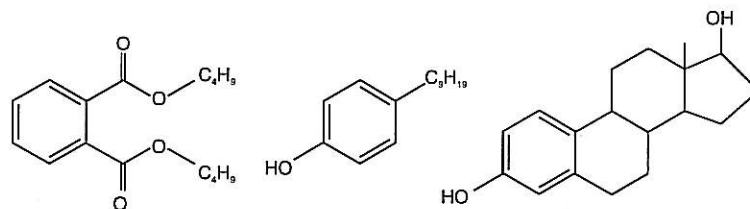
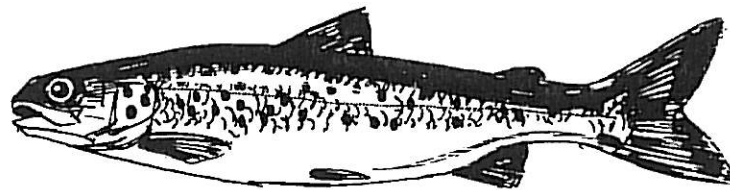


RAPPORT LNR 3969-98

Kartlegging av effekter av miljø-østrogen på fisk i ferskvann i Norge



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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 Kartlegging av effekter av miljø-østrogener på fisk i ferskvann i Norge	Løpenr. (for bestilling) 3969-98	Dato 6. januar 1999
	Prosjektnr. Undernr. 98169	Sider Pris 34
Forfatter(e) Ketil Hylland Eirik Fjeld Sigurd Øxnevad Oddbjørn Pettersen	Fagområde Ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse Vibeke Sømnes
---	------------------------------------

Sammendrag

Målet med undersøkelsen var å klargjøre om det er problemer med miljø-østrogener i norske ferskvann og eventuelt identifisere kilder til slike stoffer. Det ble satt ut 10 ungfisk av ørret i hvert av to bur i syv områder i oktober: Breisjøen (referanse), Hunnselva, Litlevatn (Ålesund), Merkedamselva, Mjøsa, Nitelva og Ådalselva. De valgte lokalitetene representerer resipienter for kloakk, avrenning fra jordbruk, tilførsler fra treforedlingsindustri og lokaliteter med høye konsentrasjoner av plastmyknere (ftalater). I tre av områdene, Breisjøen, Hunnselva og Merkedamselva, ble det også samlet inn vill ørret. Det ble tatt blodprøver av ørret før utsetting og etter to ukers eksponering. Blodprøver ble analysert for plasma vitellogenin (Vg). Det vil normalt være lave konsentrasjoner av Vg i plasma til ungfisk, men denne vil øke ved eksponering for miljø-østrogener. Resultatene tyder på at det ikke var betydelige konsentrasjoner av miljø-østrogener tilstede i vannet på de valgte lokalitetene i forsøksperioden. Enkelte hunn-fisk (to fra Hunnselva og to fra Merkedamselva) hadde høye Vg-nivåer, men det er ikke mulig å fastslå hvorvidt dette skyldtes tidlig kjønnsmodning eller eksponering for miljø-østrogener. All ørret som ble satt ut i Litlevatn døde, men det er uklart om dette skyldtes giftighet eller andre faktorer (oksygenmangel).

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> ørret vitellogenin bur miljø-østrogener 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> brown trout vitellogenin caging xeno-estrogens
---	--



Ketil Hylland
Prosjektleder

ISBN 82-577-3563-9



Dag Berge
Forskningsjef

O-98169/E-98491

**Kartlegging av effekter av miljø-østrogenener på fisk i
ferskvann i Norge**

Forord

Det har tidligere vært utført undersøkelse av miljø-østrogener i kystområder i Norge, men det har ikke vært kunnskaper om slike stoffer i ferskvann. Denne undersøkelsen skulle skaffe tilveie mer kunnskap om mulige effekter i ferskvann i Norge. Kontaktpersoner i SFT har vært Berit Eyde Kjuus og Vibeke Sømnes. Vitellogenin-analysene ble utført av Harry Efraimsen, Åse Kristine Rogne og Åse Bakketun ved NIVAs laboratorium. Antistoffet som ble benyttet i analysen av vitellogenin var en gave fra Christer Silversand og Carl Haux, Gøteborgs Universitet. Sigurd Øxnevad og Oddbjørn Pettersen var ansvarlig for utsetting av ørret i bur, innsamling av ørret og fanging av villfisk.

Oslo, 14. desember 1998

Ketil Hylland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Bakgrunn	7
1.2 Mål	7
2. Utplassering og innsamling av ørret	8
2.1 Valg av lokaliteter	8
2.1.1 Kort beskrivelse av lokalitetene	8
2.2 Burkonstruksjon	9
2.3 Fysiske betingelser og eksponeringsperiode	10
3. Materiale og metoder	11
3.1 Forsøksfisk	11
3.2 Analyse av vitellogenin i plasma	11
3.3 Statistisk bearbeiding av resultater	11
4. Resultater	12
4.1 Kondisjon, størrelse, kjønnsfordeling	12
4.2 Konsentrasjoner av plasma vitellogenin til fisk i bur	13
4.3 Vitellogenin-konsentrasjoner i plasma til villfisk	14
4.4 Faktorer som påvirket konsentrasjonene av plasma vitellogenin	15
5. Diskusjon	17
5.1 Ørret som ble holdt i bur	17
5.2 Viltfanget ørret	17
5.3 Ble de opprinnelige spørsmålene besvart?	17
6. Konklusjoner	19
7. Referanser	20
Vedlegg A. Stasjonsangivelse	22
Vedlegg B. Data for fisk holdt i bur	29
Vedlegg C. Data for villfisk	34

Sammendrag

Både fremmedstoffer og naturlige stoffer vil kunne forårsake hormonelle forstyrrelser hos akvatiske organismer. Det har foreløpig særlig vært et fokus på effekter som forårsakes av østrogen-lignende stoffer, såkalte miljø-østrogener.

Målet med undersøkelsen var å klargjøre om det er problemer med miljø-østrogener i norske ferskvann og eventuelt identifisere kilder til slike stoffer.

Tilstedeværelsen av slike stoffer ble undersøkt ved å måle konsentrasjoner av proteinet vitellogenin i plasma til ungfisk av ørret. Vitellogenin er et forstadium til eggeplomme-protein og finnes normalt i lave konsentrasjoner i blodet til hann-fisk eller ungfisk. Syntesen av dette proteinet øker dramatisk ved tilstedeværelsen av østrogen eller østrogen-lignende stoffer og konsentrasjonen av dette proteinet i plasma til hann-fisk eller ungfisk blir derfor benyttet som et mål for eksponering for miljø-østrogener.

To bur, hver med 10 ørret, ble satt ut i syv områder i oktober: Breisjøen (referanse), Hunnselva, Litlevatn (Ålesund), Merkedamselva, Mjøsa, Nitelva og Ådalselva. De valgte lokalitetene representerer resipienter for kloakk, avrenning fra jordbruk, tilførsler fra treforedlingsindustri og lokaliteter med høye konsentrasjoner av plastmyknere (ftalater). I tre av områdene, Breisjøen, Hunnselva og Merkedamselva, ble det også samlet inn vill ørret.

Det ble tatt blodprøver av ørret før utsetting og etter to ukers eksponering. Blodprøvene ble analysert for plasma vitellogenin (Vg). I tillegg ble kjønn bestemt og fisken veid og lengdemålt.

Resultatene tyder på at det ikke var betydelige konsentrasjoner av miljø-østrogener tilstede i vannet på de valgte lokalitetene i forsøksperioden. Enkelte hunn-fisk (to fra Hunnselva og to fra Merkedamselva) hadde høye Vg-nivåer, men det er ikke mulig å fastslå hvorvidt dette skyldtes tidlig kjønnsmodning eller eksponering for miljø-østrogener.

All fisk som ble satt ut i Litlevatn (Ålesund) døde. Dette vannet mottok et stort utslipp (>1000 L) plastmyknere (DEHP og DOA) i 1995. Det er imidlertid uklart om dødeligheten skyldtes giftighet eller andre årsaker (oksygen-mangel).

Summary

Title: Effects of xenoestrogens in freshwater in Norway

Year: 1998

Authors: Ketil Hylland, Eirik Fjeld, Sigurd Øxnevad, Oddbjørn Pettersen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3563-9

Both natural substances and xenobiotics may give rise to endocrine disruption in aquatic organisms. So far, the main focus has been on effects caused by substances that mimic oestrogen, so-called xenoestrogens.

The objective of this study was to clarify whether xenoestrogens may be a concern in Norwegian freshwater systems and to identify putative sources.

The presence of xenoestrogens was monitored by using plasma concentrations of the protein vitellogenin in juvenile brown trout. Vitellogenin is a precursor to egg yolk protein and is normally found in mature females, but at low levels in juvenile and male fish. Increased synthesis of this protein (and excretion into blood) in juvenile or male fish has increasingly been used as a marker for the presence of xenoestrogens.

Twenty brown trout were caged for two weeks in each of seven locations: Breisjøen (reference), Hunnselva, Litlevatn (Ålesund), Merkedamselva, Mjøsa, Nitelva and Ådalselva. The chosen locations are recipients for sewage, drainage from agricultural activities, pulp mill effluents and some are known to have high levels of phthalates. In three areas (Breisjøen, Hunnselva, Merkedamselva) wild fish was also collected at the time of sampling.

Blood samples were taken from each individual before and after exposure. Plasma was separated from blood cells immediately and frozen at -80°C until analysis for vitellogenin (ELISA). All individuals were weighed, sexed and measured.

The results indicate that there were low levels of xenoestrogens in the water at the selected locations during the exposure period. A few female fish from the natural population had high levels of vitellogenin, but it was not possible to separate early maturation from any other influence.

All trout caged in Litlevatn, Ålesund, died. Through an accident, this lake received more than 1000 L of phthalates (DEHP, DOA) in 1995. The mortality could have been caused by toxicity, but there are also other possible causes (oxygen deficiency).

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Undersøkelser i andre land har pekt ut det akvatiske miljø som det sted der effekter av østrogen-lignende stoffer (miljø-østrogener) er særlig synlige. Det er også sannsynlig at de stoffene en foreløpig har knyttet til slike effekter vil være tilstede i høyest konsentrasjoner i akvatiske miljøer.

Det har tidligere vært vist at østrogen-lignende stoffer kan forekomme i kystfarvann og i avløpet fra et tilfeldig valgt kloakk-renseanlegg i Norge (Hylland & Braaten, 1996).

Mens det tidlig ble fokusert på alkylfenoler og alkylfenoletoksilater som mulige miljø-østrogener, tyder resultater fra nyere undersøkelser på at det også er andre stoff-grupper som kan ha slike effekter. Dette inkluderer både naturlig stoffer og fremmedstoffer, deriblant "klassiske" miljøgifter som PCB og dioksiner. I enkelte studier har en også funnet sterke samvirkende effekter ved belastning med flere stoffer. Det er imidlertid fremdeles stor uklarhet omkring hvilke stoffer som har slike effekter på fisk, hvor potente de ulike stoffene er og hvilke kilder det er til utslipp av slike stoffer. Det er videre store artsforskjeller og det er svært lite kunnskaper om hvordan ulike fiskearter påvirkes. Den eksisterende kunnskapen på dette området har vært oppsummert av blant annet Arukwe & Goksøyr (1998), Sumpter & Jobling (1995) og Sumpter (1995).

De mest aktuelle stoff-gruppene er: (1) alkylfenoler (og -etoksilater), (2) ftalater, (3) fytosteroler, (4) enkelte pesticider, (5) enkelte klororganiske miljøgifter (PCB, dioksiner, DDT), (6) naturlige og modifiserte østrogener.

Tidligere undersøkelser har vist at laksefisk (regnbueørret og laks) er egnet som modeller for å kartlegge slike effekter i miljøet (Harries et al. 1996; Jobling & Sumpter, 1993; Hylland & Braaten, 1996).

1.2 Mål

Målet for dette prosjektet var å avklare om det er grunn til å anta at miljø-østrogener kan være et problem i ferskvann i Norge.

Gjennom å velge ut lokaliteter med forurensningsbelastning fra aktiviteter som kan tenkes å inneholde miljø-østrogener og å søke å plassere fisk nær eventuelle utslipp, ønsket prosjektet å gi svar på:

1. Er miljø-østrogener et problem i ferskvann i Norge?
2. Hva er viktige kilder til miljø-østrogener i ferskvann?

2. Utplassering og innsamling av ørret

2.1 Valg av lokaliteter

Det ble valgt ut vassdrag der det ble antatt at det ville kunne være en belastning med stoffer som kan ha østrogen-lignende effekter (**Tabell 1**). To av lokalitetene ble valgt ut fordi tidligere undersøkelser har indikert høye nivåer av plastmyknere (ftalater) i vann eller sediment. Dette gjelder Litlevatn ved Ålesund og Mjøsa. Videre ble Merkedamselva valgt ut som en elv med en betydelig tilførsel av avrenning fra jordbruksområder og Ådalselva som en lokalitet med en tilførsel fra treforedlingsindustri. Undersøkelser i England og Sverige har pekt på kloakk som en kilde til stoffer som har østrogen effekt. Det ble derfor valgt ut to lokaliteter med slik tilførsel, Hunnselva ved Raufoss og Nitelva ved Øyern.

Tabell 1. De valgte lokalitetene.

stasjon	type lokalitet	beskrivelse
Breisjøen, Nordmarka	innsjø	ingen punktkilder, drikkevannskilde
Hunnselva, Raufoss	elv	kloakk, til elv
Litlevatn, Ålesund	liten innsjø	stort utslipp av DEHP for noen år siden
Merkedamselva, Vestfold	elv	pesticider fra jordbruksaktiviteter
Mjøsa ved Gjøvik	innsjø	industri og hushold, høyt nivå av ftalater
Nitelva, Øyern	elv	kloakk, til elv
Ådalselva	elv	treforedlingsindustri

2.1.1 Kort beskrivelse av lokalitetene

Kart med angivelse av utplasseringspunkt og innsamlingsområdet for villfisk kan finnes i Vedlegg A.

Breisjøen i Nordmarka

Innsjøen ligger i Lillomarka i Oslo kommune, 249-243 m.o.h. Vannet er drikkevannskilde for Oslo. Burene ble plassert ca. 50 m fra land på vest-siden av vannet.

Hunnselva ved Raufoss

Elv med utslipp fra kloakkrenseanlegg (industrielt og kommunalt avløp) og annen urban virksomhet. Se Berge et al. (1995) for beskrivelse av lokaliteten m. avløpsforhold.

Burene ble plassert like utenfor Gjøvik renseanlegg på Rambekk, som ligger like sør for Gjøvik by. Burene ligger omtrent 50 m fra land, rett ved utløpsrøret fra renseanlegget.

Litlevatnet ved Ålesund

Dette er et lite, eutroft tjern som ligger på Blindheim i Ålesund kommune. Tjernet ligger i et myrområde rett ved siden av fabrikken Dynoplast AS. Det var et stort utslipp av plastmyknere DEHP til vannet i 1995 (Rike et al., 1997), men de biologiske effektene av dette utslippet er ikke kjent.

Merkedamselva i Vestfold

Elv betydelig influert av overflateavrenning fra jordbruksarealer (korndyrkning). Nedbørfeltet og lokaliteten er beskrevet i Høyås et al. (1997).

Stasjonen ligger i Sem kommune i Vestfold. Området er preget av jordbruksarealer helt inntil elva. Burene ble plassert ca 10 m nedenfor en fisketrapp.

Mjøsa ved Gjøvik

Denne lokaliteten representerer del av stor innsjø som mottar utslipp fra kloakkrensaneanlegg, industri og ulike urbane aktiviteter.

Nitelva ved Øyern

Elv med utslipp fra kloakkrensaneanlegg og urban virksomhet (tettstedet Lillestrøm). For beskrivelser av tilknytningsforhold og resipienten, se Paulsrud et al. (1997) og referanser her.

Stasjonen ligger ved Nitelva i Skedsmo kommune. Burene ble plassert der hvor avløpsvannet fra sentralrensaneanlegget, RA-2, munner ut i Nitelva, under Lillestrøm bru. Vannet her var meget grumsete og inneholdt store partikler fra kloakkrensaneanlegget.

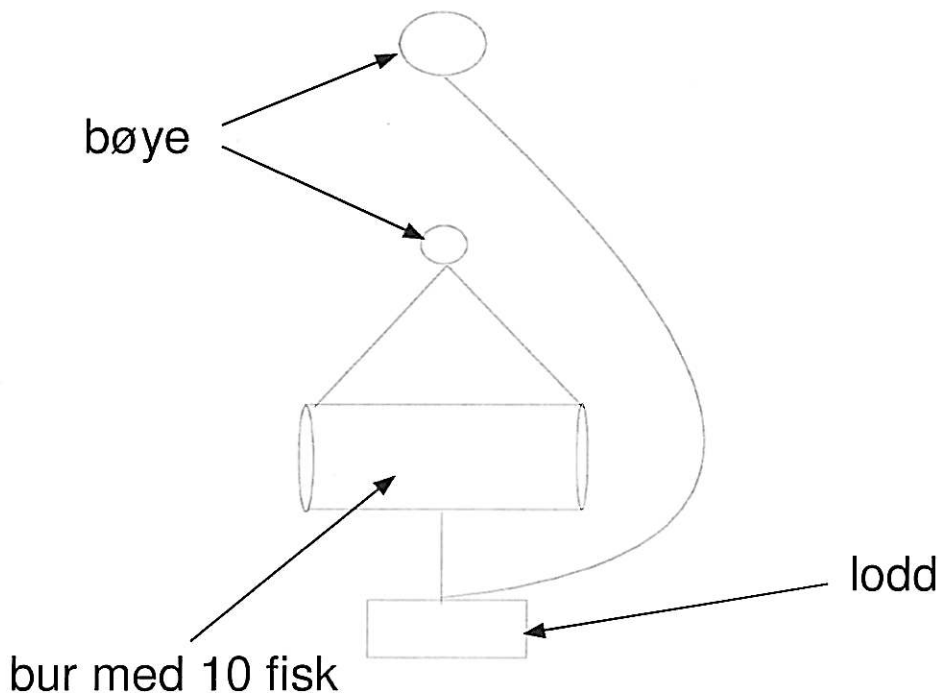
Ådalselva ved Follum

Elv med utslipp fra treforedlingsindustri (Norske Skogindustrier ASA – Follum). Resipientforhold med vannkjemi og biologi (bunndyr, begroinger) er gitt i Bratli et al. (1998).

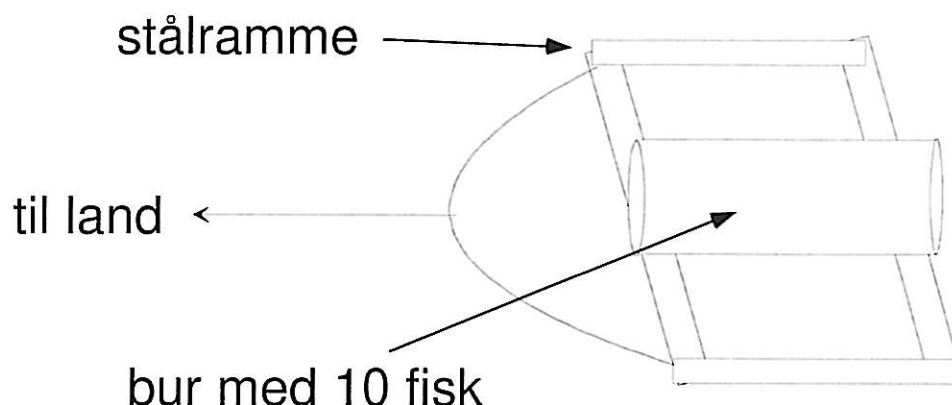
Stasjonen ligger i Hønefoss i Ringerike kommune. Burene ble plassert på vest-siden av Ådalselva, omtrent 200 m nedstrøms Follum fabrikker. Her renner elva sakte, og er meget grumsete.

2.2 Burkonstruksjon

Burene ble laget av sylinderrformede rør av polyeten og hadde dimensjon 315 mm x 500 mm. Tykkelsen på veggen i røret var 12 mm. I hver ende ble det påskrudd et gitter av rustfritt stål. Burene som skulle utplasseres i elv ble festet til en ramme (se **Figur 1** og **2**). Burene ble markert med bøye i innsjøene og sikret med tau til land i elvelokalitetene.



Figur 1. Skisse av burene som ble benyttet til å holde ørret i innsjø.



Figur 2. Skisse av burene som ble benyttet til å holde ørret i elver.

2.3 Fysiske betingelser og eksponeringsperiode

Ørret ble satt ut på de ulike lokalitetene mellom 5 og 12. oktober (**Tabell 2**). Det ble satt ut 20 ørret på hver lokalitet. Temperaturen på utsettingstidspunktet varierte mellom 7°C og 10.5°C på de ulike lokalitetene. På innsamlingstidspunktet hadde temperaturen sunket til mellom 5.1 og 6.7°C. Det var god overlevelse på alle stasjonene unntatt Litlevatn, Ålesund, der all fisk døde, og Nitelva, der all fisk i det ene buret døde (**Tabell 2**). Ørret som ble holdt i Merkedamselva måtte innsamles noe senere enn planlagt på grunn av stor vannføring (mye nedbør i perioden).

Tabell 2. Tidspunkt for utsetting av ørret, vanntemperatur ved utsetting og dyp på utsettingsstedet. Alle datoer gjelder 1998.

stasjon	bur satt ut	prøver tatt	antall dager	temp utsetting (°C)	temp innsamling (°C)	dyp	antall fisk prøvetatt
Breisjøen, Nordmarka	5-10	19-10	14	10.0	6.5	4 m	20
Hunnselva, Raufoss	8-10	22-10	14	7.4	6.7	1 m	20
Litlevatn, Ålesund	6-10	20-10	14	8.6	5.5	4 m	-*
Merkedamselva, Vestfold	12-10	30-10	18	7.0	5.1	1 m	19
Mjøsa ved Gjøvik	8-10	22-10	14	10.5	6.7	4 m	20
Nitelva, Øyern	9-10	23-10	14	10.2	6.5	1 m	10
Ådalselva	12-10	26-10	14	10.2	6.7	1 m	19

* all fisken døde

3. Materiale og metoder

3.1 Forsøksfisk

All ørret til utplassering ble kjøpt fra Hunderfossanlegget. Denne fisken ble transportert til NIVA, der den ble holdt i 7-14 dager før blodprøve ble tatt og fisken transportert til den aktuelle lokaliteten. Det ble benyttet ikke-kjønnsmoden ørret (*Salmo trutta*).

Blod ble tatt fra kaudalvenen med en sprøyte forbehandlet med heparin og aprotinin. Blodet ble separert i blodceller og plasma ved sentrifugering så snart som mulig etter prøvetaking. Plasma ble frosset i flytende nitrogen, transportert til NIVA på flytende nitrogen og lagret ved -80°C før analyse.

All fisk ble kjønnsbestemt¹, veid og lengdemålt. Kondisjonen til ørret ved prøvetaking ble beregnet ved forholdet vekt/lengde³.

3.2 Analyse av vitellogenin i plasma

Mengden vitellogenin i plasma hos ørret måles ved en kvantitativ, kompetitiv ELISA ("enzyme-linked immunosorbent assay") som ble etablert i forbindelse med undersøkelsen i 1995 (se Hylland & Braaten, 1996 og Hylland et al. 1998 for detaljer). Denne metoden benytter antistoffer mot vitellogenin hos steinbit. Plasma fra østradiol-behandlet laks ble benyttet som kompetitivt antigen og standard. En sammenligning av denne med plasma fra østradiol-behandlet ørret viste at det benyttede antistoffet hadde lik affinitet for vitellogenin fra disse to artene (standard-kurver sammenfalt).

3.3 Statistisk bearbeiding av resultater

Endring eller totalkonsentrasjonene av Vg i plasma til ørret holdt i bur eller innsamlet på de ulike lokalitetene ble sammenlignet med enveis variansanalyse, ANOVA (Sokal & Rohlf, 1981). Data ble transformert hvis nødvendig for å oppnå varianslikhet. Verdier for ørret fra de andre områdene ble sammenlignet med ørret fra referanseområdet (Bleiksjøen) ved Dunnett's test (Dunnett 1955). Bidrag fra andre faktorer til variasjon i Vg-konsentrasjon i individuelle fisk ble undersøkt med kovariansanalyse, ANCOVA (Draper & Smith, 1981).

¹ det var mulig å kjønnsbestemme fisken til tross for at den ikke var kjønnsmoden

4. Resultater

4.1 Kondisjon, størrelse, kjønnsfordeling

Størrelsen til utsatt fisk varierte lite (**Tabell 3**). Det var imidlertid noen større individer blant villfisk som ble innsamlet i Hunnselva og Merkedamselva.

Tabell 3. Oversikt over lengde og vekt til fisk etter eksponering (bur) og innsamlet med elfiske (vill).

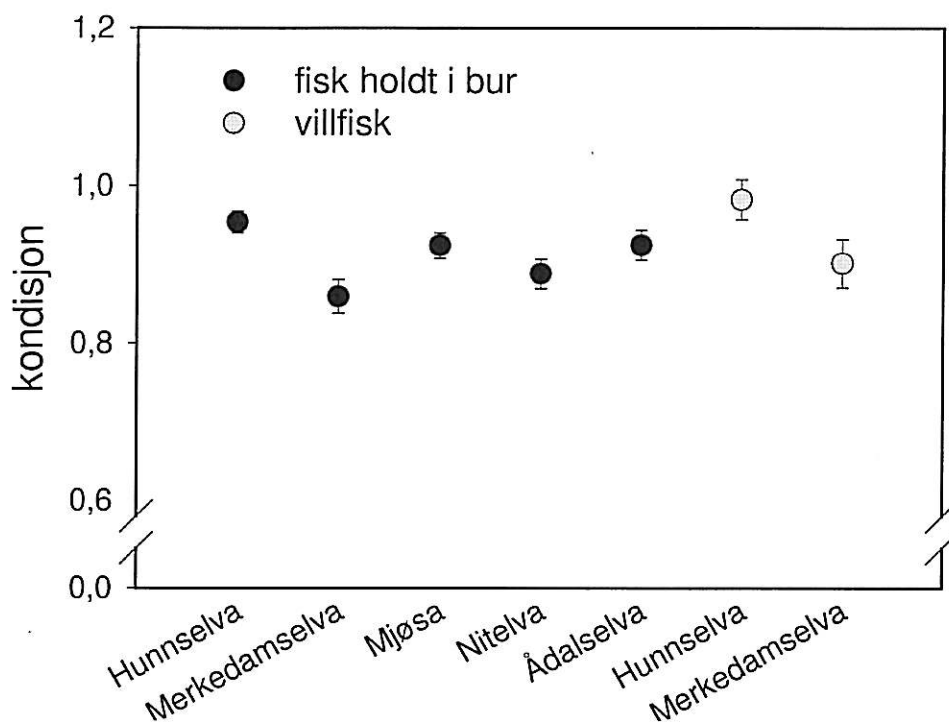
stasjon	bur/vill fisk	kjønn	lengde (cm)			vekt (g)		
			median	min	maks	median	min	maks
Breisjøen	bur	Hann	-	-	-	36	21	53
		Hunn	-	-	-	33	20	55
	vill	Hann	-	-	-	17	7	35
		Hunn	-	-	-	15	7	21
Hunnselva	bur	Hann	15,5	12,5	17,5	35,5	17,1	48
		Hunn	16,5	13	18	42,6	18,6	60,1
	vill	Hann	13,5	7	23	26	3,6	134,7
		Hunn	19,5	18	21	72,2	53,7	90,7
Merkedamselva	bur	Hann	16,5	14	17,5	36,7	25,3	50
		Hunn	16,5	15,5	19	36,65	33,9	50
	vill	Hann	13,9	12,8	16,5	26,4	18,9	43,1
		Hunn	15,0	9,4	22,4	30,6	8,3	100,3
Mjøsa	bur	Hann	15,5	14	16,5	33,5	26	40
		Hunn	15,75	14	17	36,5	26	45
Nitelva	bur	Hann	15	13,5	17	30,4	25,4	41,7
		Hunn	14,5	13	15,5	26,3	20,5	31,8
Ådalselva	bur	Hann	15	13	16,5	28,9	24	43,5
		Hunn	16	14	17,5	38,4	30,1	46,1

- : ikke data

Ørret som hadde blitt holdt i Merkedamselva hadde lavere kondisjon enn ørret som hadde blitt holdt på de andre stasjonene (**Figur 3**). Kondisjonen var imidlertid bare signifikant lavere enn for ørret holdt i Hunnselva.

Vill ørret fra Merkedamselva hadde også signifikant lavere kondisjon enn ørret fra Hunnselva (t-test, $p=0.04$), men det er ikke sannsynlig at dette vil ha betydning for nivåer av Vg i fisken.

Det var ikke forskjeller mellom kondisjonen hos ørret holdt i bur og kondisjonen hos viltfanget ørret (alle grupper av burfisk sammenlignet med all villfisk).



Figur 3. Kondisjon til ørret holdt i bur i 2-3 uker i de angitt områdene og til viltfanget ørret (Hunnselva og Merkedamselva)

Det var både hunn- og hann-fisk i alle prøvene (**Tabell 4**). Kjønn hadde tilsynelatende ikke stor innvirkning på Vg-nivået med unntak for noen viltfangede hunnfisk fra Merkedamselva og Hunnselva. Disse individene hadde høyere nivåer av Vg.

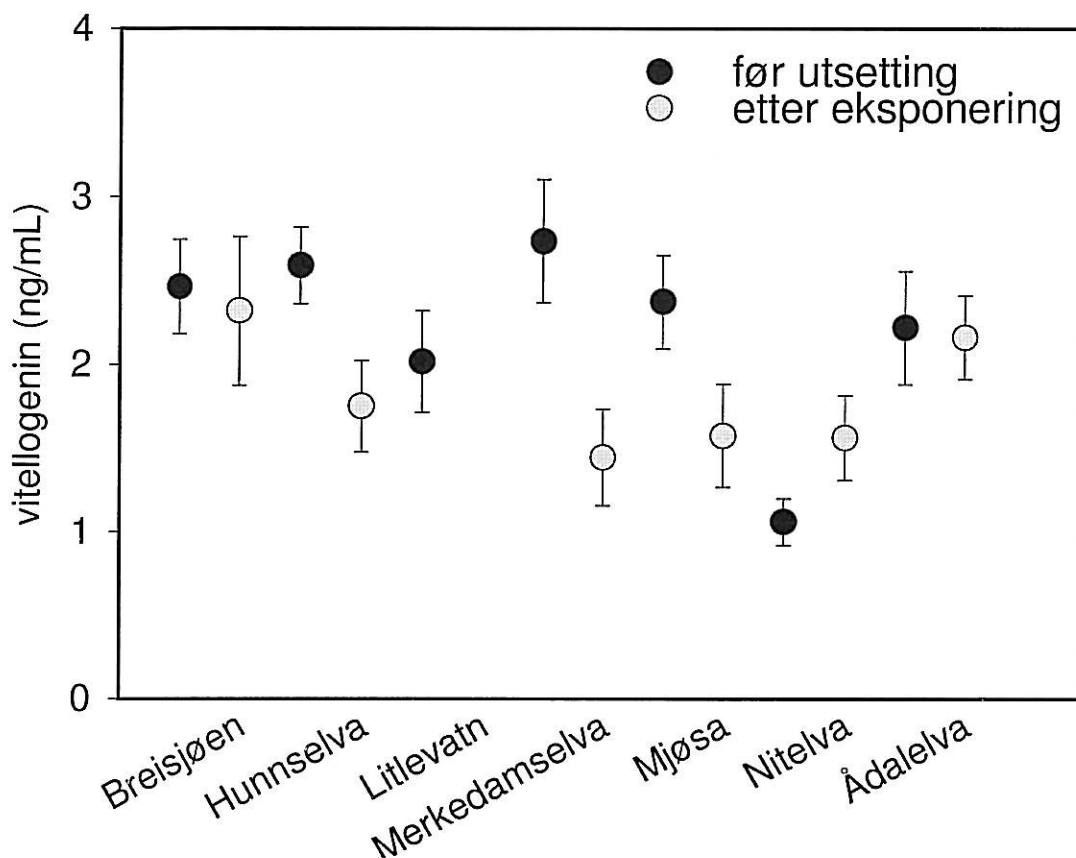
Tabell 4. Kjønnfordeling av fisk eksponert i bur på de ulike stasjonene (de som overlevde eksponeringen).

stasjon	Hann (bur)	Hunn (bur)	Hann (villfisk)	Hunn (villfisk)
Breisjøen, Nordmarka	12	6	6	10
Hunnselva, Raufoss	10	9	7	3
Litlevatn, Ålesund	-	-	-	-
Merkedamselva, Vestfold	5	6	7	13
Mjøsa ved Gjøvik	12	8	-	-
Nitelva, Øyern	7	3	-	-
Ådalselva	13	6	-	-

4.2 Konsentrasjoner av plasma vitellogenin til fisk i bur

Det var forskjeller i konsentrasjoner av plasma vitellogenin mellom gruppene, men ingen hadde veldig forhøyde nivåer etter eksponering (**Figur 4**). På noen av stasjonene var det en nedgang i konsentrasjonen av plasma Vg – Hunnselva, Merkedamselva og Mjøsa, mens det var en (ikke

signifikant) økning hos ørret holdt i bur i Nitelva. Det er ikke klart hvorfor ørret som ble satt ut i Nitelva hadde Vg-nivåer i plasma som var lavere enn for all annen fisk som ble satt ut. For ørret holdt i Breisjøen og Ådalselva var det ingen endring i løpet av en to-ukers eksponeringsperiode. Nedgangen



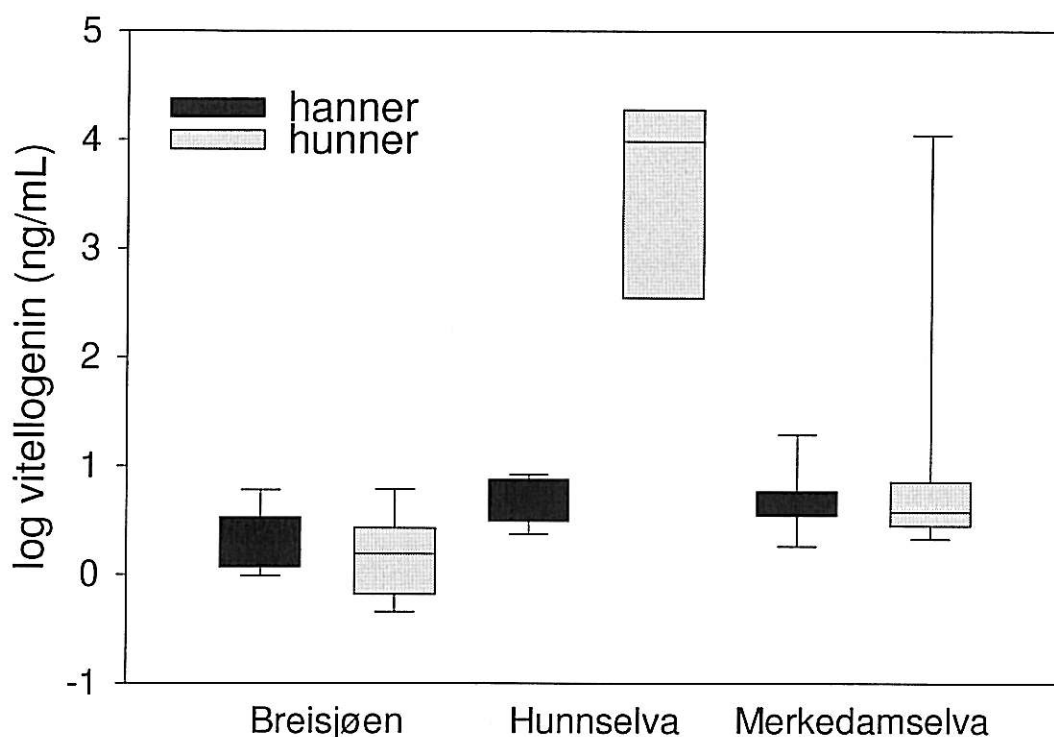
Figur 4. Konsentrasjoner av plasma vitellogenin hos ørret holdt i bur på de angitte lokalitetene (gjennomsnitt og standardfeil, n=10-20).

i plasma Vg hos ørret holdt i Merkedamselva og Hunnselva var signifikante (hhv. $p=0.02$ og $p=0.03$), mens nedgangen i plasma Vg hos ørret holdt i Mjøsa ikke var signifikant ($p=0.06$).

4.3 Vitellogenin-konsentrasjoner i plasma til villfisk

Noen av villfiskene hadde høye konsentrasjoner av vitellogenin i plasma (**Figur 5**). De høyeste verdiene ble imidlertid funnet hos hunnfisk og den sannsynlige årsaken er at disse individene var i ferd med å bli kjønnsmodne. To hunner i Hunnselva og to hunner i Merkedamselva hadde langt høyere plasma-konsentrasjoner av Vg enn noen av de andre fiskene.

Hann-fisk fra Hunnselva og Merkedamselva hadde tilsynelatende noe høyere nivåer av plasma Vg enn hann-fisk fra referanselokaliteten Breisjøen, men forskjellene var ikke signifikante (ANOVA, $p=0.13$). Hvis både hunn- og hann-fisk ble tatt med i analysen, ble resultatet at ørret fra Hunnselva og Merkedamselva hadde signifikant høyere plasma Vg enn ørret fra Breisjøen (de fire individene med svært høye konsentrasjoner ble ikke tatt med i analysen; $p=0.003$ i ANOVA over log-transformerte Vg-konsentrasjoner).



Figur 5. Konsentrasjoner av plasma vitellogenin i ørret innsamlet på de angitte stedene (median og kvartiler med 10/90 persentiler, n=2-13).

4.4 Faktorer som påvirket konsentrasjonene av plasma vitellogenin

Andre studier har vist at andre faktorer enn tilstedeværelsen av miljø-østrogenener kan påvirke nivået av plasma vitellogenin. Eksempler på slike faktorer er temperatur, kjønn (selv om fisken ikke er kjønnsmoden) og størrelse. Betydningen av disse faktorene ble vurdert for fisk holdt i bur og villfisk. Temperaturen sank på alle stasjonene i løpet av eksponeringsperioden, men det var ikke store forskjeller mellom områdene (se seksjon 2.4). Det var ingen åpenbar effekt av temperatur på nivåene av plasma Vg.

Hvis en ser bort fra de fire hunnene som hadde høye verdier av Vg, var det ingen åpenbare forskjeller mellom Vg-nivåer hos hunner og hanner (men se nedenfor).

For viltfanget fisk fra Hunnselva og Merkedamselva var det tilsynelatende en sammenheng mellom størrelsen på fisken og plasma Vg innen hver gruppe. Plasma Vg var lavere i større fisk. Et tilsvarende mønster har tidligere vært funnet for torsk som ikke var kjønnsmoden (Hylland et al., 1998), men årsaken til dette er uklar.

En samlet ANCOVA (kovarians-analyse) over plasma Vg i alle fisk etter eksponering (burfisk etter eksponering og villfisk) med bidraget av faktorene størrelse (vekt), kjønn, stasjon og bur/villfisk til forklaring av variabilitet i plasma Vg (log-transformert) viste at omkring 20% av variabiliteten kunne

gjøres rede for med de angitte faktorene. Selv om modellen var signifikant gir ikke resultatet grunnlag for veldig klare konklusjoner. Interaksjonen mellom bur/villfisk og kjønn framkommer fordi hann villfisk har høyere nivåer av plasma Vg enn hannfisk som ble holdt i bur, mens det ikke var noen forskjeller mellom hunnene i de to gruppene.

Tabell 5. Kovarians-analyse (ANCOVA) med log plasma Vg som avhengig variabel og stasjon, bur/villfisk og kjønn som kovariater, samt vekt som regressor. Justert $R^2 = 0.201$, $n=137$, $p<0.001$. Fire hunner med høye konsentrasjoner av Vg er ikke tatt med i analysen.

faktor	DF	F-ratio	p-verdi
stasjon	5	1,6089	0,1623
bur/villfisk	1	14,7358	0,0002
kjønn	1	0,0998	0,7526
vekt	1	0,1088	0,7421
bur/villfisk*kjønn	1	6,4379	0,0124

5. Diskusjon

5.1 Ørret som ble holdt i bur

Det ble satt ut ørret i bur på syv lokaliteter: Breisjøen (referanse), Hunnselva, Litlevatn, Merkedamselva, Mjøsa, Nitelva og Ådalselva. På en av lokalitetene, Litlevatn, døde all fisk, mens all fisk døde i et av to bur i Nitelva. På de øvrige lokalitetene var det lav dødelighet i burene.

Burene i Nitelva ble plassert nær selve utløpsrøret fra kloakkrenseanlegget (RA2) og det er sannsynlig at partikkelmengden i vannet og muligens tetting av buret førte til dødeligheten på den stasjonen. Det er imidlertid mer usikkert hvorfor ørreten i Litlevatn døde. Dette vannet ble tilført i overkant av 1000 L ftalater (DEHP og DOA) i april 1995 (Rike et al., 1997), og det var fremdeles tegn til ftalater i nærområdet og vannkanten ved utsettingstidspunktet. Litlevatn er imidlertid næringsrikt og en kan ikke utelukke at det er lite oksygen i bunnvannet. Burene med ørret ble satt ut over bunnen. Fiskens utseende ved inntak av burene tydet på at de ikke hadde dødd av oksygenmangel (som ofte gir utspilte gjeller).

Det var ikke store endringer i plasma vitellogenin hos ørret holdt i noen av områdene. Som forventet hadde ørreten lave Vg-konsentrasjoner i plasma før utsetting. Det var nedgang i plasma Vg hos ørret holdt i noen områder, noe som sannsynligvis kan knyttes til temperaturfallet i perioden. Dette fallet er imidlertid en ubetydelig endring i forhold til den økningen som ville ha vært forventet hvis det hadde vært tilstrekkelig høye konsentrasjoner av miljø-østrogener tilstede i vannet.

Resultatene tyder på at det ikke var betydelige konsentrasjoner av miljø-østrogener tilstede i vannet på de valgte lokalitetene i forsøksperioden.

5.2 Viltfanget ørret

Det ble innsamlet ørret fra tre av lokalitetene: Breisjøen (referanse), Hunnselva og Merkedamselva. Begge hunnene i materialet fra Hunnselva hadde relativt sett høye konsentrasjoner av vitellogenin (Vg) i plasma, mens to av hunnene fra Merkedamselva hadde høye nivåer av Vg i plasma. Disse verdiene ble ikke inkludert i de videre analysene over materialet. En av disse hunnene var stor (100 g), mens de andre tre lå nær median-verdien for alle hunner. Årsaken til at noen enkeltfisk hadde høye verdier er uklar, men det er mulig at de var tidlig kjønnsmodne. Det ble ikke notert at disse individene hadde spesielt velutviklede gonader.

Det var signifikant høyere konsentrasjoner av Vg i plasma til ørret fra Hunnselva og Merkedamselva sammenlignet med ørret fra Breisjøen når både hunner og hanner ble tatt med i analysen. Nivåene av plasma vitellogenin i alle disse ørretene var imidlertid lave og tyder ikke på at det er betydelig påvirkning fra østrogen-lignende stoffer i vannet i disse to områdene.

5.3 Ble de opprinnelige spørsmålene besvart?

Spørsmålene som en ønsket å besvare var:

1. Er miljø-østrogener et problem i ferskvann i Norge?
2. Hva er viktige kilder til miljø-østrogener i ferskvann?

Det ble ikke funnet en vesentlig respons i plasma Vg hos ørret i noen av områdene. Ørret ble utplassert i tilknytning til avløp fra kloakkrenseanlegg (RA2, Nitelva), i et område med avrenning fra

industriaktiviteter (Mjøsa), i et område som drenerer jordbruksaktivitet (Merkedamselva), i et område nedstrøms treforedlingsindustri (Ådalelva) og i en elv med tilførsler fra ulike aktiviteter (Hunnselva). Det var ikke responser på noen av disse lokalitetene med mulig forbehold for villfisken som ble nevnt ovenfor.

Undersøkelser i andre land peker på kloakkrensaneanlegg som viktige kilder til miljø-østrogener, det være seg naturlige alkylfenoler (White et al., 1994), østradiol (Harries et al., 1997) eller etinyløstradiol (Larsson et al., 1998). Tidligere undersøkelser i Norge tyder også på at det kan være miljø-østrogener i avløpsvann fra kloakkrensaneanlegg (Hylland & Braaten, 1996). Det er imidlertid klare tegn til at effektene av slike stoffer fortar seg raskt med fortykning av avløpsvannet. De tidlige undersøkelsene i England tydet på at alle effekter var borte allerede ved 25% fortykning av avløpsvann (Harries et al., 1995). Det er få områder i Norge der en har så høy andel avløp fra kloakk i en elv eller innsjø.

Resultatene som er funnet her tyder på at svaret på spørsmål (1) er "nei". Det er imidlertid noen forhold som gjør at en ikke kan utelukke effekter i andre områder eller til andre tider på året. Under eksponeringsperioden ble det kraftig nedbør. Dette førte til ekstra stor fortykning av eventuelle miljø-østrogener i vannet. Det kan derfor ikke utelukkes at det kan være påvirkning under andre hydrologiske forhold med mindre vannføring, selv om det er sannsynlig at en ville ha sett tegn til forhøyde nivåer i det minste i noen områder. Delvis som et resultat av den økte vannføringen sank også temperaturen i vannet på alle lokalitetene. Som nevnt ovenfor, kan dette temperaturfallet være en av årsakene til at konsentrasjonene av plasma Vg sank hos ørret holdt i noen av områdene.

Resultatene i denne undersøkelsen kan ikke gi et klart svar på spørsmål (2), men resultatene tyder på at ingen av de angitte kildene gir betydelige belastninger i disse vassdragene. Det kan ikke utelukkes at det kan finnes effekter av miljø-østrogener i vassdrag der avløp fra rensaneanlegg eller industri utgjør en betydelig andel av total vannstrøm. Det er imidlertid ikke usannsynlig at en slike steder også vil finne andre effekter på helsen til fisk.

6. Konklusjoner

1. Resultatene peker i retning av at miljø-østrogener ikke er et betydelig problem i ferskvann i Norge.
2. Resultatene fra undersøkelsene viser at det ikke var vesentlige konsentrasjoner av miljø-østrogener tilstede i vannet på de utvalgte lokalitetene i eksponeringsperioden.
3. Det var høyere konsentrasjoner av plasma vitellogenin i fire villfisk (hunner), men det er uklart om dette skyldtes at disse individene var i tidlig kjønnsmodning eller om det høye nivået skyldtes tilstedeværelsen av miljø-østrogener.
4. Det var mye nedbør i eksponeringsperioden, noe som vil gi økt fortykning av eventuelle miljø-østrogener. Det kan derfor ikke utelukkes at det kan være høyere nivåer av miljø-østrogener i disse områdene i andre tider på året.
5. All fisk som ble satt ut i Litlevatn (Ålesund) døde, men det er uklart om dette skyldtes giftighet fra et tidligere utslipp av ftalater eller andre forhold, som oksygenmangel.

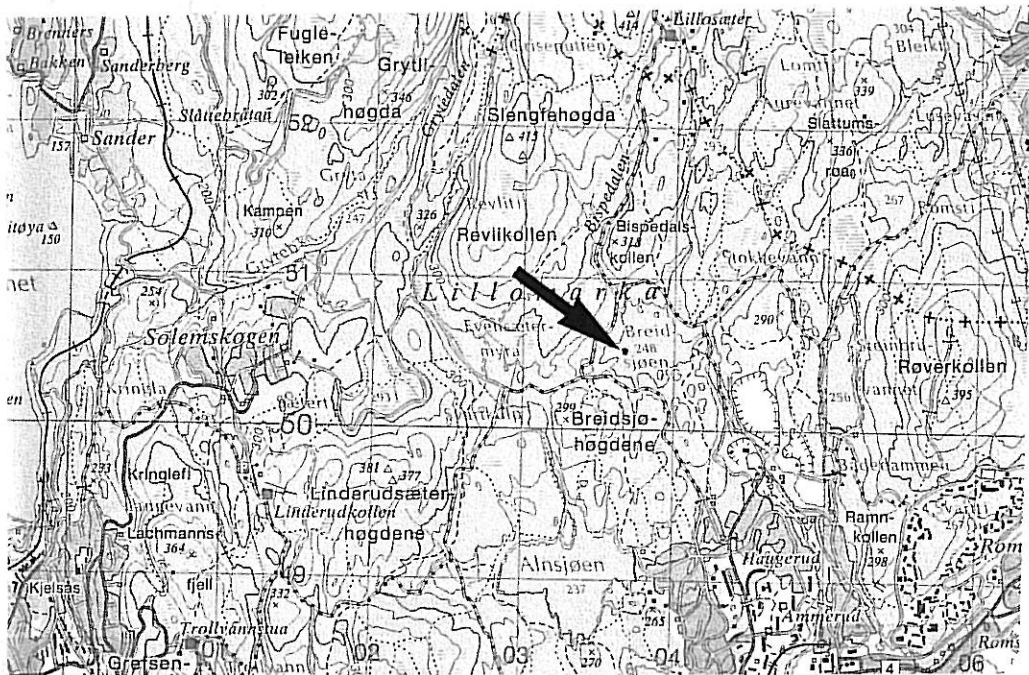
7. Referanser

- Arukwe, A. and Goksøyr, A. (1998) Xenobiotics, xenoestrogens and reproduction disturbances in fish. *Sarsia* **83**, 225-241.
- Berge, D, Fjeld, E. og Holtan, G. 1995. Massestrømsbalanse for miljøgifter i et nedbørsområde. Forprosjekt. NIVA, rapport 3288. 44 s.
- Bratli, J. L., Berge, D., Lindstrøm, E.-A., Bækken, T. og Kjellberg, G. 1988. Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden i 1997 ved Norske Skogindustrier ASA – Follum. NIVA, rapport 3872. 53 s.
- Draper, N.R. and Smith, H. (1981) *Applied regression analysis*, 2 edn. New York: John Wiley & Sons.
- Dunnett, C.W. (1955) A multiple comparison procedure for comparing several treatments with a control. *J.Am.Stat.Ass.* **50**, 1096-1121.
- Harries, J.E., Jobling, S., Matthiessen, P., Sheahan, D.A. and Sumpter, J.P. (1995) Effects of trace organics on fish - phase 2. FR/D 0022, pp.1-85. Marlow: Foundation for Water Research.
- Harries, J.E., Sheahan, D., Jobling, S., Matthiessen, P., Neall, P., Sumpter, J.P., Tylor, T. and Zaman, N. (1997) Estrogenic activity in five United Kingdom rivers detected by measurement of vitellogenesis in caged rainbow trout. *Environ.Toxicol.Chem.* **16**, 534-542.
- Harries, J.E., Sheahan, D.A., Jobling, S., Matthiessen, P., Neall, P., Routledge, E.J., Rycroft, R., Sumpter, J.P. and Tylor, T. (1996) A survey of estrogenic activity in United Kingdom inland waters. *Environ.Toxicol.Chem.* **11**, 1993-2002.
- Hylland, K., Braaten, B. (1996) Kartlegging av mulige østrogenlignende effekter i miljøet i Norge. a) biologiske effekter. NIVA-rapport 3422-96, 44 s.
- Hylland, K., Berge, J.A., Goksøyr, A., Pettersen, O., Sætre, T., Efraimsen, H. (1998) Effekter av østrogen-lignende stoffer i norske kystfarvann. NIVA-rapport 3668, 71 s.
- Høyås, T. R., Vagstad, N., Bechman, M., og Eggestad, H. O. 1997. Nitrogen budget in the River Auli catchment: a catchment dominated by agriculture, in Southeastern Norway. *Ambio* **26**: 289–295.
- Jobling, S. and Sumpter, J.P. (1993) Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: an in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquat.Toxicol.* **27**, 361-372.
- Larsson, D.G.J., Adolfsson-Erici, M., Parkkonen, J., Pettersson, M., Berg, A.H., Olsson, P.-E. and Förlin, L. (1998) Ethinylestradiol - an undesired fish contraceptive? *Aquat.Toxicol.* (In Press)
- Paulsrud, B. P., Bratli, J. L., Skramhaug, T. og Storhaug, R. 1997. Helhetlig avløpsløsning for nedre Romerike. Skisseprosjekt. Aquateam, rapport 97-179. 54 s. + 3 vedl.
- Rike, A.G., Lundanes, E., Knutsen, F.R., Eek, E. (1997) A pilot study of transport, degradation and biological effects of the phthalates DEHP and BBP. A case study from an accidental spill at Dynoplast, Norway, phase I. NGI-report 528042-1, 46 s.
- Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. (1981) *Biometry*, 2 edn. New York: W.H. Freeman & Co.
- Sumpter, J.P. (1995) Feminized responses in fish to environmental estrogens. *Toxicol.Lett.* **82-83**:737-42, 737-742.
- Sumpter, J.P. and Jobling, S. (1995) Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment. *Environ.Health Perspect.* **103 (Suppl. 7)**, 173-178.

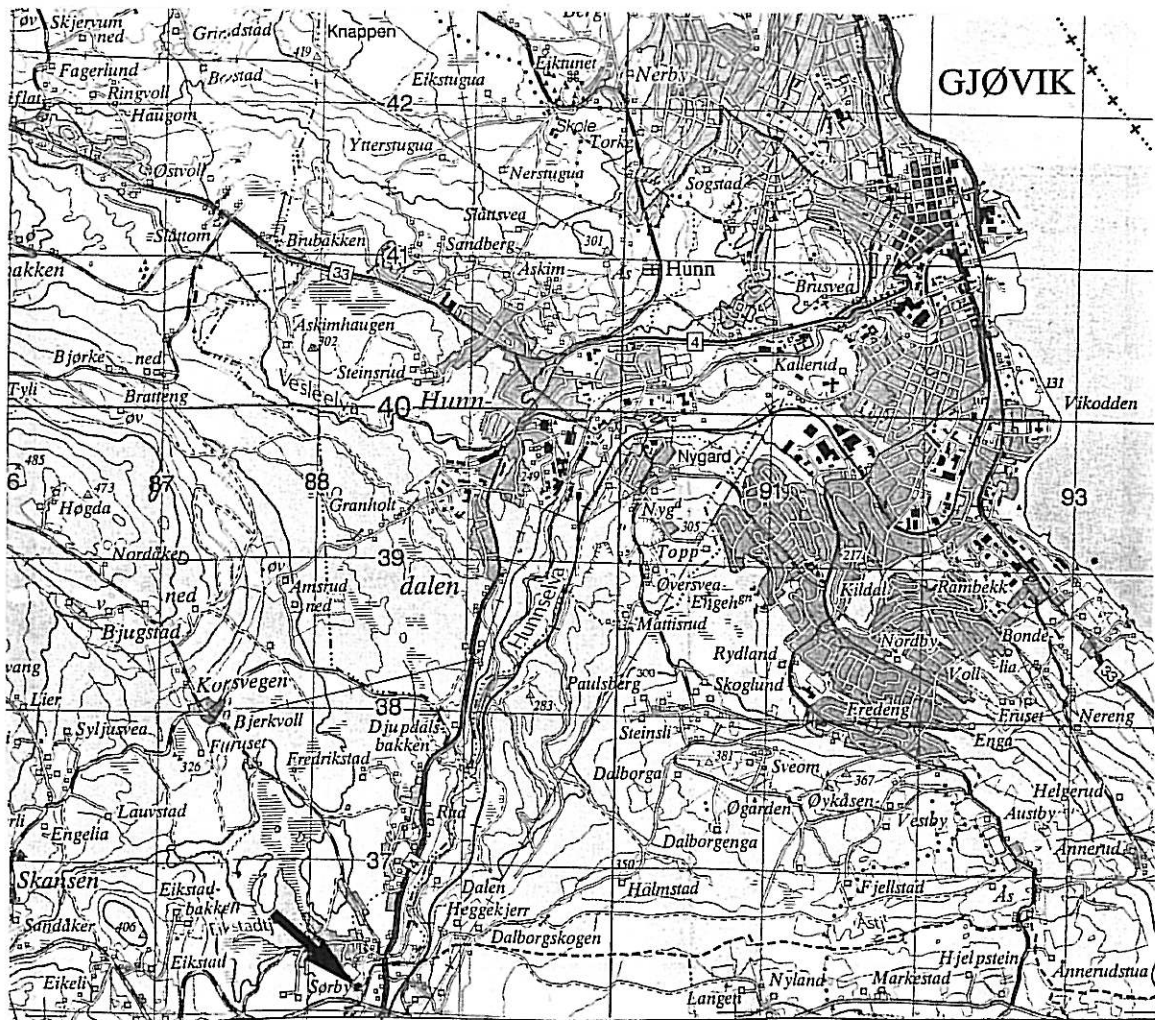
White, R., Jobling, S., Hoare, S.A., Sumpter, J.P. and Parker, M.G. (1994) Environmentally persistent alkylphenolic compounds are estrogenic. *Endocrinol.* **135**, 175-182.

Vedlegg A. Stasjonsangivelse

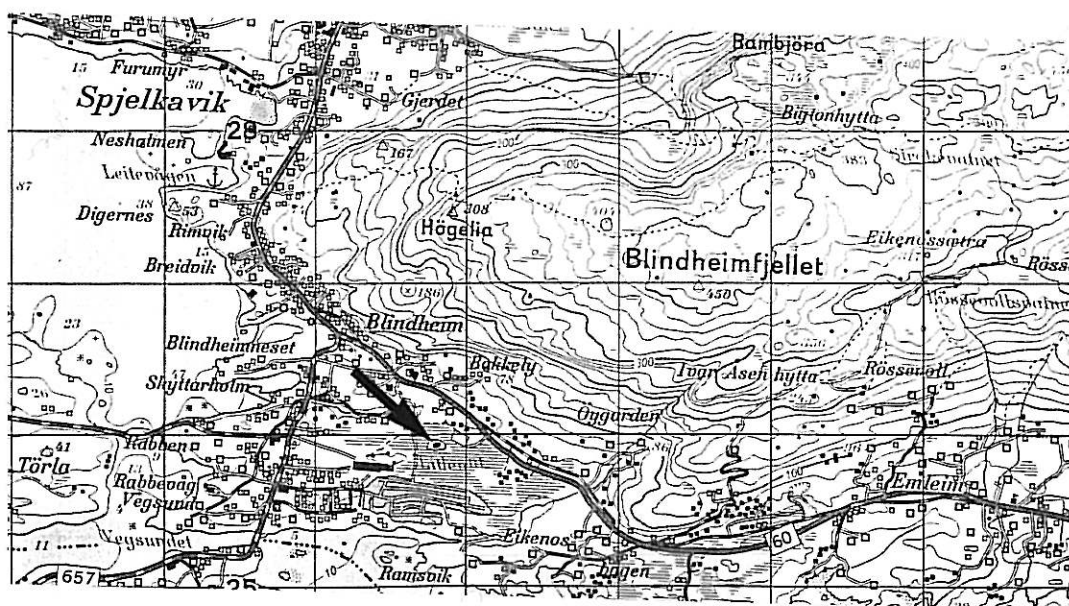
Breisjøen, kartutsnitt fra Statens Kartverk, Topografisk hovedserie – M 711 (1991), Norge 1:50 000. Kartblad 1914 IV, Oslo. Pil viser punkt der bur ble satt ut og villfisk samlet.



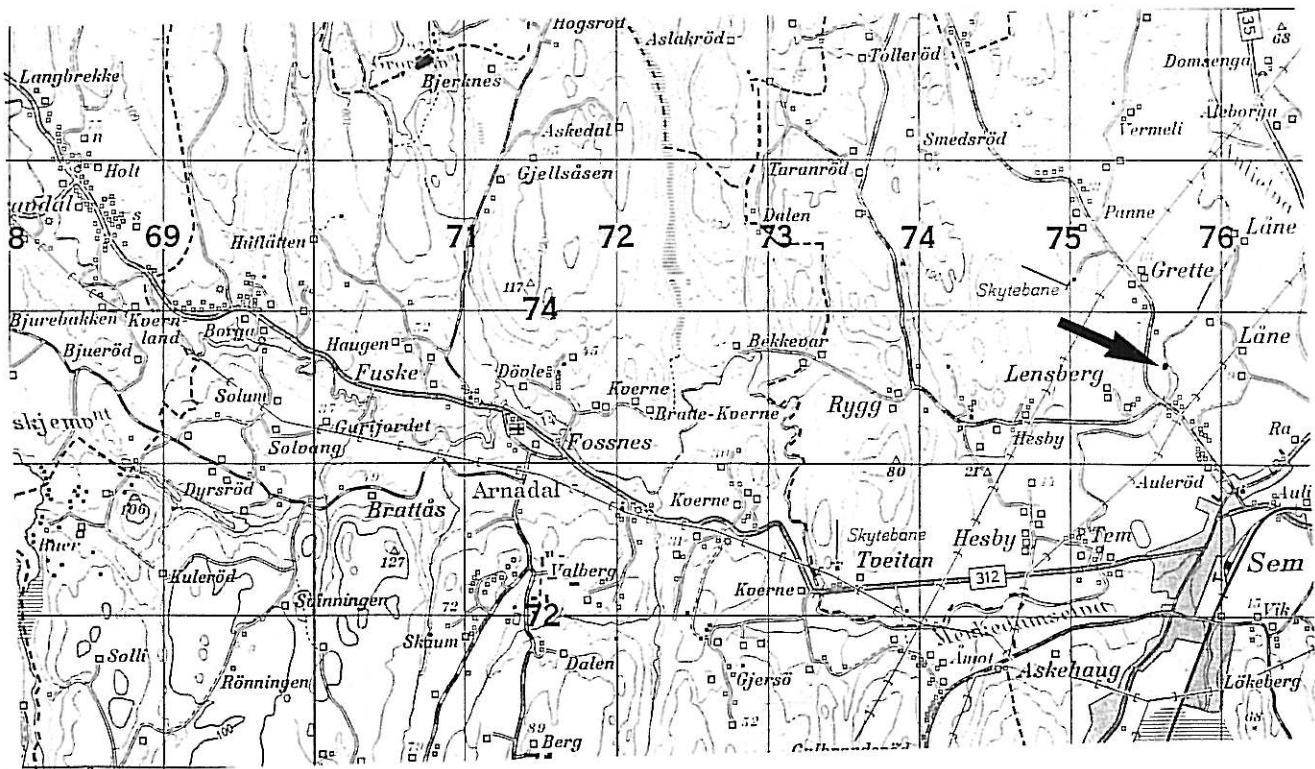
Hunnselva, kartutsnitt fra Statens Kartverk, Topografisk hovedserie – M 711 (1991), Norge 1:50 000; Kartblad 1816 I, Gjøvik. Pil viser punkt der bur ble satt ut og villfisk samlet.



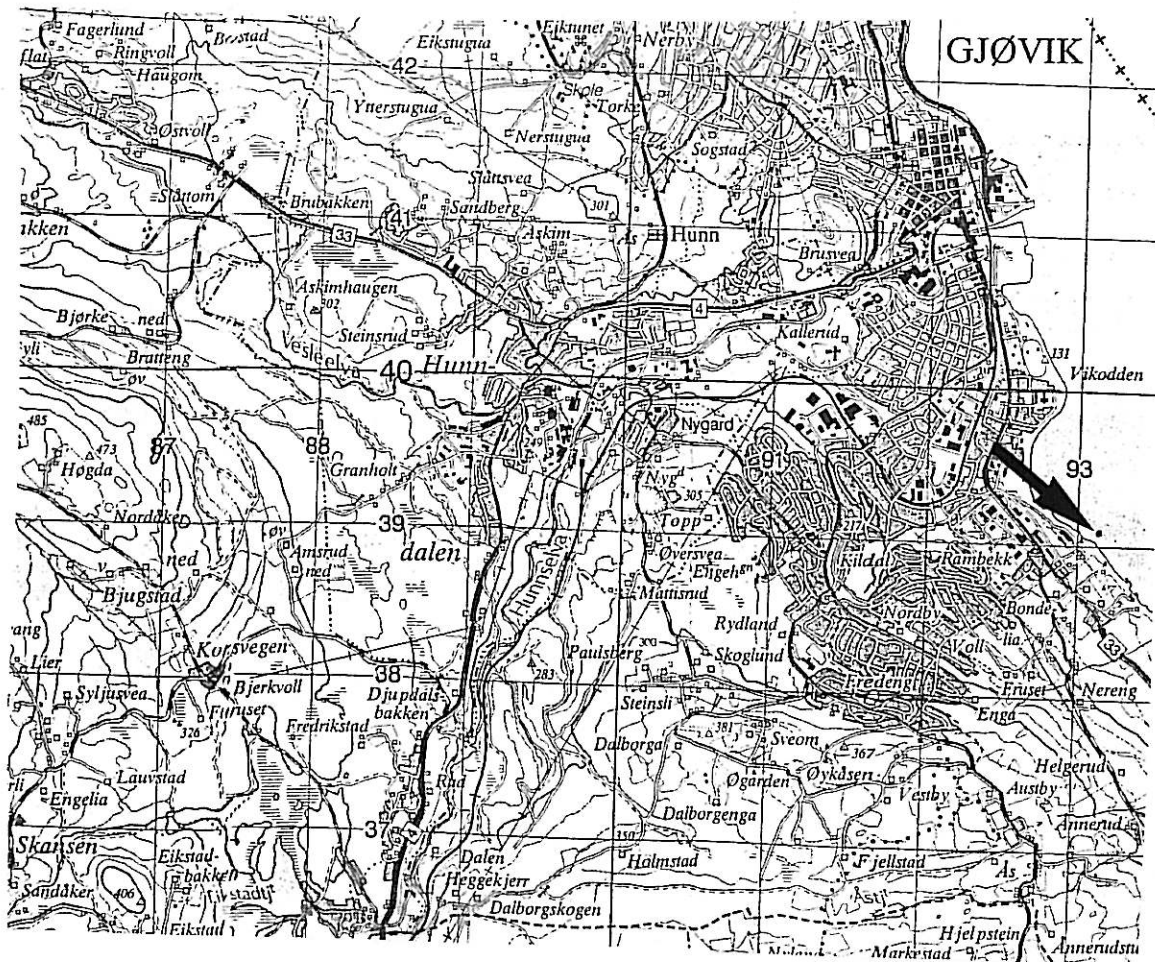
Litlevatn, kartutsnitt fra Statens Kartverk, Topografisk hovedserie – M 711 (1991), Norge 1:50 000; Kartblad 1219 IV, Sykkylven. Pil viser punkt der bur ble satt ut.



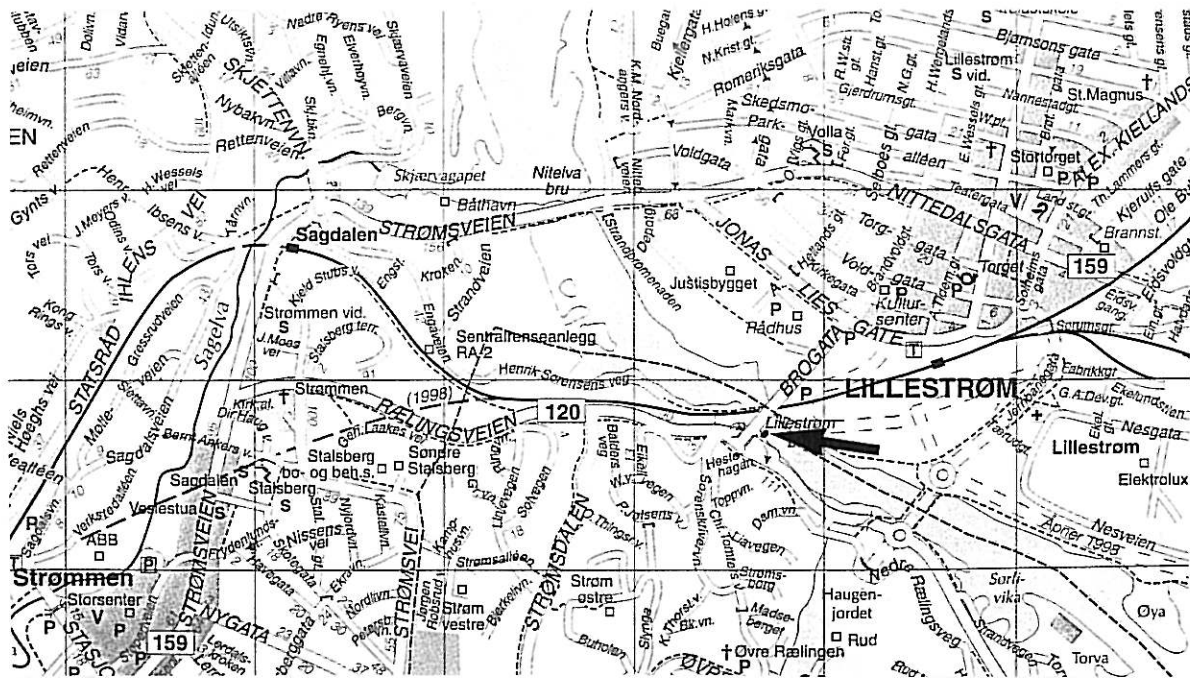
Merkedamselva, kartutsnitt fra Statens Kartverk, Topografisk hovedserie – M 711 (1991), Norge
 1:50 000; Kartblad 1813 IV, Holmestrand. Pil viser punkt der bur ble satt ut og villfisk samlet.



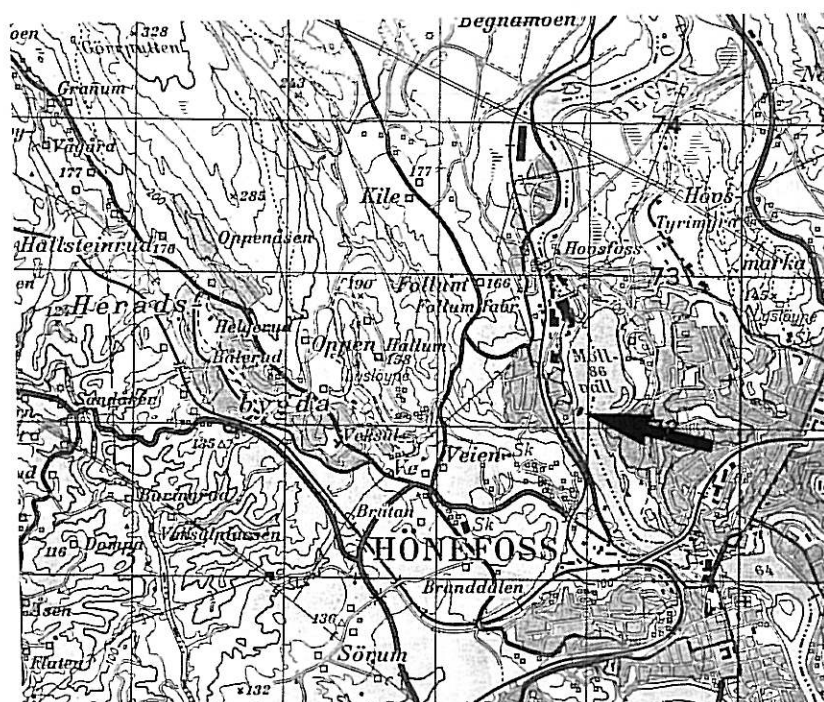
Mjøsa, kartutsnitt fra Statens Kartverk, Topografisk hovedserie – M 711 (1991), Norge 1:50 000; Kartblad 1816 I, Gjøvik. Pil viser punkt der bur ble satt ut.



Nitelva, kartutsnitt fra Cappelens kart 70, Oslo Kartboka 1998 – Drammen-Follo-Romerike, s. 38, 1:20 000. Pil viser punkt der bur ble satt ut.



Ådalselva, kartutsnitt fra Statens Kartverk, Topografisk hovedserie – M 711 (1991), Norge 1:50 000; Kartblad 1815 III, Hønefoss. Pil viser punkt der bur ble satt ut.



Vedlegg B. Data for fisk holdt i bur

Merk at totalantallet analyserte prøver er noe mindre enn antallet prøvetatt fisk grunnet tap av enkelte prøver i opparbeiding og analysering.

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	
Breisjøen	05.okt	1,61		55,5		
Breisjøen	05.okt	1,51		35,0		
Breisjøen	05.okt	1,79		51,5		
Breisjøen	05.okt	0,53		38,2		
Breisjøen	05.okt	2,08		29,6		
Breisjøen	05.okt	3,58		23,2		
Breisjøen	05.okt	3,51		36,6		
Breisjøen	05.okt	0,92		37,5		
Breisjøen	05.okt	1,84		45,9		
Breisjøen	05.okt	2,94		49,0		
Breisjøen	05.okt	1,14		32,7		
Breisjøen	05.okt	0,96		41,2		
Breisjøen	05.okt	2,89		31,9		
Breisjøen	05.okt	5,00		31,6		
Breisjøen	05.okt	3,06		23,9		
Breisjøen	05.okt	3,47		56,8		
Breisjøen	05.okt	4,40		38,1		
Breisjøen	05.okt	2,84		57,1		
Breisjøen	05.okt	2,73		22,6		
Breisjøen	19.okt	1,76		53,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,18		53,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	3,66		55,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	0,60		36,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,11		49,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	3,13		44,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	1,07		37,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	1,29		36,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,24		30,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	0,98		36,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	0,68		36,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	1,66		33,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	3,96		30,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	8,65		21,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	0,54		23,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,89		30,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	1,61		33,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,74		20,0	Hunn	
stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	kondisjon
Hunselva	08.okt	2,00		45,9		
Hunselva	08.okt	1,81		41,6		
Hunselva	08.okt	2,64		24,8		
Hunselva	08.okt	1,78		43,7		

Hunselva	08.okt	2,00		45,4		
Hunselva	08.okt	3,25		33,0		
Hunselva	08.okt	2,55		33,4		
Hunselva	08.okt	2,28		36,9		
Hunselva	08.okt	2,50		34,7		
Hunselva	08.okt	3,80		51,3		
Hunselva	08.okt	1,92		34,7		
Hunselva	08.okt	5,08		60,7		
Hunselva	08.okt	3,57		20,8		
Hunselva	08.okt	3,46		19,8		
Hunselva	08.okt	1,88		17,7		
Hunselva	08.okt	1,67		42,2		
Hunselva	08.okt	1,85		56,2		
Hunselva	20.okt	0,55	13,0	20,7	Hunn	0,94
Hunselva	20.okt	2,21	15,0	35,2	Hunn	1,04
Hunselva	20.okt	1,41	16,5	45,7	Hann	1,02
Hunselva	20.okt	2,91	18,0	54,7	Hunn	0,94
Hunselva	20.okt	4,79	16,5	42,6	Hunn	0,95
Hunselva	20.okt	1,33	15,5	38,5	Hann	1,03
Hunselva	20.okt	2,25	18,0	60,1	Hunn	1,03
Hunselva	20.okt	1,51	13,0	21,5	Hann	0,98
Hunselva	20.okt	2,44	17,0	44,7	Hunn	0,91
Hunselva	20.okt	1,15	16,0	34,3	Hann	0,84
Hunselva	20.okt	1,86	15,5	36,0	Hunn	0,97
Hunselva	20.okt	0,31	16,5	41,3	Hann	0,92
Hunselva	20.okt	0,22	17,5	48,0	Hann	0,90
Hunselva	20.okt	2,35	13,0	18,6	Hunn	0,85
Hunselva	20.okt	2,79	14,5	29,5	Hann	0,97
Hunselva	20.okt	3,23	13,5	23,6	Hann	0,96
Hunselva	20.okt	0,59	12,5	17,1	Hann	0,88
Hunselva	20.okt	0,74	16,5	45,1	Hunn	1,00
Hunselva	20.okt	0,61	15,5	36,7	Hann	0,99

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)
Litlevatn	06.okt	0,77		51,9
Litlevatn	06.okt	1,25		25,0
Litlevatn	06.okt	0,97		40,8
Litlevatn	06.okt	0,66		32,9
Litlevatn	06.okt	1,27		34,5
Litlevatn	06.okt	1,66		47,8
Litlevatn	06.okt	0,99		30,4
Litlevatn	06.okt	1,88		37,4
Litlevatn	06.okt	3,31		37,4
Litlevatn	06.okt	4,57		40,8
Litlevatn	06.okt	1,68		43,8
Litlevatn	06.okt	4,92		52,3
Litlevatn	06.okt	2,96		30,8
Litlevatn	06.okt	0,84		31,4
Litlevatn	06.okt	3,34		39,0
Litlevatn	06.okt	1,02		35,1
Litlevatn	06.okt	3,95		29,8
Litlevatn	06.okt	1,08		37,2

Litlevatn	06.okt	0,82	21,0
Litlevatn	06.okt	2,39	44,9

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	kondisjon
Merkedamselva	12.okt	3,80		43,5		
Merkedamselva	12.okt	2,26		47,5		
Merkedamselva	12.okt	1,12		42,5		
Merkedamselva	12.okt	3,09		51,2		
Merkedamselva	12.okt	3,75		30,7		
Merkedamselva	12.okt	2,08		44,0		
Merkedamselva	12.okt	1,39		28,4		
Merkedamselva	12.okt	4,10		35,0		
Merkedamselva	12.okt	2,28		25,5		
Merkedamselva	12.okt	3,94		41,6		
Merkedamselva	12.okt	2,17		38,7		
Merkedamselva	12.okt	1,21		36,2		
Merkedamselva	12.okt	1,44		33,9		
Merkedamselva	12.okt	1,15		32,2		
Merkedamselva	12.okt	7,54		31,5		
Merkedamselva	12.okt	1,83		28,8		
Merkedamselva	12.okt	2,49		28,3		
Merkedamselva	12.okt	1,73		48,6		
Merkedamselva	12.okt	4,57		30,5		
Merkedamselva	26.okt	0,83	16,5	36,7	Hunn	0,82
Merkedamselva	26.okt	2,48	16,5	36,4	Hunn	0,81
Merkedamselva	26.okt	1,28	15,5	36,2	Hann	0,97
Merkedamselva	26.okt	2,06	14,0	25,3	Hann	0,92
Merkedamselva	26.okt	0,30	17,5	50,0	Hann	0,93
Merkedamselva	28.okt	1,60	19,0	50,0	Hunn	0,73
Merkedamselva	28.okt	1,31	16,5	36,7	Hann	0,82
Merkedamselva	28.okt	0,60	16,5	39,8	Hann	0,89
Merkedamselva	26.okt	3,45	16,5	37,8	Hunn	0,84
Merkedamselva	26.okt	1,66	16,5	36,6	Hunn	0,81
Merkedamselva	28.okt	0,32	15,5	33,9	Hunn	0,91

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	kondisjon
Mjøsa	08.okt	1,80		63		
Mjøsa	08.okt	3,24		40		
Mjøsa	08.okt	1,48		45		
Mjøsa	08.okt	2,18		30		
Mjøsa	08.okt	3,36		37		
Mjøsa	08.okt	3,21		36		
Mjøsa	08.okt	0,30		41		
Mjøsa	08.okt	3,82		36		
Mjøsa	08.okt	4,42		34		
Mjøsa	08.okt	2,08		31		
Mjøsa	08.okt	4,72		39		
Mjøsa	08.okt	3,20		35		
Mjøsa	08.okt	2,73		34		
Mjøsa	08.okt	1,99		37		

Mjøsa	08.okt	1,42		38		
Mjøsa	08.okt	1,77		27		
Mjøsa	08.okt	1,27		30		
Mjøsa	08.okt	0,96		26		
Mjøsa	08.okt	1,14		24		
Mjøsa	22.okt	5,23	15,5	36	Hunn	0,96
Mjøsa	22.okt	0,23	14,0	32	Hann	1,15
Mjøsa	22.okt	1,96	14,0	26	Hunn	0,93
Mjøsa	22.okt	1,01	14,5	26	Hann	0,86
Mjøsa	22.okt	1,13	16,5	39	Hunn	0,87
Mjøsa	22.okt	0,57	16,0	40	Hann	0,96
Mjøsa	22.okt	0,37	14,0	26	Hunn	0,94
Mjøsa	22.okt	1,05	16,0	37	Hann	0,89
Mjøsa	22.okt	1,75	17,0	45	Hunn	0,91
Mjøsa	22.okt	1,41	15,5	36	Hann	0,97
Mjøsa	22.okt	2,45	16,5	41	Hunn	0,91
Mjøsa	22.okt	1,90	16,0	37	Hunn	0,90
Mjøsa	22.okt	0,51	16,0	33	Hann	0,81
Mjøsa	22.okt	1,20	15,5	36	Hunn	0,97
Mjøsa	22.okt	4,97	16,0	36	Hann	0,87
Mjøsa	22.okt	0,67	14,0	28	Hann	1,02
Mjøsa	22.okt	1,88	15,0	30	Hann	0,90
Mjøsa	22.okt	2,28	15,0	30	Hann	0,89
Mjøsa	22.okt	0,40	16,5	38	Hann	0,85
Mjøsa	22.okt	0,52	15,5	34	Hann	0,92

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	kondisjor
Nitelva	08.okt	1,52		43,0		
Nitelva	08.okt	0,41		29,0		
Nitelva	08.okt	2,05		41,2		
Nitelva	08.okt	0,89		21,5		
Nitelva	08.okt	1,27		36,0		
Nitelva	08.okt	2,66		40,0		
Nitelva	08.okt	0,47		34,1		
Nitelva	08.okt	1,16		36,5		
Nitelva	08.okt	0,38		36,8		
Nitelva	08.okt	0,46		41,3		
Nitelva	08.okt	0,79		30,6		
Nitelva	08.okt	1,13		27,1		
Nitelva	08.okt	0,79		40,0		
Nitelva	08.okt	1,12		30,8		
Nitelva	08.okt	0,74		27,5		
Nitelva	08.okt	0,75		30,4		
Nitelva	08.okt	1,34		33,5		
Nitelva	23.okt	1,33	13,5	25,4	Hann	1,03
Nitelva	23.okt	1,70	16,5	39,0	Hann	0,87
Nitelva	23.okt	1,37	15,0	27,9	Hann	0,83
Nitelva	23.okt	1,57	15,0	29,1	Hann	0,86
Nitelva	23.okt	1,38	15,5	31,8	Hunn	0,85
Nitelva	23.okt	0,97	17,0	41,7	Hann	0,85
Nitelva	23.okt	0,26	16,0	37,0	Hann	0,90

Nitelva	23.okt	2,49	14,5	26,3	Hunn	0,86
Nitelva	23.okt	0,29	13,0	20,5	Hunn	0,93
Nitelva	23.okt	0,66	15,0	30,4	Hann	0,90

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	kondisjor
Ådalselva	12.okt	4,80		54,4		
Ådalselva	12.okt	0,69		36,7		
Ådalselva	12.okt	0,59		58,9		
Ådalselva	12.okt	6,45		51,7		
Ådalselva	12.okt	1,67		31,5		
Ådalselva	12.okt	1,59		38,4		
Ådalselva	12.okt	2,41		23,1		
Ådalselva	12.okt	2,84		51,3		
Ådalselva	12.okt	2,28		40,5		
Ådalselva	12.okt	1,29		25,9		
Ådalselva	12.okt	2,28		44,2		
Ådalselva	12.okt	1,33		37,6		
Ådalselva	12.okt	2,24		41,4		
Ådalselva	12.okt	1,03		38,4		
Ådalselva	12.okt	1,56		27,7		
Ådalselva	12.okt	1,48		37,9		
Ådalselva	12.okt	1,22		39,6		
Ådalselva	12.okt	3,12		34,9		
Ådalselva	12.okt	4,55		45,5		
Ådalselva	12.okt	0,96		45,6		
Ådalselva	26.okt	3,39	14,0	31,4	Hunn	1,14
Ådalselva	26.okt	3,82	15,5	30,1	Hunn	0,81
Ådalselva	26.okt	3,93	17,5	46,1	Hunn	0,86
Ådalselva	26.okt	1,69	17,0	45,5	Hunn	0,93
Ådalselva	26.okt	1,07	16,0	39,5	Hann	0,96
Ådalselva	26.okt	1,27	16,0	37,1	Hunn	0,91
Ådalselva	26.okt	1,90	16,0	39,7	Hunn	0,97
Ådalselva	26.okt	2,36	13,0	24,0	Hann	1,09
Ådalselva	26.okt	1,86	14,5	26,8	Hann	0,88
Ådalselva	26.okt	0,92	15,0	28,9	Hann	0,86
Ådalselva	26.okt	2,35	15,5	33,5	Hann	0,90
Ådalselva	26.okt	2,29	15,5	32,7	Hann	0,88
Ådalselva	26.okt	1,67	14,5	28,4	Hann	0,93
Ådalselva	26.okt	4,60	16,5	42,1	Hann	0,94
Ådalselva	26.okt	0,67	15,5	32,3	Hann	0,87
Ådalselva	26.okt	2,27	14,0	26,2	Hann	0,95
Ådalselva	26.okt	1,03	15,0	28,4	Hann	0,84
Ådalselva	26.okt	1,77	16,5	43,5	Hann	0,97
Ådalselva	26.okt	2,19	14,5	26,4	Hann	0,87

Vedlegg C. Data for villfisk

stasjon	dato	Vg (ng/mL)	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn	kondisjon
Breisjøen	19.okt	6,35		27,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,19		14,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	0,96		11,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	1,73		16,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	9,52		21,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	0,73		11,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	1,17		23,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	0,55		17,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	0,36		17,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	3,39		35,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,41		10,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	1,22		18,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	2,04		7,0	Hann	
Breisjøen	19.okt	2,70		7,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	2,72		7,0	Hunn	
Breisjøen	19.okt	1,88		9,0	Hunn	
Hunselva	20.okt	8,48	8	4,7	Hann	0,92
Hunselva	20.okt	5,94	7	3,6	Hann	1,05
Hunselva	20.okt	2,93	13,5	26,0	Hann	1,06
Hunselva	20.okt	8,11	8,5	5,4	Hann	0,88
Hunselva	20.okt	18858,00	21	90,7	Hunn	0,98
Hunselva	20.okt	3,68	19	64,5	Hann	0,94
Hunselva	20.okt	2,21	23	134,7	Hann	1,11
Hunselva	20.okt	4,75	21,5	97,1	Hann	0,98
Hunselva	20.okt	352,20	18	53,7	Hunn	0,92
Merkedamselva	26.okt	23764,00	21,5	35,2	Hunn	0,35
Merkedamselva	26.okt	1,42	16,5	43,1	Hann	0,96
Merkedamselva	26.okt	22,75	12,8	20,0	Hann	0,95
Merkedamselva	26.okt	3,80	22,4	97,8	Hunn	0,87
Merkedamselva	26.okt	2,29	15	30,6	Hunn	0,91
Merkedamselva	26.okt	1,50	17,8	51,9	Hunn	0,92
Merkedamselva	26.okt	3,61	15,8	38,0	Hann	0,96
Merkedamselva	26.okt	3,27	13,9	25,3	Hunn	0,94
Merkedamselva	26.okt	3,48	13,9	26,4	Hann	0,98
Merkedamselva	26.okt	7829,00	21,8	100,3	Hunn	0,97
Merkedamselva	26.okt	3,95	18,2	47,4	Hunn	0,79
Merkedamselva	26.okt	2,50	16	37,5	Hunn	0,92
Merkedamselva	26.okt	3,90	14,3	28,8	Hann	0,98
Merkedamselva	26.okt	4,31	12,8	18,9	Hann	0,90
Merkedamselva	26.okt	6,46	13	19,2	Hann	0,87
Merkedamselva	26.okt	3,72	13	20,6	Hunn	0,94
Merkedamselva	26.okt	6,08	12	16,5	Hunn	0,95
Merkedamselva	26.okt	5,44	11	12,9	Hunn	0,97
Merkedamselva	26.okt	2,94	10,6	10,5	Hunn	0,88
Merkedamselva	26.okt	10,54	9,4	8,3	Hunn	1,00