersøkelse fra 1991 ble det gjort fem kvikksølvanalyser på blandprøver av abbor fra nedre deler av Drammenselva, oppstrøms Drammen sentrum (Knutzen et al. 1991). Analyser på blandprøver gir en gjennomsnittsverdi basert på flere fisk, men en mister samtidig informasjon om spredningen i materialet. Konsentrasjonene i de fem analysene var alle lavere enn for tilsvarende størrelsesgrupper fisket i 1998 (Tabell 7). Dette virker noe motstridende sett i forhold til den reduksjonen vi ellers har påvist for perioden 1969–1998. En mulig forklaring kan være at denne fisken har blitt fanget lenger ned mot elvas munningsområde enn fisken fra 1998, og at den i perioder har vært på næringsvandring ut i fjordområdet. I undersøkelsen til Knutzen et al. (1991) ble det nettopp vist at abbor i indre fjord hadde et lavere kvikksølvinnhold enn tilsvarende fisk fra nedre Drammenselva. En annen forklaring kan være at fisken fra de to undersøkelsene har hatt ulik alder eller et ulikt vekstforløp. Dette har vi imidlertid ikke muligheter for å etterprøve da opplysninger om alder mangler i alle tidligere kvikksølvundersøkelser. I det følgende kapittel vil vi imidlertid vise at alder har en markant innflytelse på kvikksølvkonsentrasjonen i abbor, og at betraktninger om endringer i nivåene derfor vanskelig gjøres

uten annen støtteinformasjon enn fiskens størrelse.

Tabell 7. Kvikksølvkonsentrasjonen i abbor fra Drammenselvas nedre halvdel, fanget i 1991 og høsten 1998. Fisken fra 1991 er fanget oppstrøms Drammen sentrum, og analyseresultatene er basert på blandprøver av 5 fisk innenfor hver størrelsesgruppe (Knutzen et al. 1991). Fisken fra 1998 er fanget på strekningen Mjøndalen-Drammen (43 fisk fra elveavsnitt D og E) og konsentrasjonene er estimater basert på ikke-lineære regresjoner (Lowess)

midlere størrelse, g	mg Hg/kg våtvekt		
	1991	1998	endring
97	0,10	0,27	170%
135	0,18	0,35	94%
234	0,35	0,50	42%
344	0,40	0,66	65%
477	0,80	0,89	11%

3.3.3 Kvikksølvakkumulering mot alder

Ved å plote opp kvikksølvkonsentrasjonen mot alderen til abbor fra de tre elveavsnittene kom det fram markante geografiske forskjeller (Figur 6). Konsentrasjonen i de eldre aldersgruppene økte dramatisk nedover vassdraget. En statistisk analyse (kovarians-analyse) bekreftet at forskjellene var statistisk signifikante og ga følgende beskrivelse av forholdet mellom konsentrasjon (mg Hg/kg våtvekt) og fiskens alder:

(6)

$$\text{Bergsjø:} \quad \log Hg = 0.060 \text{ Alder} - 1.034$$

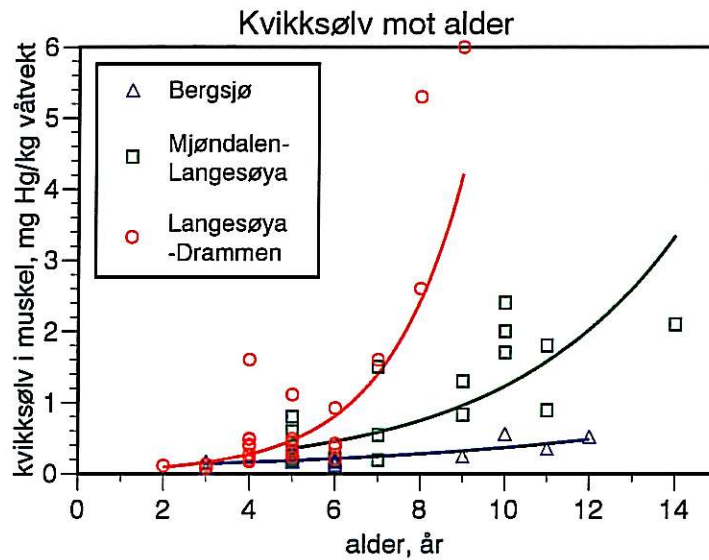
$$\text{Mjøndalen-Langesøya:} \quad \log Hg = 0.109 \text{ Alder} - 0.966$$

$$\text{Langesøya-Drammen:} \quad \log Hg = 0.237 \text{ Alder} - 1.515$$

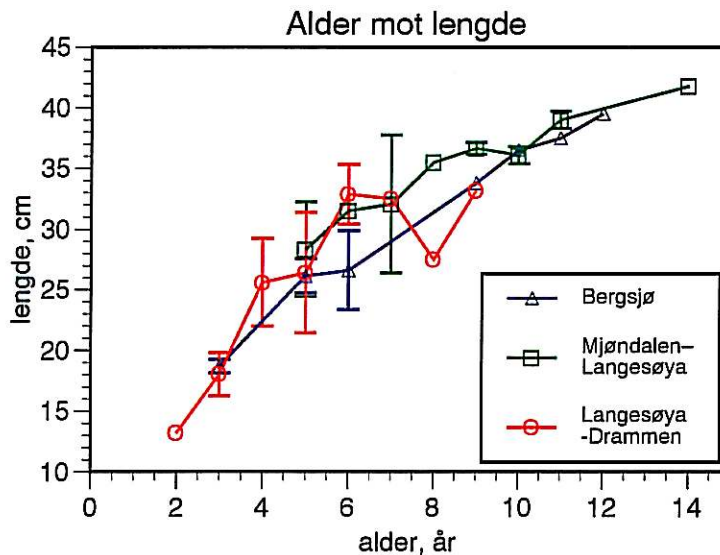
$$r^2 = 0.69, n = 65$$

Ingen andre variabler, så som lengde, vekt eller kjønn, kunne bidra med ytterligere mengde forklart varians. Alder alene synes derfor å gi den beste prediksjonen av kvikksølvinnholdet i abbor fra Drammensvassdraget.

Veksten til abbor ved de tre elveavsnittene kan synes å være noe ulik, og førsteinntrykket kan tyde på at fisken fra Bergsjø generelt vokste noe seinere enn fisken fra nedre Drammenselv. Imidlertid er datamaterialet såvidt fåtallig at en robust vekstanalyse er vanskelig. En nærmere undersøkelse av middellengdene i de enkelte aldersgruppene kunne da heller ikke påvise noen signifikante forskjeller mellom lokalitetene. Det er derfor ikke sannsynlig at ulik vekst skulle ha bidratt i noen vesentlig grad til de store forskjellene i forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og alder mellom gruppene.



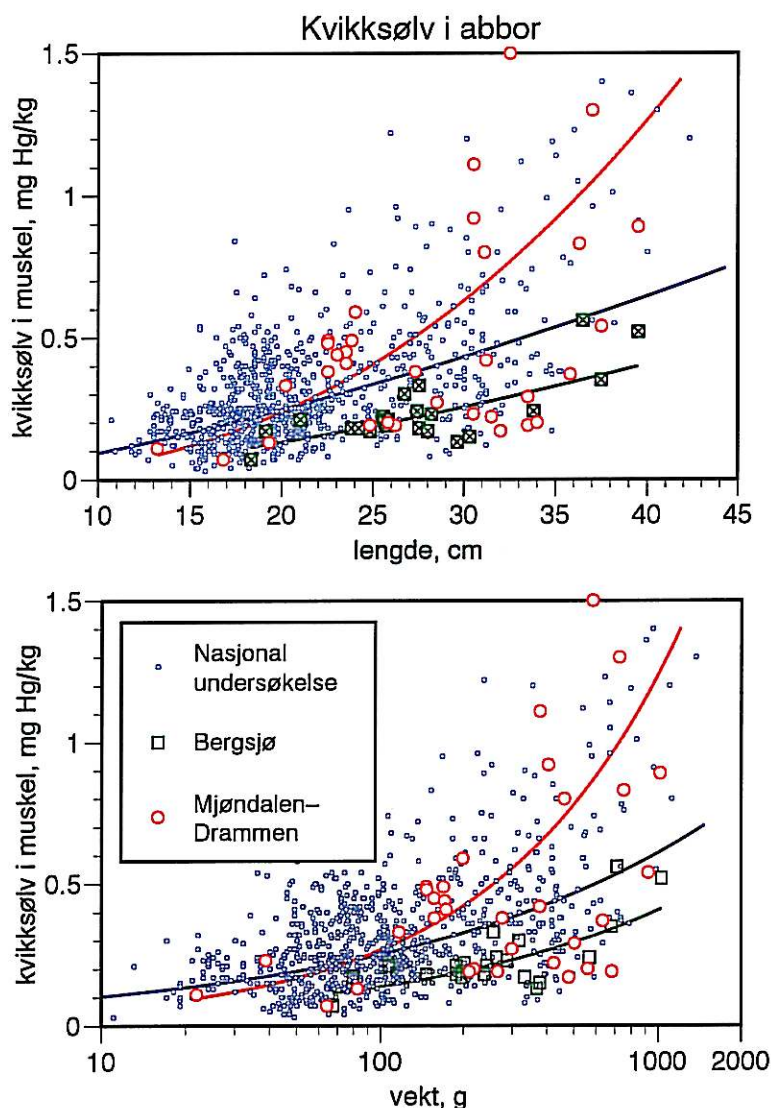
Figur 6. Kvikksølvkonsentrasjon i abbor som funksjon av alder til abbor fra tre elveavsnitt i Drammenselva. Kurvene er beregnet ut fra lineære regresjoner av log-konsentrasjon på alder.



Figur 7. Vekstforløpet til abbor fra Drammenselva ved tre ulike elveavsnitt. Figuren viser gjennomsnittlig lengde i de ulike aldersgruppene. Standardavvik er inntegnet hvor $n \geq 2$.

3.3.4 Sammenlikning med et nasjonalt materiale

Kvikksølvnivåene i abbor fra nedre deler av Drammenselva er tildels betydelig forhøyet sammenliknet med data fra en et nasjonal undersøkelse fra 1991–1994 (Rognerud et al. 1996). Det nasjonale materialet stammer fra innsjøer uten kjente punktutslipp av kvikksølv, og de høyeste nivåene her finnes i humusrike skogssjøer i sør-øst Norge. I hele dette materialet på mer enn 800 fisk fra et 30-talls innsjøer var de høyeste observasjonene omlag 2–2,5 mg Hg/kg, mens de høyeste observasjonene fra Drammensvassdraget var 5–6 mg Hg/kg.



Figur 8. Kvikksølvkonsentrasjoner i abbor fra Bergsjø og strekningen Mjøndalen–Drammen, sammenliknet med konsentrasjonene funnet i en nasjonal undersøkelse (Rognerud et al. 1996). Fisken fra Drammensvassdraget er fisket i henholdsvis 1997 og 1998 ($n = 22$ og 60), mens fisken fra den nasjonale undersøkelsen ble fisket i 1991–1994 ($n=828$, 36 bestander). Y-aksen er kuttet ved 1,5 mg/kg for å fokusere på konsentrasjonsområdet hvor majoriteten av observasjonene ligger, men høyeste konsentrasjon i fisk fra Drammenselva var 6 mg/kg.

Spredningen i det nasjonale materialet er meget stort, men ved å sammenlikne relasjonene mellom kvikksølvkonsentrasjon og fiskelengde fra disse undersøkelsene kan en danne seg et generelt inntrykk av forskjellene (Figur 8). Det kan da sees at abbor fra Drammenselva større enn omlag 20 cm eller 90 g

akkumulerer mer kvikksølv enn gjennomsnittet fra den nasjonale undersøkelsen — og forskjellene øker markert med lengden. For fisk på omlag 40 cm (ca 980 g) viser kurvene at forskjellene har blitt nær dobbelt så store (1,35 versus 0,65 mg Hg/kg)

Kvikksølvkonsentrasjonen i abboren fra Bergsjø lå derimot under gjennomsnittet fra den nasjonale undersøkelsen, og kurveforløpet lå nesten parallelt med det fra den nasjonale undersøkelsen. En enkel sammenlikning viser at konsentrasjonene i fisken fra Bergsjø generelt er omlag 50-60% av gjennomsnittet som finnes i like stor fisk fra den nasjonale undersøkelsen.

3.4 Kvikksølv i gjedde

I løpet av våren 1998 ble det fisket 14 og 15 gjedder fra henholdsvis Bergsjø (elveavsnitt A) og strekningen Åmot-Hokksund (elveavsnitt C). Det ble kun fanget tre gjedder fra nedre Drammenselv (Mjøndalen-Drammen). Kvikksølvinnholdet i denne fisken varierte mellom 0,82–1,10 mg/kg, men antallet er så lavt at det vanskelig gjør en statistisk vurdering av materialet og vi vil derfor ikke ta de med i den videre behandlingen. I tabell 8 er det oppgitt middelværdi og variasjonsbredde for lengde, vekt og kvikksølv-konsentrasjon i fisken. Ingen fisk fanget i 1998 inneholdt mer enn 1 mg Hg/kg som er grensen næringsmiddelmyndighetene har satt for gjedde beregnet for salg.

Tabell 8. *Gjedde fra Bergsjø (elveavsnitt A) og strekningen Åmot-Hokksund (elveavsnitt C); antall, størrelse og kvikksølvinnhold.*

lokalitet	antall	lengde, cm	vekt, kg	mg Hg/kg
Bergsjø	14	53 ± 16 (35–91)	1,34 ± 1,43 (0,27–5,65)	0,30 ± 0,23 (0,09–0,88)
Åmot- Hokksund	15	44 ± 17 (26–77)	0,84 ± 0,94 (0,09–3,06)	0,16 ± 0,10 (0,09–0,42)
Mjøndalen- Drammen	3	53 ± 2 (52–56)	0,97 ± 0,14 (0,82–1,10)	0,29 ± 0,03 (0,26–0,32)

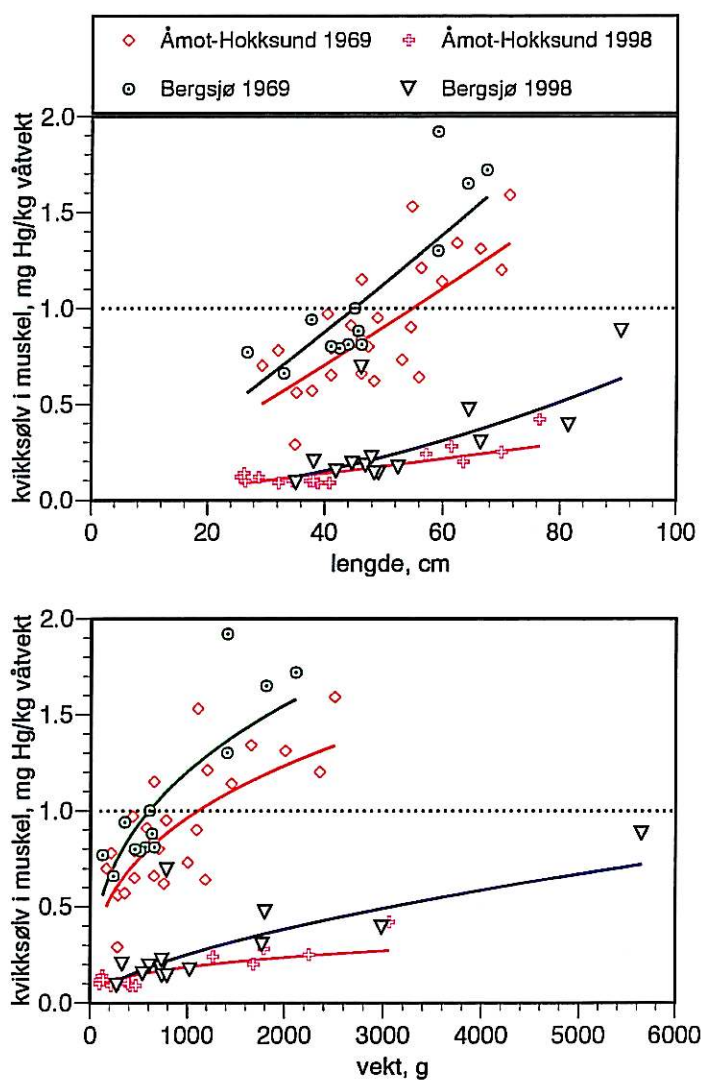
Gjedda fra Bergsjø hadde generelt en høyere midlere kvikksølvkonsentrasjon enn gjedda fra Åmot-Hokksund. Ved hjelp av en kovariansanalyse kan vi sammenlikne nivåene fra 1998 med tidligere rapporterte data fra 1969 (Underdal 1970). Analysen påviste en statistisk signifikant forskjeller mellom nivåene fra 1969 til 1998 og mellom lokalitetene. Forholdet mellom konsentrasjonen (mg Hg/kg våtvekt) og fiskelengde (cm) og fangstår kunne beskrives med følgende uttrykk:

$$\log Hg = 0.014 \cdot \log \text{lengde} + x_1 + x_2 - 0.932 \quad r^2 = 0.89, n = 67 \quad (7)$$

Her uttrykker x_1 effekten av ulike år (+0.357 for 1969 og -0.357 for 1998) og x_2 effekten av lokalitet (+0.052 for Bergsjø og -0.052 for Åmot-Hokksund). I figur 8 har vi vist predikerte konsentrasjoner for hver lokalitet og år. Beregningene viser at kvikksølvkonsentrasjonen i gjedde i øvre Drammenselv generelt har sunket med omlag 80% fra 1969 til 1998. I tabell 9 har vi vist gjennomsnittlige konsentrasjonene og gjennomsnittlig lengde for gjedde i de enkelte aldersgruppene.

Tabell 9. Gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon (våtvekt) og lengde i de enkelte alders-gruppene av gjedde fanget i øvre Drammenselv, høsten 1998. Standardavvik er oppgitt for $n \geq 2$.

alder	Bergsjø			Åmot-Hokksund		
	antall	mg Hg/kg	lengde	antall	mg Hg/kg	lengde
2	0			1	0.12	25.7
3	3	0.15 ± 0.06	38.5 ± 3.4	5	0.11 ± 0.02	30.5 ± 5.2
4	7	0.25 ± 0.2	48 ± 2.5	5	0.13 ± 0.06	41.6 ± 9
5	1	0.30	66.5	2	0.24 ± 0.06	62.5 ± 1.4
6	1	0.47	64.5	2	0.34 ± 0.12	73.2 ± 4.6
8	2	0.64 ± 0.35	86 ± 6.4	0		

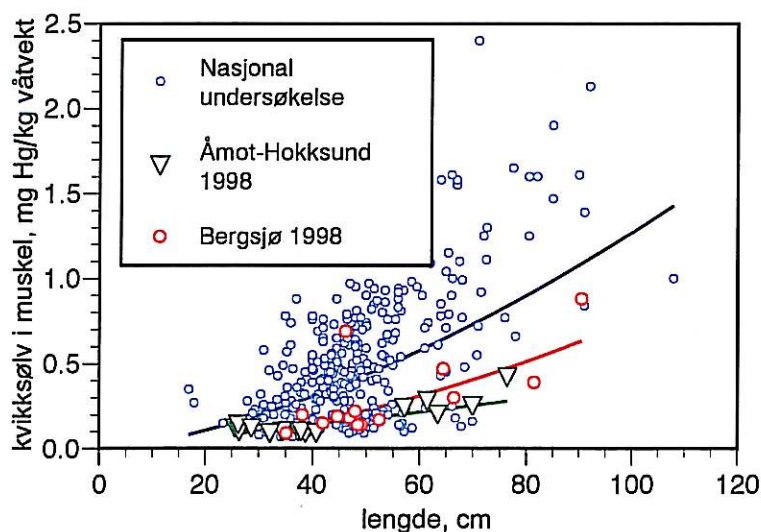


Figur 9. Kvikksølvkonsentrasjon i gjedde fra øvre Drammenselv (Bergsjø og Åmot-Hokksund), fanget i 1969 og 1998. Data fra 1969 er hentet fra Underdal 1970. Kurvene er basert på lineære regresjoner av log-transformerte data. Den stiplede linja angir nivået som ikke skal overskrides i gjedde beregnet for salg (1 mg Hg/kg).

En sammenlikning med data fra en nasjonal undersøkelse (Rognerud et al. 1996) viser at gjedda i øvre Drammenselv har lavere konsentrasjoner enn gjennomsnittet for tilsvarende lengdegrupper fra den nasjonale undersøkelsen. Innsjøene i det nasjonale utvalget har ingen kjente punktutslipp av kvikksølv til nedbørfeltet. Generelt synes konsentrasjonene i øvre Drammenselv å ligge omlag 40–60% lavere enn nivåene fra den nasjonale undersøkelsen, men en må her merke seg at spredningen i det nasjonale materialet er meget stort. En forklaring til at konsentrasjonene i det nasjonale materialet ligger høyere kan være at mange av innsjøene her er humusrike skogssjøer. Dette er en innsjøtype hvor fisken ofte har et høyere kvikksølv-innhold enn den i mer humusfattige og næringsrike innsjøer. Med tanke på de høye nivåene av kvikksølv i abbor fra nedre Drammenselv, er det av stor betydning å få et representativt antall gjedder fra dette området.

Tabell 10. Kvikksølvkonsentrasjon i gjedde fra øvre Drammenselv (Bergsjø og Åmot–Hokksund), fanget i 1969 og 1998. Data fra 1969 er hentet fra Underdal (1970). Konsentrasjonene er beregnet ut fra en lineær regresjon av log-transformerte data (likning 7).

lengde, cm	vekt, g	mg Hg/kg våtvekt			
		Bergsjø 1969	Bergsjø 1998	Åmot–Hokksund 1969	Åmot–Hokksund 1998
30	175	0.61	0.12	0.49	0.10
40	400	0.87	0.17	0.69	0.14
50	850	1.15	0.23	0.91	0.18
60	1500	1.43	0.29	1.14	0.23
70	2400	1.73	0.35	1.37	0.27
80	3500	2.03	0.41	1.61	0.32
90	5100	2.35	0.47	1.86	0.37

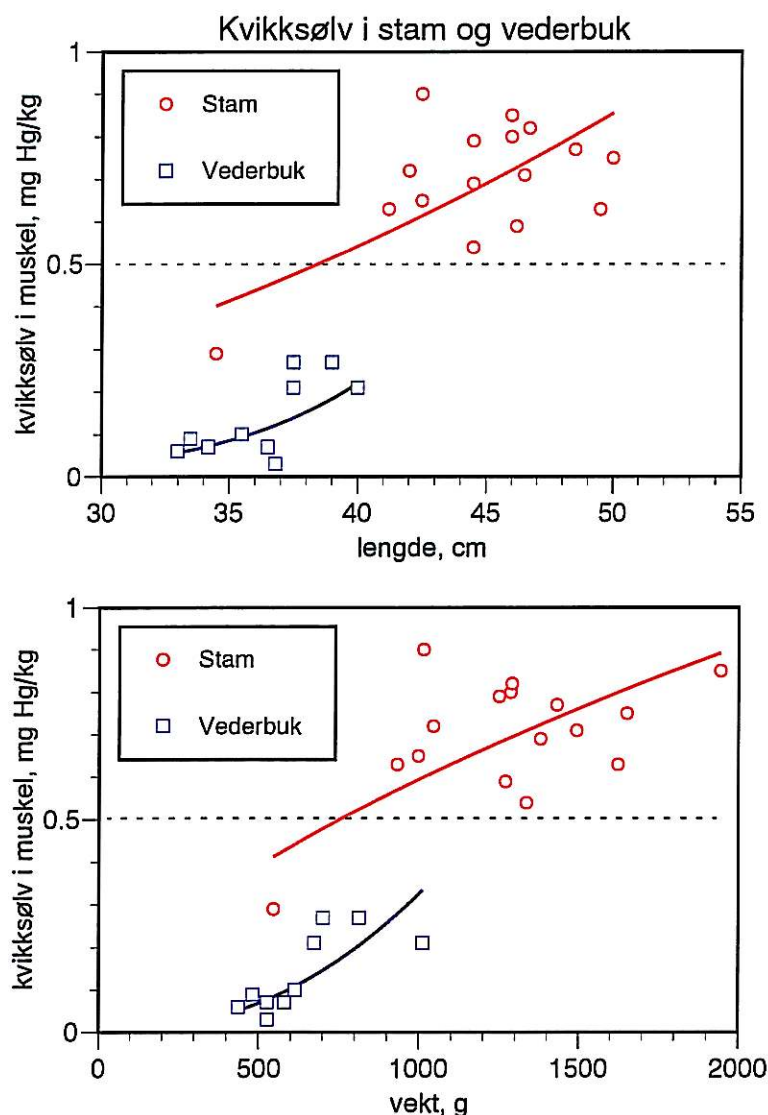


Figur 10. Kvikksølvkonsentrasjoner i gjedde fra øvre Drammenselv (Bergsjø og strekningen Åmot–Hokksund), sammenliknet med konsentrasjonene funnet i en nasjonal undersøkelse (Rognerud et al. 1996). Fisken fra Drammensvassdraget er fisket i henholdsvis 1998 ($n = 14$ og 15), mens fisken fra den nasjonale undersøkelsen ble fisket i 1991–1994 ($n=305$, 20 bestander).

3.5 Kvikksølv i stam og vederbuk

Høsten 1998 ble det fanget inn 16 stam og 10 vederbuk fra området mellom Mjøndalen og Bybrua i Drammen (elveavsnitt D og E). Storvokste individer av disse artene blir fiskespisende rovfisk og kan derfor akkumulere betydelige mengder kvikksølv.

Det var markante forskjeller i størrelsesfordelingen og kvikksølvkonsentrasjonene mellom artene. Eksemplarene av stam var større (gjennomsnitt: 45 ± 4 cm, $1,28 \pm 0,33$ kg) og hadde betydelig høyere kvikksølv-konsentrasjoner ($0,69 \pm 0,14$ mg Hg/kg) enn vederbuk (36 ± 2 cm, $0,63 \pm 0,17$ kg, $0,14 \pm 0,09$ mg Hg/kg). Kurvene som beskriver kvikksølvkonsentrasjonene som funksjon av størrelse til de to artene er nærmest parallelle, men kurven til stam ligger betydelig høyere enn den til vederbuk (Figur 11). Dette illustrerer nok diettforskjeller mellom artene, og indikerer at stam er en mer utpreget rovfisk enn vederbuk.



Figur 11. Kvikksølvkonsentrasjonen i stam ($n = 16$) og vederbuk ($n = 10$) fanget i nedre Drammenselv (Mjøndalen–Drammen), høsten 1998. Kurvene baserer seg på lineære regresjoner på log-transformerte data. Den stiplede linjen markerer grensen som ikke skal overskrides i fisk beregnet for salg til konsum.

3.6 Andre tungmetaller i fisk

I tillegg til kvikksølv i muskel ble det analysert for 8 utvalgte tungmetaller eller sporelementer i blandprøver av lever fra henholdsvis abbor, gjedde, stam og vederbuk. Blandprøvene besto av de samme individene som det ble analysert kvikksølv i. Hensikten med analysene var ikke å underøke fisken innhold av disse elementene med tanke på fiskens spiselighet, men å bruke fisken som en miljøindikator og se om det kunne spores noen endringer i nivåene nedover elva. Disse elementene forekommer ikke i så høye konsentrasjoner i muskulaturen at det har noen betydning for fiskens spiselighet.

I tabell 11 har vi gitt konsentrasjonen av de enkelte elementene, og som det framgår av denne finner vi, med unntak av kobber, ingen systematisk økning eller avtak nedover elva. Dette må i første rekke trolig tilskrives fiskens evne til å regulere konsentrasjonene av disse elementene under relativt beskjeden eksponeringsgrad. For abbor og gjedde fant vi imidlertid en økning i kobberkonsentrasjonen (en faktor på 2–3) fra Bergsjø og til nedre Drammenselv (Mjøndalen–Drammen).

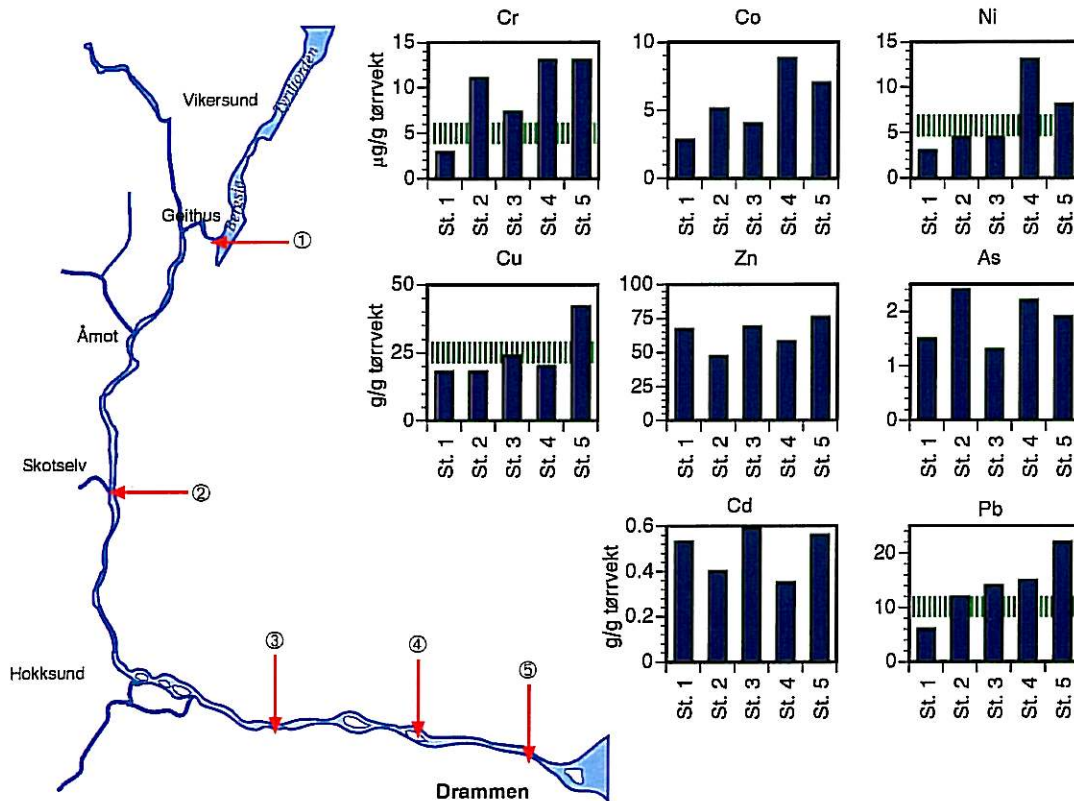
Tabell 11. Konsentrasjonen av utvalgte tungmetaller i blandprøver av lever fra fisk fanget i Drammenselva i perioden 1997–1998. Alle konsentrasjoner er oppgitt som $\mu\text{g/g}$ våtvekt.

Art	elveavsnitt	kobber, Cu	sink, Zn	arsen, As	kadmiium, Cd	bly, Pb	kobolt, Co	krom, Cr	nikkel, Ni
Abbor	A. Bergsjø	3.1	24	0.2	0.47	<0.1	0.27	<0.1	<0.1
Gjedde	A. Bergsjø	3.8	49	0.1	0.02	<0.1	0.02	0.4	0.2
Gjedde	Åmot–Hokksund	5.6	32	0.1	0.02	<0.1	0.04	<0.1	<0.1
Abbor	D. Mjøndalen-Langesøya	2.1	23	0.1	0.34	<0.1	0.25	<0.1	<0.1
Gjedde	D/E. Mjøndalen–Drammen	9.1	31	0.1	0.03	<0.1	0.03	<0.1	<0.1
Vederbuk	D/E. Mjøndalen–Drammen	11.4	22	0.1	0.20	<0.1	0.06	1.0	0.2
Abbor	E. Langesøya–Drammen	6.1	25	1.0	0.29	<0.1	0.31	<0.1	<0.1

3.7 Tungmetaller i vannmoser

Høsten 1997 ble det satt ut vannmoser på fem stasjoner i vassdraget. Mosene, som opprinnelig ble hentet fra Bergsjø (referanse, stasjon 1), fikk stå ute i en måned for å akkumulere miljøgifter. De ble deretter analysert for utvalgte tungmetaller og sporelementer (arsen - As, kadmium - Cd, kobolt - Co, krom - Cr, kobber - Cu, nikkel - Ni, bly - Pb, sink - Zn).

I figur 12 har vi framstilt analyseresultatene sammen med en antatt grense mellom et naturlig bakgrunnsnivå og en moderat grad av forurensning. For kobolt har vi imidlertid ikke tilstrekkelig med bakgrunnsdata til å anslå et naturlig bakgrunnsnivå. Opplysninger om bakgrunnsnivåer er hentet fra Lithner (1979) og NIVAs egne målinger (S. Rognerud, pers. med.). De naturlige bakgrunnsnivåene kan imidlertid variere betydelig og vil særlig influeres av geologien/berggrunnen i området, vannets surhetsgrad og mengden humusstoffer i vannet. I figuren ser en at konsentrasjonen av bly viser en jamn økning nedover vassdraget, og at konsentrasjonen på de nederste stasjonene ligger noe høyere enn et vanlig forekommende bakgrunnsnivå. Noe av det samme mønsteret kan man også observere for kobber, nikkel, kobolt og krom. Ingen av konsentrasjonene kan imidlertid karakteriseres som representative for en markert forurenset lokalitet. For de andre elementene, kadmium og sink, lå konsentrasjonen innenfor et vanlig forekommende bakgrunnsnivå og det var ingen systematisk økning i nivåene nedover vassdraget.



Figur 12. Konsentrasjoner av utvalgte tungmetaller og sporelementer i vannmoser satt ut i på forskjellige stasjoner i Drammenselva, høsten 1997. I diagrammene angir de grønne horisontale båndene en antatt grense mellom et naturlig bakgrunnsnivå og en moderat grad av forurensning. Konsentrasjonene av zink (Zn) og kadmium (Cd) overstiger ikke det naturlig bakgrunnsnivået. For kobolt (Co) har vi ikke tilstrekkelig data til en slik vurdering.

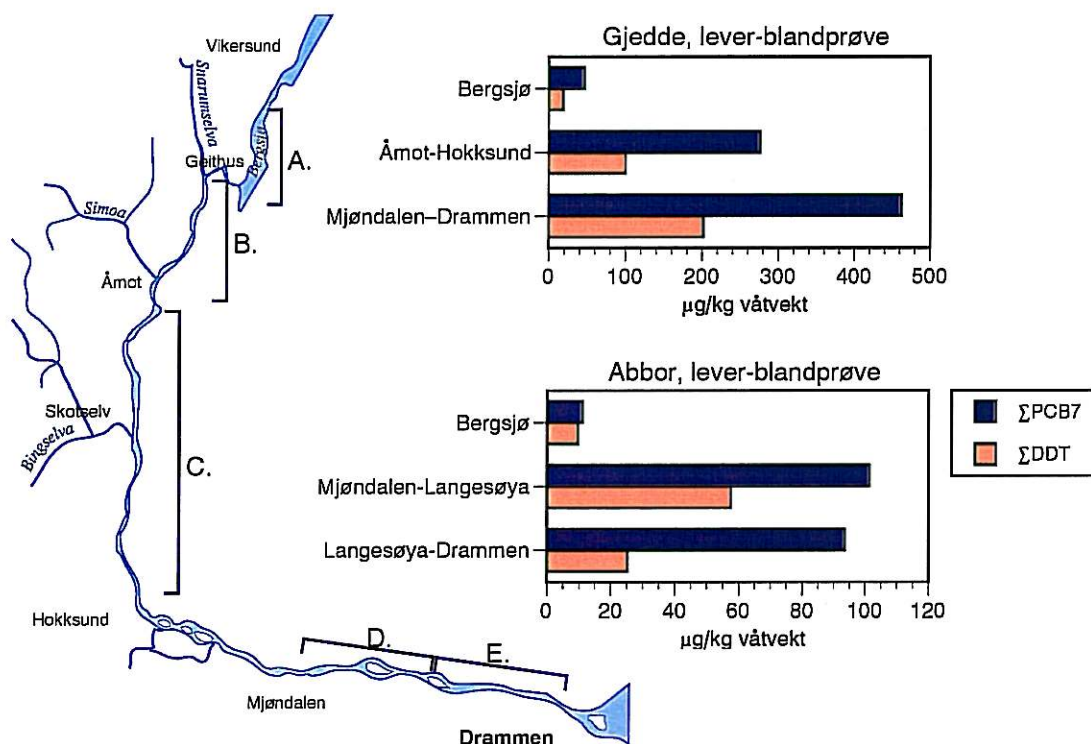
4. Organiske mikroforurensninger i fisk og muslinger

4.1 Klororganiske forbindelser i fisk

Det ble analysert for klororganiske forbindelser i blandprøver av lever fra abbor, gjedde og vederbuk, samt i muskelfilet av ørret. Nivåene av ΣPCB7 og ΣDDT i ørret fra elvestrekningen Geithus-Åmot var lavt og lå innenfor det vanlig forekommende bakgrunnsnivå for ikke-fiskespisende ferskvannsrørret. Undersøkelser fra fjellvann og andre lokaliteter i sør-Norge som kun mottar atmosfæriske avsetninger av disse miljøgiftene tyder på at bakgrunnsnivået i muskelfilet av ørret for ΣPCB7 ligger i området 0,5–7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med tilsvarende tall for ΣDDT (DDT med nedbrytningsprodukter) i området 0,5–5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (NIVA upubliserte data).

For abbor og gjedde fant vi en klar forhøyning av nivået av ΣPCB7 og ΣDDT nedover elva (Tabell 12 og Figur 13). Konsentrasjonene av ΣPCB7 i fisken fra nedre Drammenselv var omlag 10 ganger høyere enn i fisken fra Bergsjø. Tilsvarende økning fant vi for ΣDDT i gjedde, mens økningen var noe lavere for abbor (3–5 ganger). Høyeste konsentrasjon av ΣPCB7 i gjedde og abbor var henholdsvis ca. 460 og 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, for ΣDDT var de tilsvarende verdiene 200 og 60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Konsentrasjonene i vederbuk fra nedre Drammenselv lå noe lavere enn for abbor (30–70%).

Til sammenlikning ble det i 1991 i torsk fra indre Drammensfjord funnet konsentrasjoner av ΣPCB7 på omlag 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, og for pp-DDE (den vanligst forekommende DDT-metabolitten) konsentrasjoner på omlag 650 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Knutzen et al. 1993). Dette er nivåer som gjør at det anbefales å ikke spise torskelever fra indre Drammensfjord.



Figur 13. Konsentrasjonene av sum PCB7 og sum DDT i blandprøver av lever fra abbor og gjedde fra utvalgte elveavsnitt i Drammenselva. Fisken er fanget i 1997–1998.

Tabell 12. Konsentrasjonen av utvalgte klororganiske forbindelser i fisk fra forskjellige elveavsnitt i Drammenselva. Analysene er gjort på blandprøver av lever fra abbor, gjedde og vederbuk, samt i muskelfilet av ørret (se tabell 2). Alle konsentrasjoner er oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Fisken er fanget i perioden 1997–1998.

Art	Ørret	Abbor			Gjedde			Vederbuk
	B. Åmot-Geithus	A. Bergsjø	D. Mjøndalen-Langesøya	E. Langesøya-Drammen	A. Bergsjø	C. Åmot-Hokksund	D/E. Hokksund-Drammen	D/E. Hokksund-Drammen
Fett%	1.5	3.8	4.8	5.4	9.5	10.7	13.8	3.6
PCB 28	<0.1	<0.5	1.3	3.1	<0.5	1.1	4.1	0.6
PCB 52	<0.1	0.5	4.4	7	0.9	4.8	21	1.6
PCB 101	0.1	1.5	17	19	5.5	38	90	7
PCB 118	0.1	1	6.8	6.4	2.4	12	25	3.1
PCB 105	<0.1	0.6	4.5	4.3	2	11	29	2.2
PCB 153	0.1	3.6	35	27	16	94	139	21
PCB 138	0.2	3.2	27	23	15	80	126	15
PCB 156	<0.1	0.5	2.4	1.9	1.1	8.4	14	1.3
PCB 180	0.1	1.2	9.8	8	6.4	46	57	12
PCB 209	<0.1	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0.7	<0.5
Σ PCB	0.6	12.1	108.2	99.7	49.3	295.8	505.8	63.8
Σ PCB7	0.6	11	101.3	93.5	46.2	275.9	462.1	60.3
QCB (pentaklorbenzen)	<0.1	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
α -HCH	<0.1	0.6	2.3	2.5	1.5	4.1	7.1	1.3
HCB (heksaklorbenzen)	<0.1	0.5	1.2	1.1	1	3	4.4	0.5
γ -HCH (lindan)	<0.1	0.5	0.5	0.5	1	1	1.3	<0.5
OCS (oktaklorstyren)	<0.1	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.8	<0.5
pp-DDE	0.2	7.1	34	17	16	79	138	14
pp-DDD	0.1	1.6	21	5.8	1.6	17	47	2.2
pp-DDT	<1	0.8	2.5	2.4	1	4.3	17	1.3

I følge klassifiseringsgrensene som er utviklet for marine systemer (SFT 1997a) er øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig-lite forurenset), basert på torskelever, satt lik $500 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for Σ PCB7 og $200 \mu\text{g}/\text{kg}$ for Σ DDT. En må imidlertid være varsom med direkte og ukritisk anvendelse av de marine kriteriene på ferskvanns-lokaliteter, da det her er snakk om ulike økosystemer og overvåknings-organismer. Et viktig moment i denne sammenhengen er at torsk normalt har et større innhold av fett i leveren (20–35% fett) enn abbor og gjedde (3–15%). Da de klororganiske

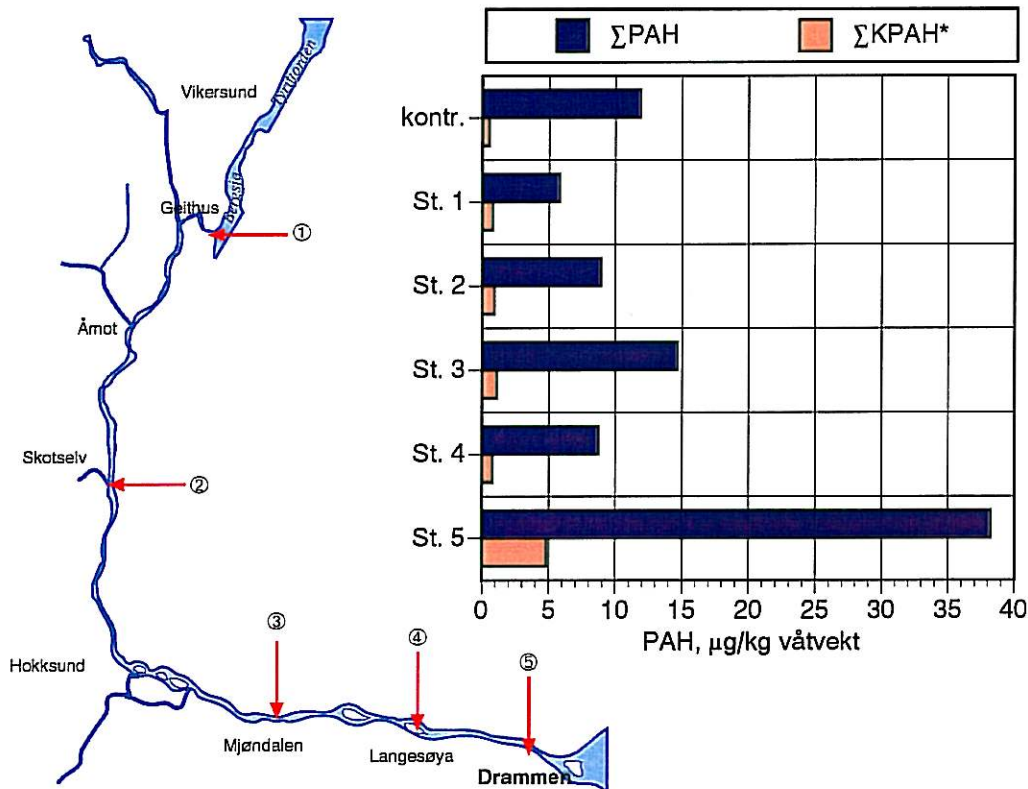
forbindelsene oppkonsentreres i fettrikt vev er dette et forhold som må tas i betraktning når en anvender det marine klassifiseringssystemet på andre arter. På grunn av den sterke affiniteten disse miljøgiftene har til fett er muskelkonsentrasjoene i mager fisk, som gjedde og abbor, i størrelsesorden 1% av konsentrasjonene i lever.

For de andre klororganiske forbindelsene som lindan (γ -HCH; et skadedyrsmiddel, ikke lenger i bruk i Norge), oktaklorstyren og andre industrielle biprodukter som penta- og heksaklorbenzen var det generelt lave konsentrasjoner og ingen systematisk variasjon nedover i vassdraget. Kun for α -HCH kunne det spores en beskjeden økning nedover i vassdraget.

4.2 PAH og klororganiske miljøgifter i muslinger

Høsten 1997 ble det satt ut dammuslinger på fem stasjoner i vassdraget. Muslingene, som opprinnelig ble hentet fra Bergsvatnet øverst i Eikernvassdraget, fikk stå ute i en måned for å akkumulere miljøgifter. De ble deretter analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og utvalgte klororganiske miljøgifter. Det ble analysert på blandprøver av muslingenes bløtdeler, og hver prøve besto av omlag 10 individer (gjennomsnittlig skallengde: 82 ± 8 mm).

Analysene viste at konsentrasjonen av sum PAH i muslingene økte markant nedover i vassdraget. Ved Bergsjø (stasjon 1) var konsentrasjonen omlag $6 \mu\text{g/kg}$ våtvekt (en reduksjon sammenliknet med kontrollen fra Bergsvatnet), mens den var steget til omlag $38 \mu\text{g/kg}$ ved Drammen sentrum (stasjon 5). Andelen kreftframkallende PAH (KPAH) steg også nedover vassdraget, fra omlag 0,5 til $5 \mu\text{g/kg}$ våtvekt. Dette illustrerer at påvirkningsgraden og tilførslene øker merkbart nedover vassdraget.



Figur 14. Konsentrasjoner av sum PAH og sum KPAH (potensielt krefremkallende PAH) i muslinger satt ut i på utvalgte stasjoner i Drammenselva, høsten 1997. Gruppen merket «kontr.» er kontrollgruppen fra Bergsvatnet, Eikernvassdraget. I et marint klassifiseringssystem er øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig–lite forurenset) satt lik 50 og $10 \mu\text{g/kg}$ våtvekt for henholdsvis sum PAH og sum KPAH i blåskjell

Tabell 13. Konsentrasjoner av ulike PAH-forbindelser i muslinger satt ut i på utvalgte stasjoner i Drammenselva, høsten 1997. Gruppen fra Bergsvatnet refererer til kontrollprøven som ble hentet øverst i Eikernvassdraget.

Stasjon	konsentrasjon, µg/kg våtvekt					
	Bergs- vatnet	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5
Naftalen	3.1	<0.5	1.5	0.9	0.8	1.2
2-M-Naf.	1.6	<0.5	0.9	<0.5	<0.5	0.9
1-M-Naf.	1.1	<0.5	0.5	<0.5	<0.5	0.9
Bifenyl	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
2,6-Dimetylnaftalen	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.3
Acenaftalen	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.6
Acenaften	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.6
2,3,5-Trimetylnaftalen	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Fluoren	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Fenantren	0.7	0.5	0.5	1.0	0.7	5.0
Antracen	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5
1-Metylfenantren	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Fluorantren	0.8	1.0	0.8	2.5	1.4	8.8
Pyren	0.8	1.0	0.8	4.9	1.5	7.0
Benz(a)antrazen*	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.2
Chrysen/Trifenylene	0.7	1.3	1.2	1.7	1.4	3.2
Benzo(b,j,k)fluoranten*	0.5	0.8	0.9	1.1	0.8	2.4
Benzo(e)pyren	0.8	1.2	1.2	1.7	1.5	2.3
Benzo(a)pyren*	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.7
Perylen	2.1	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Ind. (1,2,3,cd)pyren*	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5
Dibenz.(a,h)ant*1)	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Benzo(ghi)perylene	<0.5	<0.5	0.6	0.9	0.6	1.1
ΣPAH	11.9	5.8	8.9	14.7	8.7	38.2
ΣKPAH*	0.5	0.8	0.9	1.1	0.8	4.8
% KPAH*	4.2	13.8	10.1	7.5	9.2	12.6

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper ovenfor mennesker etter IARC (1987).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren

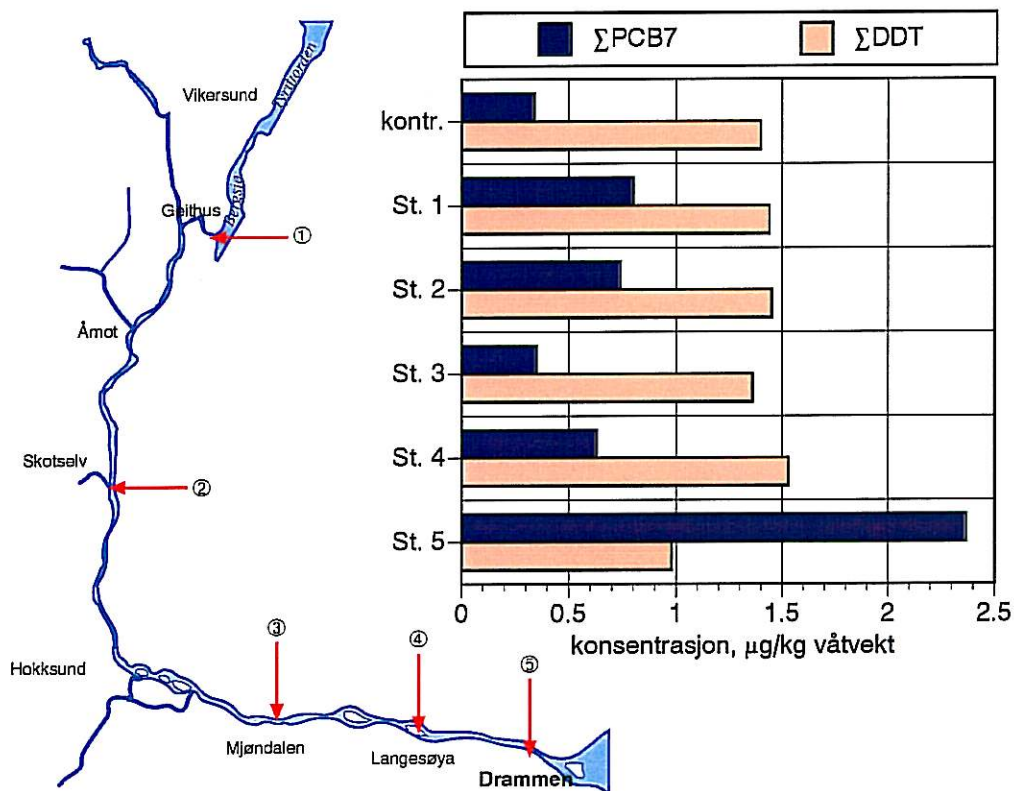
Sammenliknet med klassifiseringsgrensene som er utviklet for marine systemer er imidlertid disse konsentrasjonene lave (SFT 1997a). Øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig-lite forurenset) i dette systemet er 50 og 10 µg/kg våtvekt for henholdsvis sum PAH og sum KPAH i blåskjell. En må imidlertid være varsom med direkte og ukritisk anvendelse av de marine kriteriene på ferskvanns-lokaliteter, da det her er snakk om ulike økosystemer og overvåknings-organismer.

Nivået i kontroll-prøven som ble hentet ved Bergsvatnet var høyere enn nivået i muslingene som hadde stått ute ved stasjon 1 og 2. Denne prøven inneholdt imidlertid i hovedsak perylen og lette disykliske hydrokarboner (naftalen, 2-M- og 1-M-naftalen). Perylen antar man dannes naturlig i sedimentene av nedbrytende plantemateriale, og de lette disykliske hydrokarbonene er relatert til bruken av

petroleumsforbindelser og veitrafikk.

Konsentrasjonene av sum-PCB viste et liknende variasjonsmønster som for PAH, og konsentrasjonene økte fra 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt ved Bergsjø (stasjon 1) og til 2,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ved Drammen oppstrøms bybrua (stasjon 5). Dette er nær identisk med nivåene som ble funnet i dammuslinger som ble satt ut i et tilsvarende forsøk ved Strömsö, 500 m nedenfor bybrua i våren 1995 (ΣPCB : 2,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, Konieczny og Tellefsen 1995). For ΣDDT fant vi ingen økning, noe som står i kontrast til resultatene fra fiskeundersøkelsene. Vi antar forklaringen på dette er at kontrollprøven fra Bergsvatnet i Eikernvassdraget allerede var svakt kontaminert, trolig på grunn av avrenning av DDT fra skog- og landbruksarealer i nedbørfeltet.

Sammenliknet med de marine klassifiseringsgrensene (SFT 1997a) er imidlertid disse konsentrasjonene lave. Øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig-lite forurenset) i dette systemet er 4 og 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for henholdsvis ΣPCB_7 og ΣDDT i blåskjell. Igjen vil vi presisere at en må være varsom med en ukritisk anvendelse av de marine kriteriene på ferskvanns-lokaliteter, da det her er snakk om ulike økosystemer og overvåknings-organismer.



Figur 15. Konsentrasjon av ΣPCB_7 og ΣDDT i muslinger satt ut på utvalgte stasjoner i Drammenselva, høsten 1997. Gruppen merket «kontr.» er kontrollgruppen fra Bergsvatnet, Eikernvassdraget. I et marint klassifiseringssystem er øvre grense for tilstandsklasse I (ubetydelig-lite forurenset) satt lik 4 og 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for henholdsvis sum PCB og sum DDT i blåskjell

5. Vurderinger og konklusjoner

5.1 Kvikksølv i fisk

Konsentrasjonene av kvikksølv i fisk i Drammenselva har vist en markert nedgang sammenliknet med resultatene fra tidligere undersøkelser. Nivåene i storørret fra Tyrifjorden, Vikesundbestanden, synes i hovedsak å være uproblematiske, skjønt høye konsentrasjoner kan finnes i store individer. Konsentrasjonene i abbor, gjedde og stasjonær ørret i øvre Drammenselv ligger innefor det forventede variasjonsområdet for fisk fra lokaliteter uten betydelige lokale forurensningskilder. På tross av en generell nedgang i kvikksølvnivåene i abbor fra nedre Drammenselv, ble det her registrert oppsiktsvekkende høye verdier i eldre fisk.

Av konkrete resultater bør nevnes:

- Konsentrasjonene i fettfinner fra storørret av Vikersund-stammen har blitt redusert med 40% i løpet av perioden 1991–1998. Omregnet til konsentrasjoner i muskelfilet tilsvarer dette en reduksjon fra omlag 0,60 til 0,45 mg Hg/kg våtvekt (25%) for en fisk på 60 cm eller vel 2,5 kg.
- Konsentrasjonen i stasjonær ørret fra øvre Drammenselv er uproblematiske (0,09–0,43 mg Hg/kg). Konsentrasjonen ligger innenfor det forventede variasjonsområdet for fisk fra lite forurensede lokaliteter.
- Kvikksølvkonsentrasjonene i abbor og gjedde fra Bergsjø synes å ha blitt redusert med omlag 80–90% fra 1969 og til 1997. En abbor på 18 cm eller 60 g hadde i 1969 et kvikksølvkonsentrasjon på 1,15 mg/kg, mens jamnstor fisk i 1997 hadde en konsentrasjon på 0,10 mg/kg. Tilsvarende reduksjon for en gjedde på 60 cm eller 1,2 kg var fra 1,5 mg Hg/kg til 0,3 mg Hg/kg. Konsentrasjonsnivåene i disse to artene ligger nå innenfor det forventede variasjonsområdet for fisk fra lokaliteter uten betydelige lokale forurensningskilder.
- På tross av en generell nedgang i kvikksølvnivåene i abbor fra nedre Drammenselv ble det funnet oppsiktsvekkende høye nivåer i eldre fisk nedstøms Langesøya. Nivået her var fortsatt relativt høyt, med konsentrasjoner opptil 5–6 mg Hg/kg. Undersøkelsen har dessverre for lite materiale av gjedde fra samme elveavsnitt til å kunne gi noen pålitelige anslag av nivåene i denne arten. Større og fiskespisende stam fra nedre Drammenselv hadde også betydelige kvikksølvkonsentrasjoner (0,5–1 mg/kg i fisk på 1–1,5 kg).

Undersøkelsen kan ikke gi noe svar på hvorfor nivåene fortsatt er såvidt høye i abbor fra nedre Drammenselv. Bruken og håndteringen av kvikksølv er i dag strengt regulert, og det er lite trolig at det skjer nye betydelige utslipp til elva. Det er derfor mest sannsynlig at det er effektene av «gamle synder» som fortsatt gjør seg gjeldende. En mulighet er at det ligger lagret kvikksølv i elvedimentene som frigjøres til bunndyrene og derved bringes inn i næringskjedene. I 1994 gjorde NIVA en enkel kartlegging av sedimentene omkring Bybrua og til munningsområdet. Det ble her stedvis funnet betydelige konsentrasjoner av kvikksølv (Bekken og Lien 1994). Høyeste funn var på 2,59 mg Hg/kg, det vil si godt inne i SFTs tilstandsklasse IV «Sterkt forurenset» (SFT 1997b). I hvilken grad en finner slike verdier videre oppstrøms elva er uvisst, men om dette skulle forekomme hyppig vil det bety at bunndyrsamfunnet vil være eksponert for betydelige overkonsentrasjoner av kvikksølv.

Vi har i denne rapporten valgt å ikke komme med konkrete kostholdsrad om konsum av fisk fra vassdraget, da slikt bør gjøres av rette forvaltningsmyndigheter (Statens næringsmiddeltilsyn, eventuelt det lokale næringsmiddeltilsyn).

5.2 Andre tungmetaller og sporelementer

Eksponeringsforsøk med vannmoser viste en økning i akkumuleringen av flere elementer nedover vassdraget. Konsentrasjonsøkningen var særlig markert for bly, men også for kobber, nikkel og krom. På de nederste stasjonene i vassdraget oversteg konsentrasjonene av disse elementene de vanlig forekommende bakgrunnsnivå, og elva bar her preg av å kunne være moderat forurenset. Konsentrasjonen av kobolt i mose viste også en viss økning nedover vassdraget, men for dette elementet mangler vi opplysninger om vanlig forekommende bakgrunnsnivå. For de øvrige elementene (kadmium og sink) var det intet systematisk variasjonsmønster.

Drammenselva med tilløpselver renner igjennom et område med mange ulike mineraliseringer, og det har vært bergverk- og gruvedrift etter malmforekomster med både nikkel, bly og kobolt i regionen. Et velkjent eksempel er koboltutvinningen ved Blåfarveværket på Modum. En kan derfor ikke utelukke at økningen i akkumuleringen av tungmetaller i moser nedover vassdraget kan ha blitt noe influert av den komplekse geologien i regionen i tillegg til forurenset avrenning og avløp fra industrialiserte og urbane områder.

I fiskelever av abbor og gjedde ble det med unntak av kobber, ikke sporet noen systematisk økning i konsentrasjonene fra de ulike elveavsnittene nedover elva. Sammenholder vi disse resultatene med analysene av vannmoser må vi konkludere med at i dette tilfellet var fisken mindre egnet som miljøindikator

5.3 Klororganiske miljøgifter

Konsentrasjonene av klororganiske forbindelser i fisk og dammuslinger indikerer en markant økning i tilførselene nedover elva. Nivåene i muslinger indikerer at tilførselene er størst i elveavsnittet Langesøya-Drammen.

Nivåene av \sum PCB7 og \sum DDT i ørret fra elvestrekningen Geithus-Åmot var lavt og lå innenfor det vanlig forekommende bakgrunnsnivå for ikke-fiskespisende ferskvannsrørret. Det ble funnet en markant økning i konsentrasjonene (en faktor på 5–10) av \sum PCB7 og \sum DDT i fiskelever fra abbor og gjedde i nedre Drammenselv sammenliknet med øvre. Nivåene var imidlertid relativt lave og lå innenfor klasse I «Ubetydelig–lite forurenset» i SFTs marine klassifiseringssystem for miljøkvalitet. En må merke seg at dette systemet baserer seg på konsentrasjonene i torskelever, som har et høyere fettinnhold – og derfor større evne til å binde klororganiske miljøgifter – enn lever av abbor og gjedde.

Også i utsatte dammuslinger ble det funnet en økning i PCB-nivåene ved fem stasjoner nedover elva. Konsentrasjonsøkningen var størst for nedre stasjonen (oppstrøms Bybrua, Drammen) hvor nivået var 2,5 ganger høyere enn Bergsjø. Muslingene utsatt ved Drammen akkumulerte omlag like mye PCB som i et tilsvarende utsettelsesforsøk ved Strömsö i 1995. De akkumulerte nivåene overskred imidlertid ikke øvre grense for tilstandsklasse I «Ubetydelig–lite forurenset» i SFTs klassifiseringssystem for marine forurensninger.

5.4 PAH i muslinger

Konsentrasjonene av PAH i utsatte muslinger viste samme variasjonsmønster som for PCB. Konsentrasjonen ved stasjon 5 ved Drammen var markant høyere enn for de andre stasjonene (en faktor på 6 sammenliknet med stasjon 1, Bergsjø). Nivået her tilsvarte tilstandsklasse II «Moderat forurenset» i SFTs marine klassifiseringssystem for miljøkvalitet. Avrenning fra forurenset grunn, veitrafikk og oljesøl er sannsynlige kilder for tilførselene.

6. Litteraturhenvisninger

Bekken, T og Lien, L. 1994. Konsekvensanalyse "Lukket løsning Bragernes". Konsekvensanalyse for Drammenselva - trinn 1. Sedimentundersøkelser. Niva rapport 3137. 18 s.

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.

JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Methylmercury. s. 295-328. WHTA-1468. 31 s.

Konieczny, R.M. og Tellefsen, T. 1995. PCB-forurensning fra industriområdet Brakerøya, Drammen. NIVA-rapport 3308. 50 s.

Knutzen, J. 1995. Miljøgifter i økosystemet. *Vann.* 2: 248-285.

Knutzen, J., Kopperud, I., Magnusson, J., Utne Skåre, J. 1993. Overvåkning av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport 2838. 50 s.

Lithner, G. 1989, Bedømningsgrunder for sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport 3628. 80 s.

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

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

SFTa. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT veiledning 97:03. 36 s.

SFTb. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04. 31 s.

Skurdal, J., Skogheim, O.K., Qvenild, T. 1985. Kvikksölvinnholdet hos ørreten i Tyrifjorden. *Fauna.* 38:152-155.

Skurdal, J., Skogheim, O., Qvenild, T. og Garnås, E. 1992. Undersökelse av fisk i Tyrifjorden, Buskerud 1977-1991. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 21-1992. 48 s.

Snekvik, E. 1969. Kvikksölvforurensning i vassdrag, spesielt i Drammensvassdraget. *Jakt-Fiske Friluftsliv.* 5: 214-217.

Underdal, B. 1970. Kvikksölvundersökelse av fisk frå Drammensvassdraget og Drammensfjorden. Norges veterinærhøgskole. Institutt for næringsmiddelhygiene. Rapport. 6 s. + vedlegg.

7. Vedlegg

Primærdata

- fisk og kvikksølvanalyser

Elveavsnitt	Art	nr	fangstår	lengde (cm)	dvukt (g)	alder	kjønn	stadium	Hg mg/kg	Vevstype
Vikersund	Ørret	1	1998	78	6000	.	1	7.4	0.525	Fettfinne
Vikersund	Ørret	2	1998	71	4500	.	1	7.4	0.057	Fettfinne
Vikersund	Ørret	3	1998	71.5	5300	.	1	7.4	0.125	Fettfinne
Vikersund	Ørret	4	1998	64	3300	.	1	7.4	0.081	Fettfinne
Vikersund	Ørret	5	1998	50	1300	.	2	7.4	0.023	Fettfinne
Vikersund	Ørret	6	1998	53	1700	.	1	7.4	0.01	Fettfinne
Vikersund	Ørret	7	1998	63.5	2800	.	1	7.4	0.015	Fettfinne
Vikersund	Ørret	8	1998	31.5	400	.	1	7.4	0.015	Fettfinne
Vikersund	Ørret	9	1998	49.5	1200	.	2	7.4	0.011	Fettfinne
Vikersund	Ørret	10	1998	41	700	.	2	7.4	0.009	Fettfinne
Vikersund	Ørret	11	1998	51	1200	.	2	7.4	0.029	Fettfinne
Vikersund	Ørret	12	1998	57	2300	.	2	7.4	0.067	Fettfinne
Vikersund	Ørret	13	1998	51	1500	.	2	7.4	0.018	Fettfinne
Vikersund	Ørret	14	1998	46	1200	.	1	7.4	0.044	Fettfinne
Vikersund	Ørret	15	1998	34	500	.	1	7.4	0.008	Fettfinne
Vikersund	Ørret	16	1998	51.5	1500	.	2	7.4	0.018	Fettfinne
Vikersund	Ørret	17	1998	57.5	2000	.	2	7.4	0.038	Fettfinne
Vikersund	Ørret	18	1998	46.5	1100	.	2	7.4	0.013	Fettfinne
Vikersund	Ørret	19	1998	61	3100	.	1	7.4	0.068	Fettfinne
Vikersund	Ørret	20	1998	72	4900	.	1	7.4	0.22	Fettfinne
Vikersund	Ørret	21	1998	75	5200	.	1	7.4	0.196	Fettfinne
Vikersund	Ørret	22	1998	41	600	.	2	7.4	0.017	Fettfinne
Vikersund	Ørret	23	1998	47	1000	.	.	2	0.012	Fettfinne
Vikersund	Ørret	24	1998	52	1600	.	2	7.4	0.088	Fettfinne
Vikersund	Ørret	25	1998	51	1900	.	2	7.4	0.041	Fettfinne
Bergsjø	Abbor	1	1997	23.8	146.5	5	2	3	0.18	Muskel
Bergsjø	Abbor	2	1997	24.2	187.5	6	2	3	0.18	Muskel
Bergsjø	Abbor	3	1997	27.5	237.5	6	2	3	0.18	Muskel
Bergsjø	Abbor	4	1997	30.3	376.5	6	2	3	0.15	Muskel
Bergsjø	Abbor	5	1997	27.5	256	5	2	3	0.33	Muskel

Elveavsnitt	Art	nr	fangstår	lengde (d)	vekt (g)	alder	kjønn	stadium	Hg mg/kg	Vevstype
Bergsjø	Abbor	6	1997	25.7	197.5	6	2	3	0.19	Muskel
Bergsjø	Abbor	7	1997	25.5	201	5	1	3	0.22	Muskel
Bergsjø	Abbor	8	1997	33.8	566.7	9	2	3	0.24	Muskel
Bergsjø	Abbor	9	1997	37.5	679	11	2	3	0.35	Muskel
Bergsjø	Abbor	10	1997	25.6	187.5	5	2	3	0.21	Muskel
Bergsjø	Abbor	11	1997	28.2	287.2	5	2	3	0.23	Muskel
Bergsjø	Abbor	12	1997	27.4	262.5	5	2	3	0.24	Muskel
Bergsjø	Abbor	13	1997	24.8	196.5	5	2	3	0.17	Muskel
Bergsjø	Abbor	14	1997	19.1	79.5	3	1	5	0.17	Muskel
Bergsjø	Abbor	15	1997	26.7	316.5	5	2	3	0.3	Muskel
Bergsjø	Abbor	16	1997	21	107	6	2	3	0.21	Muskel
Bergsjø	Abbor	17	1997	29.6	367.5	6	2	3	0.13	Muskel
Bergsjø	Abbor	18	1997	25.8	242.3	5	2	3	0.21	Muskel
Bergsjø	Abbor	19	1997	28	332.5	6	2	3	0.17	Muskel
Bergsjø	Abbor	20	1997	18.3	67	3	2	2	0.07	Muskel
Bergsjø	Abbor	21	1997	39.5	1025	12	2	3	0.52	Muskel
Bergsjø	Abbor	22	1997	36.5	711	10	2	3	0.56	Muskel
Bergsjø	Gjedde	1	1998	47	728	4	1	3	0.18	Muskel
Bergsjø	Gjedde	2	1998	46.2	787	4	2	5	0.69	Muskel
Bergsjø	Gjedde	3	1998	44.7	610	4	1	3	0.19	Muskel
Bergsjø	Gjedde	4	1998	48	739	4	2	2	0.22	Muskel
Bergsjø	Gjedde	5	1998	49.2	743.5	4	2	2	0.14	Muskel
Bergsjø	Gjedde	6	1998	48.5	796	4	2	3	0.14	Muskel
Bergsjø	Gjedde	7	1998	38.2	331	3	1	3	0.2	Muskel
Bergsjø	Gjedde	8	1998	64.5	1802	6	1	3	0.47	Muskel
Bergsjø	Gjedde	9	1998	81.5	2988	8	2	3	0.39	Muskel
Bergsjø	Gjedde	10	1998	90.5	5649	8	2	5	0.88	Muskel
Bergsjø	Gjedde	11	1998	42	542	3	1	3	0.15	Muskel
Bergsjø	Gjedde	12	1998	35.2	276.5	3	1	2	0.09	Muskel
Bergsjø	Gjedde	13	1998	66.5	1773	5	2	3	0.3	Muskel

Elveavsnitt	Art	nr	fangstår	lengde (q vekt (g))	alder	kjønn	stadium	Hg mg/kg	Vevstype	
Bergsjø	Gjedde	14	1998	52.5	1028	4	1	3	0.17	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	1	1998	57.2	1263	4	1	3	0.24	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	2	1998	76.5	3058	6	2	3	0.42	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	3	1998	70	2244	6	2	3	0.25	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	4	1998	63.5	1681	5	1	3	0.2	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	5	1998	37.5	398	4	1	2	0.1	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	6	1998	38.8	405	3	2	2	0.09	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	7	1998	34.5	279	4	1	2	0.1	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	8	1998	32.2	217	3	1	2	0.09	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	9	1998	38	387	4	1	2	0.1	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	10	1998	40.8	465	4	1	2	0.09	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	11	1998	25.7	102	2	1	2	0.12	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	12	1998	26.5	99	3	1	2	0.1	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	13	1998	26.3	122.5	3	1	2	0.14	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	14	1998	28.8	133.5	3	1	2	0.12	Muskel
Åmot-Hokksund	Gjedde	15	1998	61.5	1788	5	2	3	0.28	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	1	1998	31.1	460	5	1	3	0.8	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	2	1998	36.5	710	10	1	3	1.7	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	3	1998	26.2	265.5	7	2	3	0.19	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	4	1998	27.3	275.5	5	1	3	0.38	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	5	1998	25.8	218	5	2	3	0.2	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	6	1998	24	198	5	1	3	0.59	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	7	1998	31.5	422	6	2	3	0.22	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	8	1998	35.3	673	10	1	3	2	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	9	1998	41.8	1202	14	2	3	2.1	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	10	1998	37	724	9	2	3	1.3	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	11	1998	39.5	1013	11	1	3	0.89	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	12	1998	38.5	755	11	2	3	1.8	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	13	1998	36.3	751	9	1	3	0.83	Muskel
Mjøndalen-Langesjø	Abbor	14	1998	36.5	637	10	2	3	2.4	Muskel

Elveavsnitt	Art	nr	fangstår	lengde (cvekt (g)	alder	kjønn	stadium	Hg mg/kg	Vevstype	
Mjøndalen-Langesøy	Abbor	15	1998	32.5	582	7	2	5	1.5	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Abbor	16	1998	37.5	918	7	2	5	0.54	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Abbor	17	1998	33.5	682	5	2	5	0.19	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Abbor	18	1998	35.5	696	8	2	5	2.6	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Gjedde	1	1998	52	822	4	2	3	0.29	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	1	1998	46.2	1270	14	2	3	0.59	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	2	1998	42	1045	16	1	3	0.72	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	3	1998	44.5	1250	12	1	5	0.79	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	4	1998	42.5	998	15	1	3	0.65	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	5	1998	42.5	1014	17	1	3	0.9	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	6	1998	46	1286	17	2	3	0.8	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	7	1998	44.5	1336	16	2	3	0.54	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	8	1998	41.2	932	16	1	3	0.63	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	9	1998	46	1945	12	2	3	0.85	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	10	1998	44.5	1380	16	2	3	0.69	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	11	1998	46.7	1290	17	2	3	0.82	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	12	1998	50	1653	18	2	3	0.75	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	13	1998	49.5	1625	16	2	3	0.63	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Stam	14	1998	34.5	547	7	1	3	0.29	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	1	1998	35.5	613	6	1	3	0.1	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	2	1998	34.2	527	5	1	3	0.07	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	3	1998	37.5	701	10	2	3	0.27	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	4	1998	40	1012	11	2	3	0.21	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	5	1998	39	813	10	2	3	0.27	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	6	1998	36.5	580	8	1	3	0.07	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	7	1998	33.5	482	7	2	3	0.09	Muskel
Mjøndalen-Langesøy	Vederbuk	8	1998	33	437	5	2	3	0.06	Muskel
Langesøya-Drammei	Abbor	1	1998	30.5	403	6	1	3	0.92	Muskel
Langesøya-Drammei	Abbor	2	1998	33.2	475	9	1	3	6	Muskel
Langesøya-Drammei	Abbor	3	1998	27.5	260	8	1	3	5.3	Muskel

Elveavsnitt	Art	nr	fangstår	lengde (g)	vekt (g)	alder	kjønn	stadium	Hg mg/kg	Vevstype
Langesøya-Drammel	Abbor	4	1998	32.5	451	7	2	3	1.6	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	5	1998	28.5	308	4	2	3	1.6	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	6	1998	22.5	146	4	1	5	0.49	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	7	1998	22.5	156.5	4	2	7.2	0.38	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	8	1998	16.8	64	3	2	2	0.07	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	9	1998	23.5	156	5	2	7.2	0.45	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	10	1998	20.2	116.5	5	2	7.2	0.33	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	11	1998	23.8	168.5	5	2	7.2	0.49	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	12	1998	23	170.5	5	2	7.2	0.44	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	13	1998	22.5	146.5	4	2	7.2	0.48	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	14	1998	23.5	172.5	4	2	7.2	0.41	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	15	1998	30.5	376.5	5	2	7.2	1.11	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	16	1998	35.8	632	6	2	7.2	0.37	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	17	1998	30.5	38.7	5	2	7.2	0.23	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	18	1998	34	559.5	6	2	7.2	0.2	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	19	1998	32	478	4	2	7.2	0.17	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	20	1998	31.2	376	6	2	7.2	0.42	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	21	1998	28.5	298.5	4	1	7.2	0.27	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	22	1998	33.5	501	5	2	7.2	0.29	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	23	1998	24.8	209.5	4	1	7.2	0.19	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	24	1998	19.3	82.5	3	1	7.2	0.13	Muskel
Langesøya-Drammel	Abbor	25	1998	13.2	21.8	2	2	7.2	0.11	Muskel
Langesøya-Drammel	Gjedde	1	1998	52.5	993	4	2	3	0.26	Muskel
Langesøya-Drammel	Gjedde	2	1998	55.5	1098	4	1	3	0.32	Muskel
Langesøya-Drammel	Stam	1	1998	46.5	1494	16	2	3	0.71	Muskel
Langesøya-Drammel	Stam	2	1998	48.5	1431	13	2	3	0.77	Muskel
Langesøya-Drammel	Vederbuk	1	1998	36.8	527	7	2	3	0.03	Muskel
Langesøya-Drammel	Vederbuk	2	1998	37.5	674	8	2	3	0.21	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	1	1997	32.5	352.5	4	2	2	0.1	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	2	1997	27.5	245.5	4	1	5	0.11	Muskel

Elveavsnitt	Art	nr	fangstår	lengde (cm)	vekt (g)	alder	kjønn	stadium	Hg mg/kg	Vevstype
Geithus-Åmot	Ørret	3	1997	33.5	445.5	4	1	2	0.13	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	4	1997	23	129	3	2	2	0.12	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	5	1997	25	175	5	1	5	0.09	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	6	1997	32	420	5	2	2	0.1	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	7	1997	29.5	235	4	.	.	0.1	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	8	1997	31	312.5	5	.	.	0.12	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	9	1997	33	351	5	.	.	0.23	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	10	1997	39	599	5	2	7.2	0.24	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	11	1997	19.5	61.5	4	2	2	0.09	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	12	1997	42	0.43	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	13	1997	45	1500	.	.	.	0.37	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	14	1997	46	1800	.	.	.	0.26	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	15	1997	30	0.11	Muskel
Geithus-Åmot	Ørret	16	1997	30	0.11	Muskel