

LF I

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE

Rapport 197- 2000

ISSN 0333 - 161x

GĒNETISKE VARIASJONER OG  
POPULASJONSSTRUKTUR TIL ØRRET  
I MØSVATN, TELEMARĀ

Jan Heggenes, Knut H. Røed,  
Bjørn Høyheim og Line Rosef



ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO

**Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI),  
Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, Sarsgt. 1, 0562 Oslo.**

**Tlf. 22 85 17 60.**

**Telefax 22 85 18 37.**

<http://www.toyen.uio.no/zoomus/lfi/index.html>

Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble opprettet i 1969 etter en overenskomst mellom Universitetet i Oslo og Vassdragsregulantenens Forening (V.R.). Tilsvarende laboratorier ble opprettet i Bergen og Trondheim.

Laboratoriet skal drive oppdragsforskning på fagområdet ferskvannsekologi, og har spesiell kompetanse på bunndyr og fisk (laks, ørret, sik, abborfisk og karpefisk ).

For tiden har laboratoriet oppdrag i forbindelse med:

- Vassdragsreguleringer
- Vassdragsskjønn
- Eutrofiering
- Vassdragsovervåking
- Biotopforbedring
- Fiskeforsterkning

Lønn og drift dekkes av de enkelte oppdragsgivere. Arbeidsgiver er Universitetet i Oslo.

LFI-Oslo har idag følgende personale:

Forskere:	cand.real. Åge Brabrand dr.philos John E. Brittain cand. scient. Trond Bremnes
Professor II	dr.philos Jan Heggenes
1.amanuensis:	cand.real. Svein Jakob Saltveit (leder)
Avdelingsingeniør:	cand. mag. Zofia Dzikowska
Avdelingsingeniør:	Henning Pavels
Avdelingsingeniør:	Finn Smedstad

Utover laboratoriets faste stab dekkes øvrige tjenester av engasjert personale, eller ved kontakt med annet personale ved Universitetet i Oslo.

Resultater fra undersøkelsene presenteres i egen rapportserie. Forespørsler om rapporter rettes direkte til laboratoriet. Sitat av resultater er ønskelig dersom rapporten refereres. Anvendelse av primærdata til videre publisering ansees som begrenset, og kan eventuelt bare gjøres etter avtale med laboratoriet.

# GENETISK VARIASJON OG POPULASJONS- STRUKTUR TIL ØRRET I MØSVATN, TELEMAR

JAN HEGGENES, KNUT H. RØED, BJØRN HØYHEIM og LINE ROSEF


LABORATORIUM FOR FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE  
(LFI), ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO, SARSGT. 1,  
0562 OSLO.

## FORORD

Det er gitt tre reguleringskonsesjoner for Møsvatn, i 1903, 1908 og 1942. Konsesjonene fra 1903 og 1908 er tidsubegrensede og omfatter et reguleringsintervall på 14,5 m (HRV: kote 914,5 og LRV: kote 900,0). Konsesjonen fra 1942 omfatter en ytterligere regulering på 4 m ved oppdemming, slik at Møsvatns samlede reguleringsintervall er 18,5 m (HRV: kote 918,5 og LRV: kote 900,0). Konsesjonen fra 1942 er tidsbegrenset til 60 år og løper ut i 2002.

Øst-Telemarkens Brukseierforening (ØTB) vil fremme søknad om ny reguleringskonsesjon for Møsvatn med sikte på å videreføre reguleringen etter 1942-konsesjonen. Som et ledd i arbeidet med denne søknaden, er det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Måna og Møsvatn. Etter avtale er disse undersøkelsene gjennomført av Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo. Regulering av Møsvatn siden 1903 har ført til at ørretbestanden har fått endret sine rekrutterings- og levetilstander. Som et kompensasjonstiltak er det siden 1959 satt ut ørret i Møsvatn. Ved søknad om fornyet konsesjon er en vurdering av effektene av dette tiltaket i forhold til naturlige populasjoner og bestandsforhold, viktig. I 1997 ble det igangsatt undersøkelser av ørretbestanden og nåværende levetilstander i Møsvatn. Undersøkelse av genetiske forhold for ørreten i Møsvatn rapporteres her. Forfatterne er ansvarlige for opplegg og gjennomføring av feltarbeid. Andre fiskebiologiske konsekvenser beskrives i en egen rapport.

Oslo, 1 august 2000

  
Jan Heggenes og Knut Røed  
(sign)

## INNHOLD

	s.
SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	4
OMRÅDEBESKRIVELSE	5
METODER OG MATERIALE	8
Feltinnsamling	8
Isolering av DNA	8
Mikrosatelitt DNA analyser	8
Data bearbeiding	8
RESULTATER	9
DISKUSJON	14
Forskjeller mellom populasjoner	14
Genetisk betydning av utsettinger	15
KONKLUSJONER	17
LITTERATUR	17

## SAMMENDRAG

Heggenes, J., Røed, K.H., Høyem, B. og Rosef, L. 2000. Genetisk variasjon og populasjonsstruktur til ørret i Møsvatn, Telemark. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 197: 19 s.

Vi undersøkte genetisk struktur til naturlige og utsatte bestander av ørret i Møsvatn. Siden 1959 settes det ut årlig 3500 0+ og 700 1+ Tunhovdørret. Analyse materialet var 40 ørret fra Kvenna, 40 ørret fra nedre Hondle, 18 ørret fra Skinåi, 40 ørret fra den nordlige-sentrale delen av innsjøen og 40 Tunhovdørret fra 1998-årsklassen. DNA ble isolert fra gjellevev, og prøvene analysert for variasjon i 8 ulike DNA mikrosatellitter (fragmenter/ lokus). Vi påviste klart forskjellige populasjoner i alle de undersøkte områdene, og alle viste høy genetisk variasjon. Testing av avvik fra Hardy-Weinberg likevekt indikerte ingen betydelige, pågående genetiske forandringer/utvekslinger i populasjonene. Estimer for Nei's genetiske avstander viste minst avstand mellom Møsvatn og Kvenna ( $D=0.004$ ). Avstandene mellom Møsvatn og de tre elvepopulasjonene varierte fra 0.004 til 0.029, og var betydelig mindre enn avstandene mellom de ulike bestandene i Møsvatn, og Tunhovd (0.073-0.202) som skiller seg klart ut. Kvenna bidrar mest til den naturlige rekrutteringen. Utsetting siden 1959 av et begrenset antall ørret av stamme som må antas å være tilpasset et annet lokalt miljø (Tunhovd), ser så langt ut til å ha hatt en beskjeden innvirkning på de lokale og sannsynligvis bedre lokalt tilpassede populasjonene i Møsvatn. Analyser antyder at 5-10% av ørret garnfanget i Møsvatn *kan* stamme fra Tunhovd fisk. Bidraget av utsatt fisk til produksjonen bør derfor undersøkes gjennom merking-gjenfangst forsøk. Bevaringsbiologiske hensyn tilsier at fortsatte utsettinger av ørret i Møsvatn på sikt bør gjøres med fisk av lokal stamme.

## INNLEDNING

Utsetting av anleggfskisk kan ha genetiske effekter på naturlige fiskepopulasjoner. I de relativt få undersøkelsene hvor genetiske effekter på viktige egenskaper er dokumentert, synes disse effektene å være negative. Derfor tilsier føre-var prinsippet betydelig forsiktighet med utsettinger, og særlig av fremmede stammer (Hindar et al. 1991, Heywood 1995). Vi vet imidlertid relativt lite om de økologiske årsakene til at de genetiske effekter av utsettinger varierer fra knapt merkbare til utradering av naturlige bestander (e.g. Hindar et al. 1991). Flere undersøkelser om dette er derfor nødvendig. I de få studiene som ikke har funnet genetiske effekter av utsettinger, antas at dette skyldes at utsatt fisk ikke er lokalt tilpasset. Vuorinen & Berg (1989) fant ingen effekter på lokal bestand av laks (*Salmo salar*) etter at fremmed anadrom laks ble utsatt oppstrøms naturlig lakseførende strekning. Resultatet skyldes trolig geografiske reproduktive barrierer. I et tørt område i USA, ser ikke den lokale og morfologisk forskjellig regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) ut til å bli genetisk påvirket av større utsettinger av regnbueørret fra en fremmed anleggfsstamme (Wishard et al. 1984). Lokal ørret (*Salmo trutta*) i Orb-området i Frankrike synes i liten grad å bli påvirket av utsettinger av fremmed stamme (Beaudou et al 1994). Dette var også resultatet av genetiske undersøkelser på naturlig og utsatt ørret i Tinnsjø (Heggenes et al. 1996).

Ørret, en økologisk fleksibel art (Elliott 1994), viser betydelig genetisk variasjon mellom populasjoner (e.g. Ryman 1983, Ferguson 1989, Skaala 1992, Poteaux et al. 1999). I sitt naturlige utbredelsesområde er den ofte oppdelt i lokale populasjoner. Dette blir ofte tolket som at populasjonene er stedege og spesielt godt tilpasset sitt lokale miljø sett (e.g. Carvalho

1993). I Skandinavia har ørret blitt utsatt i naturlige systemer i stort omfang. Massive utsettinger av ørret fra anlegg skal ha redusert den genetiske variasjonen til naturlige populasjoner i Sverige (Ryman 1981). I Norge har vi liten oversikt over dette annet enn i enkelte lokale systemer, f.eks på Hardangervidda (Skaala et al. 2000). Innkryssing kan føre til uforutsigelige og negative genetiske konsekvenser, direkte eller indirekte, gjennom endringer i populasjonsstørrelse, patogener og parasitter, predasjon, konkurranse etc. (e.g. Hindar et al. 1991, Carvalho 1993). Skaala et al. (1996) rapporterte redusert reproduksjon for utsatt og hybridisert (finprikk) ørret i en elv på Vestlandet.

I en tidligere undersøkelse (Heggenes et al. 1996) fant vi at de naturlige, lokale ørretpopulasjonene i Tinnsjø var genetisk forskjellige og variable, til tross for årlig utsetting av 50 000 sommergammel ørret i 40 år. En nærliggende årsak kan være at de naturlige bestandene er lokalt tilpasset, ettersom de sannsynligvis har vært i Tinnsjø i mer enn 9000 år. Møsvatn ligger ca. 30 km lenger opp og over 700 m høyere i det samme vassdraget, og oppstrøms naturlige fossefall, dvs. naturlige vandringshinder. Ørret må derfor ha blitt innført med menneskets hjelp, men vi vet ikke sikkert hvor lenge arten har vært der. Utsetting av ørret i Møsvatn har foregått over samme tidsrom (siden 1959) som i Tinnsjø, men i et mye mindre omfang (3500 0+ og 700 1+). Målsettingene for vår undersøkelse var derfor så langt mulig å:

- 1) identifisere antall og genetisk struktur til naturlige bestander av ørret i Møsvatn,
- 2) undersøke den genetiske betydningen av fiskeutsettingene, og
- 3) sammenligne resultatene med Tinnsjø.

## OMRÅDEBESKRIVELSE

Møsvatn ligger i Vinje og Tinn kommuner i Telemark, 900.0 - 918.5 moh., og har et alpint nedbørfelt på 1498 km<sup>2</sup> på den sentrale og sørlige Hardangervidda (Fig. 1). Møsvatn er 38 km langt, med et overflateareal på 77,8 km<sup>2</sup> ved HRV og 28,3 km<sup>2</sup> ved LRV. Totalt vannvolum på 1064 mill. m<sup>3</sup> og årlig avløp (1990-99) på 1643,2 mill m<sup>3</sup> (52,1 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>). Før oppdemmingen besto Møsvatn av flere separate vann med korte elvestrekninger imellom. Fiskesamfunnet består idag av de to vanlige artene ørret og røye (*Salvelinus alpinus*). Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) har blitt innført ved uhell i de senere år.

Møsvatn har tre hovedtilløpselver som alle er naturlige og uregulerte, og er sannsynlige rekrutteringselver for ørret (Fig. 1). Hovedtilløpselven Kvenna (middelvannføring 1998-99 47,5 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, min. 1,2 og maks. 216,6, nedbørfelt ca. 1075 m<sup>2</sup>; T.H. Gøystdal, pers. med.) som renner inn i nordenden, utgjør ca. 75 % av det totale nedbørfeltet til Møsvatn (Fig. 1), og er sannsynligvis hovedrekrutteringsområdet for ørret i Møsvatn. Et lokalt (nærings)fiske viser at det er betydelig oppgang av ørret i elva om høsten, også av storørret (K. Carm, pers. med.). På høyere vannføringer stopper oppvandring av ørret ved Argehovdfossene ca. 1,3 km oppstrøms. På lave vannføringer kan ørreten passere fossene iflg. lokalkjente. Hondle er en mindre tilløpselv som kommer inn i Møsvatn fra øst (Fig. 1). De nedre ca. 5,5 km (til Bogafjellbekken) er kjent brukt av evtuel oppvandrende gytere (R. Løberg, pers.med.). Den tredje større tilløpselven er Skinåi (ca. 0,9 km) som kommer fra Skinvatnet og renner inn i Møsvatn fra vest (Fig. 1). Utløpet fra Møsvatn er stengt med reguleringsdam, og bidrar derfor

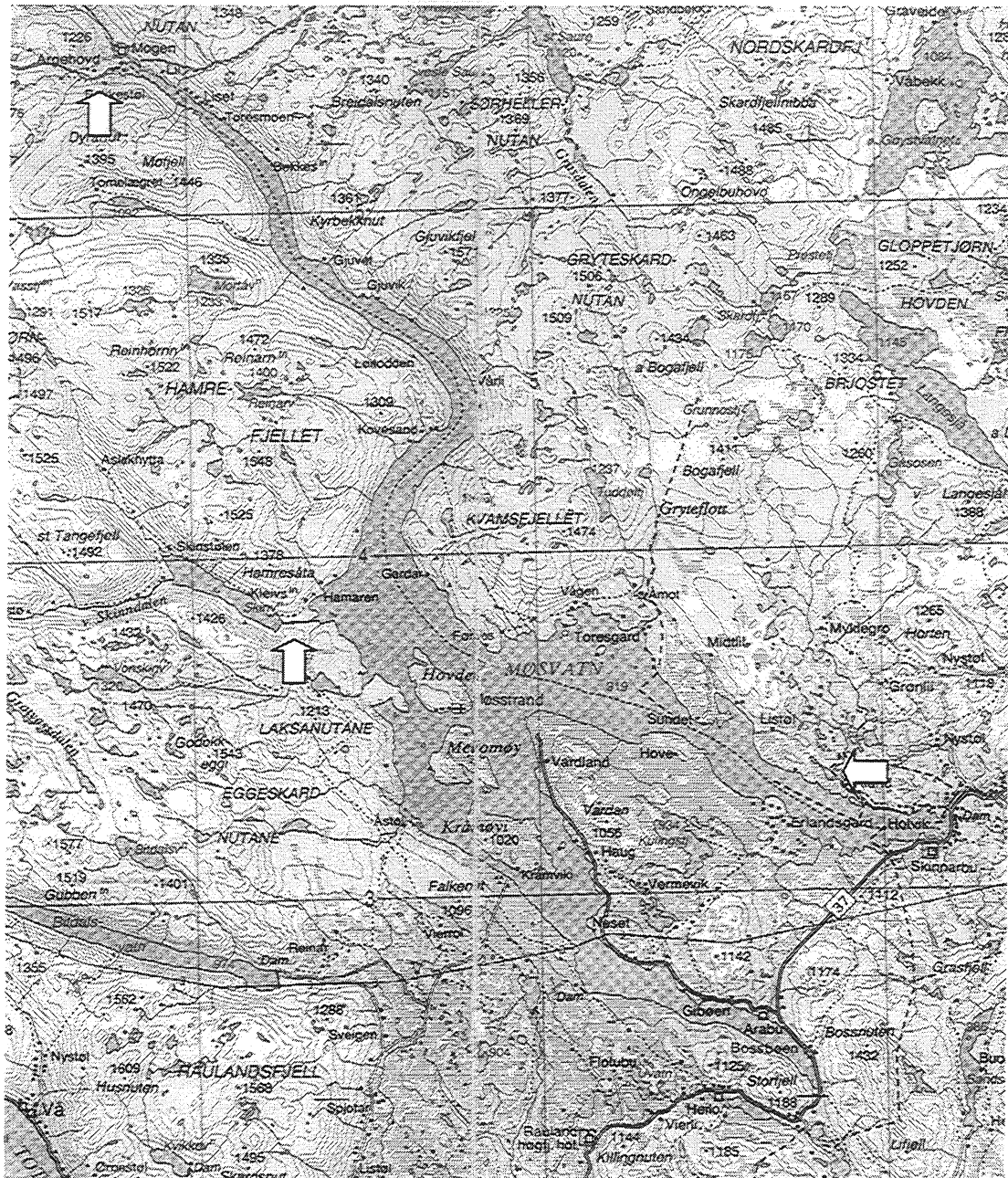


Fig. 1. Kart over Møsvatn med undersøkte lokaliteter markert med pil. M 1:200 000.



ikke med rekruttering. Det er i tillegg en rekke mindre bekker og elver som renner inn i Møsvatn, men av økonomiske grunner ble disse ikke undersøkt.

Reguleringen av Møsvatn (siden 1906) ble antatt å føre til reduserte bestander av ørret. Derfor har oppdrettsørret av kjent avstamning fra klekkeri (AL Settefisk, Raufoss) blitt utsatt hvert år siden 1959. Hver høst settes 3500 ensomrig (0+) og 700 to-somrig (1+) ørret, fra stranden og i direkte i vannet. Ørreten settes i ulike deler av Møsvatn hvert år, slik at hele innsjøen over tid dekkes av utsettinger.

En tilnærmet fullstendig oversikt over utsettingene i Møsvatn til nå (Tab. 1) viser at det hovedsaklig er satt Tunhovdørret (AL Settefisk 2000).

*Tabell 1. Antall og type ørret utsatt i Møsvatn (Opplysninger fra Settefisk AL 2000)*

År	Utsettingspålegg	Populasjon
1959	3500 0+, 700 1+	Norsk (lokal?) stamme
1960	3500 0+, 700 1+	Norsk (lokal?) stamme
1961	3500 0+, 700 1+	Norsk (lokal?) stamme
1962	3500 0+, 700 1+	Norsk (lokal?) stamme
1963	3500 0+, 700 1+	Dansk bekkeørret
1964	3500 0+, 700 1+	Gøyst
1965	3500 0+, 700 1+	Gøyst
1966	3500 0+, 700 1+	Gøyst
1967	3500 0+, 700 1+	Gøyst
1968	3500 0+, 700 1+	Slidre
1969	3500 0+, 700 1+	Norsk stamme
1970	3500 0+, 700 1+	Norsk stamme
1971	3500 0+, 700 1+	Norsk stamme
1972	3500 0+, 700 1+	Dansk bekkeørret
1973	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1974	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1975	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1976	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1977	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1978	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1979	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1980	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1981	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1982	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1983	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1984	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1985	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1986	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1987	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1988	3500 0+, 700 1+	-
1989	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1990	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1991	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1992	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1993	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1994	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1995	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1996	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1997	3500 0+, 700 1+	Tunhovd
1998	3500 0+, 700 1+	Tunhovd

På samme måte som for Tinnsjø, har vi gjort et grovt anslag på størrelsesordenen til naturlig rekruttering ved først å beregne tilgjengelig rekrutteringsareal i elvene til knapt 100 000 m<sup>2</sup>. Et rimelig estimat på antall ørretrekrutter produsert i en næringsfattig fjellelv i Sør-Norge kan være 1- 3 ørret (3-5 år gamle) per 100m<sup>2</sup>. Hvis vi sammenholder et anslag på ca. 20 000 naturlige ørretrekrutter (3-5 år; 12 – 20 cm) med antall utsatt (og mindre) Tunhovdørret på 3500 én-somrig og 700 to-somrig fisk, antyder det at utsatt fisk bidrar lite til den totale rekruttering. Vi forventet derfor, i alle fall i teorien, at vi ville finne relativt små genetiske påvirkninger fra utsatt ørret på de naturlige populasjonene i Møsvatn.

## METODER OG MATERIALE

### Feltinnsamling

Vi samlet inn ørret til genetisk analyse fra de forskjellige elvene ved bruk av elektrisk fiskeapparat, produsert av Geomega a/s, Trondheim, type FA3 som gir eksponensielle pulser på 1200 V ved en frekvens på 86 Hz. Materialet var 40 ørret fra Kvenna, 40 ørret fra nedre Hondle og 18 ørret fra Skinåi. For å undersøke genetisk sammensetning av ørret i selve Møsvatn, fanget vi 40 ørret ved prøvegarnsfiske i den nordlige-sentrale delen av innsjøen. Vi samlet også inn et materiale på 40 Tunhovdørret fra 1998-årsklassen fra Settefisk AL, Reinsvoll.

Alle prøvene ble nedkjølt til ca. 0 °C i felt og senere dypfrost ved -18 °C. Total lengde (mm), vekt (gram), og skjellprøver ble samlet inn fra all fisk.

### Isolering av DNA

Omtrent 100-200 mg gjellevev ble brukt for å ekstrahere DNA ved en modifisert salt-ekstrasjonsmetode som beskrevet i Pogson et al. (1995), bortsett fra at inkubasjonen i lysis buffer ble foretatt ved 50 °C over natten, og det ble benyttet 0.8 % SDS og 250ug Proteinease K.

### Mikrosatellitt DNA analyser

Prøvene ble analysert for variasjon i 8 ulike DNA mikrosatellitter (fragmenter/lokus). Mikrosatellitter som her er brukt, er blant de som er isolert og karrakterisert av Bjørn Høyheim ved Norges Veterinærhøgskole innenfor et internasjonalt forskningsprogram rettet mot genkartlegging av laksefisk (ikke publiserte). Oppkonsentrering av DNA-fragmentene ble gjort vha PCR (polymerase chain reaction) og med bruk av fluorocine-merkede primere. PCR reaksjonen ble gjort på en GeneAmp PCR System 9600 maskin i 10 µl reaksjonsblandinger som inneholdt 20-40 ng av ørret DNA, 2 pmol av hver primer, 50 mM KCl, 1.5 mM MgCl, 10 mM Tris-HCl, 0.2 mM dNTP og 0.5 U AmpliTaq (Perkin-Elmer). Etter denaturering ved 94°C i 5 min, gjennomgikk prøvene 30 syklor med: 95°C (denaturering) i 1 min, så 30 s ved 54°C (annealing temperatur), fulgt av ekstensjon ved 72°C i 1 min. Siste skritt i polymeriseringen ble forlenget til 10 min. PCR produktene ble analysert med elektroforese ved hjelp av en ABI Prism 310 Genetic-Analyser for produkter merket med fluorescens.

### Data bearbeiding

Programmet BIOSYS-1 (Swofford & Selander 1981). ble brukt til å beregne allel-frekvenser per locus, midlere sample størrelse og midlere antall alleler per locus, og midlere forventet

heterozygositet over loci innen populasjoner. Forskjeller mellom populasjoner i forventet heterozygositet og antall alleler per locus ble testet med ikke-parametrisk Wilcoxon rank-sum test (Sokal & Rohlf 1998).

Sammenfall eller avvik fra Hardy-Weinberg likevekt for hver locus-populasjon kombinasjon og også over alle loci innen populasjoner, ble analysert med Fisher's exact test med programpakken GENEPOP versjon 3.0 (Raymond & Rousset 1995). Det samme programmet ble også brukt til å beregne Weir & Cockerham's (1984) estimerer for  $F_{ST}$  som bl.a. uttrykker grad av genetiske forskjeller mellom populasjoner.

Videre ble BIOSYS-1 programmet benyttet til å beregne genetiske avstander (Nei's indeks) mellom populasjoner, og til å lage et dendrogram som oppsummerer de genetiske avstander ved å bruke den uvektede par-gruppe metoden med aritmetiske middelveidier (UPGM; Sneath & Sokal 1973).

For å få et estimat for hvor stor andel av fiskene fanget i Møsvatn som hadde genetisk tilhørighet til Tunhovd-populasjonen eller til en sammenslått populasjon bestående av Kvenna/Hondle/Skinåi-komplekset, ble det foretatt en sporbarhetstest ("assignment test"). Til dette brukte vi programmet WHICHRUN (Banks & Eichert 2000) som tester til hvilken av de to populasjonene de ulike enkeltfiskene fanget i Møsvatn plasserte seg, basert på genetisk likhet mellom enkeltindividet og frekvensene funnet i de to populasjonene.

## RESULTATER

De åtte mikrosatellittene vi utviklet dekket et bredt genetisk variasjonsområde, og antall alleler varierte fra 2 (Br22 i alle populasjoner) til 17 (Br25 i Møsvatn-samplet) (Tab. 2). Vi påviste 5 atskilte populasjoner, og alle populasjonene viste høy genetisk variasjon med midlere forventet heterozygositet fra 0.60 i Hondle til 0.71 i Skinåi (Tab. 2). Forholdsvis mange alleler ble påvist med relativt lave frekvenser. Blant de i alt 99 påviste forskjellige allelene, fant vi at så mange som 54 var representert med frekvenser lavere enn 0.1 i alle fem populasjonene. Imidlertid fant vi ingen forskjeller mellom populasjoner mht. forventet heterozygositet ('genetisk variasjon') og antall alleler ('genvarianter') per locus. De genetiske analysene viste derfor at det var stor og tilnærmet like stor genetisk variasjon i alle de undersøkte populasjonene.

Signifikante avvik fra Hardy Weinberg likevekt tyder på betydelig pågående seleksjon, migrasjon, innavl eller Whalund-effekt (sampler egentlig på mer enn en populasjon). Med 5 populasjoner og 8 loki ble det 40 tester for Hardy Weinberg likevekt som et uttrykk for bl.a. om det kan være betydelig pågående genetisk påvirkning utenfra, for eksempel fra Tunhovd. Av disse testene viste fire (10 %) tester signifikant utslag ( $0.01 > p > 0.05$ ), som er nær hva vi ville forvente ut fra Type 1 feil, dvs. statistiske feilmarginer og ikke uttrykk for noen trender i materialet. De fire signifikante avvikene var alle spredt mellom loki og populasjoner; en i Kvenna og en i Møsvatn og to i Tunhovd. Samlede tester over alle loki innen populasjoner viste signifikant avvik fra Hardy Weinberg likevekt i Tunhovd populasjonen ( $p=0.021$ ), men ikke for de andre. Samlet viste derfor materialet i beste fall bare marginale avvik fra Hardy-Weinberg likevekt, og det er usikkert om det i det hele tatt er noe avvik, dvs. noen betydelig

Tabell 2. Antall individer analysert (N), antall alleler ( $N_{all}$ ) funnet og forventet heterozygositet (H) i microsatellitt loci analysert hos ørret fra Møsvatn, Kvenna, Hondle og Skinåi og fra utsettingsstammen Tunhovd.

Loci	Møsvatn		Kvenna		Hondle		Skinåi		Tunhovd	
	N	$N_{all}$	N	$N_{all}$	N	$N_{all}$	N	$N_{all}$	N	$N_{all}$
Ssa117NVH	31	5	34	8	38	6	15	5	22	6
Sssa116NVH	28	10	30	9	36	9	8	4	38	5
Sssa016NVH	37	11	40	13	38	9	16	6	31	12
Sssa008NVH	37	3	32	2	36	2	17	2	37	4
Sssa026NVH	39	13	40	15	35	15	14	11	29	9
Sssa030NVH	39	2	40	2	38	2	16	2	33	2
Sssa038NVH	33	11	30	11	33	8	14	8	34	11
Sssa052NVH	32	17	37	15	33	14	8	7	28	11
Gj.snitt	34.5	9.0	35.4	9.3	35.9	8.3	13.5	5.6	31.5	7.6

pågående genetiske forandringer/utvekslinger i populasjonene. Om det virkelig er noen avvik for Tunhovd populasjonen, synes dette å være tilfeldig og ikke rettet.

Videre viste tester for koblingsulikevekt mellom mikrosatelitter innen populasjoner 9 signifikante P-verdier på 5 % nivå for 140 par av loki. Dette er igjen nokså nær eller svakt mer enn forventet ut fra Type 1 feil, dvs. statistiske feilmarginer. De signifikante koblingene var alle spredt mellom forskjellige lokus par kombinasjoner. Disse resultatene indikerer at det ikke var noen sterke koblinger mellom de undersøkte loki, og iallfall ikke sterke nok til å ha noen vesentlig betydning for tolkningen av resultatene fra de andre analysene.

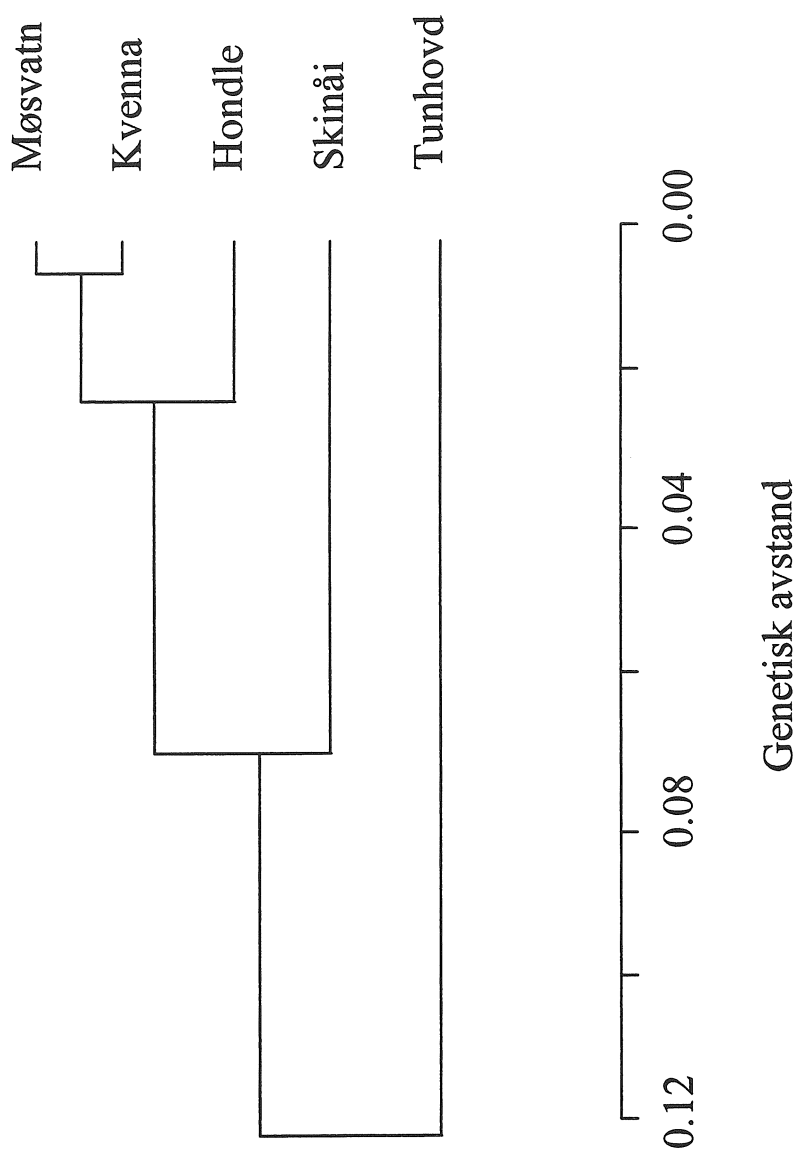
De parvise  $F_{ST}$ -verdiene mellom populasjoner varierte fra 0.0023 mellom Kvenna og Møsvatn til 0.0887 mellom Tunhovd og Skinåi (Tab. 3), og alle verdiene var signifikant større enn null.  $F_{ST}$ -verdiene mellom Møsvatn og de tre elvene Kvenna, Hondle og Skinåi varierte fra 0.0023 til 0.014, mens verdiene mellom Tunhovd og de andre populasjonene var betydelig høyere og varierte fra 0.038 to 0.088. Analysene viste derfor at det var klart forskjellige populasjoner i alle de undersøkte områdene.

Estimatene for Nei's genetiske avstander (Tab. 3) viste det samme mønster som estimatene for  $F_{ST}$  (over), med minst avstand mellom Møsvatn og Kvenna ( $D=0.004$ ) og høyest mellom Tunhovd og Skinåi ( $D=0.202$ ). Avstandene mellom Møsvatn og de tre elvepopulasjonene varierte fra 0.004 til 0.029, og var betydelig mindre enn avstandene mellom Tunhovd og de ulike bestandene i Møsvatn systemet ( $D=0.073-0.202$ ; Tab. 3). UPGM dendrogrammet viser i hovedsak det samme mønsteret, hvor Møsvatn grupperte seg sammen med de tre elvene, mens Tunhovd populasjonen grupperte seg for seg selv (Fig. 2).

Sporbarhetstesten resulterte i at av 36 fisker testet fra Møsvatn, viste ca. 80 % mest tilhørighet til populasjonen bestående av de stedegne elve-populasjonene (Kvenna/Hondle/Skinåi komplekset) og ca. 20 % til Tunhovd populasjonen. Det var da ikke tatt hensyn til med hvilken sikkerhet enkeltfisk prefererte den ene eller andre populasjonen i testen. Imidlertid viste ca. 60-70 % av alle Møsvatn fiskene en klar preferanse i forhold til den ene eller andre populasjonen, og blant disse viste ca. 5-10% tilhørighet til Tunhovd populasjonen. Dette indikerer at ca. 5-10 % av fisk tatt med garn i Møsvatn har sin opprinnelse fra utsettingene.

Tabell 3. Genetiske forskjeller mellom populasjoner av ørret fra Møsvatn, Kvenna, Hondle og Skinåi og fra utsettingsstammen Tunhovd. Parvise verdier for  $F_{ST}$  ( $\times 10^3$ ) er gitt under diagonalen og Nei's genetiske avstand ( $\times 10^3$ ) over diagonalen.

Populasjon	Møsvatn	Kvenna	Hondle	Skinåi	Tunhovd
Møsvatn	**	4	19	29	108
Kvenna	2	**	20	83	73
Hondle	14	13	**	91	103
Skinåi	12	39	54	**	202
Tunhovd	52	38	58	88	**



Figur 2. Genetisk avstands-dendrogram (Nei's koeffisient) for microsatellitt variasjon hos ørret-populasjonene.

## DISKUSJON

De genetiske undersøkelsene viser at vi har flere adskilte populasjoner av vill, naturlig reprodukerende ørret i Møsvatn. Det er usikkert når ørret koloniserte Møsvatn-området og disse populasjonene ble dannet, men det må ha vært etter siste isavsmelting for ca. 8500 - 9000 år siden. Ørret må ha blitt innført til området ved menneskets hjelp. Arkeologisk materiale fra østlige Hardangervidda tyder på aktiv utsetting og fiske etter ørret for ca. 6000 år siden (Henriksen & Indrelid 1979). Møsvatn og de innsjøene som var her naturlig før regulering, er et av de største vannsystemene på Vidda, og avstanden ned til naturlig innvandret ørret i Tinnsjø/Måna under siste isavsmelting (Heggenes et al. 1996), er kort. Vi kan derfor anta at ørret har eksistert i Møsvatn i flere tusen år, og har hatt lang tid til å tilpasse seg det lokale miljø og danne adskilte bestander i de forskjellige rekrutteringselvene. Den årlige utsettingen siden 1959 av et begrenset antall ørret fra klekkeri, og av bestander som må antas å være tilpasset et annet lokalt miljø (Tunhovd), ser så langt ut til å ha hatt en begrenset innvirkning på de lokale populasjonene i Møsvatn.

### Forskjeller mellom populasjoner

Våre undersøkelser dokumenterer betydelig genetisk variasjon og forskjeller mellom de naturlige populasjonene i de større (rekrutterings-)elvene som renner inn i Møsvatn. Lignede resultater er tidligere funnet for ørret og andre laksefisker, selv om de fleste undersøkelsene er gjort over en større geografisk skala. Nielsen & Fountain (1999) påviste genetiske forskjeller mellom to reproduktive økotyper av steelhead (anadrom regnbueørret; *Oncorhynchus mykiss*) i en elv, slik Small et al. (1998) også fant for populasjoner av sølvlaks (*Oncorhynchus kisutch*) i øvre deler av Fraser River, B.C., Canada. De mente at regionale genetiske forskjeller oppsto pga. lokale adaptive tilpassinger. Tessier et al. (1997) dokumenterte genetiske forskjeller mellom populasjoner av innsjø Atlantisk laks fra fire ulike tilløpselver til Lake St.-Jean, Quebec, Canada.

For ørret rapporterte Estoup et al (1998) (både mikrosatellitter og allozymer) signifikante genetiske forskjeller mellom populasjoner fra ulike nedbørfelt, men også mellom populasjoner innen samme vassdrag også over korte elveavstander (1.5-2.5 km) i Frankrike. Dette samsvarer bra med den betydelige geografiske variasjonen på relativt liten romlig skala som tidligere er dokumentert for ørret ved å analysere variasjon i allozymer (Ferguson 1989; Skaala 1992, Hansen et al. 1993; Garcia-Marin & Pla 1996). En slik høy grad av genetisk differensiering, reflekterer sannsynligvis begrenset utveksling av genetisk materiale mellom populasjoner. Estoup et al. (1998) argumenterer med at studier av ørretens vandringsatferd viser at individene ofte vandrer lite og holder seg innenfor noen få hundre meter eller mindre. Populasjonsdannelse kan isåfall primært skyldes genetisk drift (tilfeldige genetiske hendelser). Dette er imidlertid neppe en holdbar generell argumentasjon. Flere undersøkelser viser at vandringsmønster hos ørret er fleksibelt og kan variere mye som en respons på variasjon i lokale miljøforhold. Videre er det som regel slik at det er stor individuell variasjon i vandringsatferd, og at noen individer i en populasjon vandrer over større avstander som f.eks. vist i Måna (se Heggenes et al. 2000 og referanser i denne). Vandringsatferd og -mønster hos ørret er derfor mer sannsynlig et sekundært uttrykk for lokale variasjoner i miljøforhold. Vi målte betydelige genetiske forskjeller mellom populasjoner i Møsvatn. Det indikerer at utvekslingen av gener mellom lokaliteter ikke er stor nok til å motvirke den genetisk driften og/eller seleksjonen som er viktige faktorer som bidrar til forskjellene. Dette antyder liten



vandring mellom ørretpopulasjonene i Møsvatn, og at de evt. innvandrende individene ikke bidrar vesentlig i rekrutteringen.

Wenburg et al. (1998) undersøkte genetisk populasjonsstruktur til cutthroat ørret (*Oncorhynchus clarki clarki*) ved analyse av allel frekvenser i seks variable mikrosatellitt loki til 13 anadrome populasjoner. De mener at populasjonene av cutthroat ørret i utgangspunktet er genetisk strukturert for den enkelte elv. En dynamisk balanse mellom genetisk seleksjon og genetisk drift fører til videre genetisk differensiering og oppdeling i populasjoner, noe som samtidig fører til høy naturlig heterozygositet innen lokale populasjoner. Tommelfingerregelen som ofte brukes i en bevaringsbiologisk sammenheng, er at en migrant per generasjon (the one-migrant-per-generation (OMPG) rule of thumb; Wenburg et al. 1998) er tilstrekkelig til å minimalisere tap av heterozygositet innen subpopulasjoner, samtidig som det tillater differensiering mht. allel-frekvenser mellom subpopulasjoner (Mills & Allendorf 1996).

Dette synes også å være en sannsynlig god beskrivelse av årsakene til at vi finner så stor genetisk variasjon i økosystemet Møsvatn, med en klar oppdeling i ulike populasjoner i de forskjellige elvene og i selve Møsvatn. Samtidig vil vi peke på at Møsvatn før oppdemming besto av flere separate vann og elvestrekninger som etter all sannsynlighet har vært oppdelt i ulike populasjoner.

Oversikten over genetiske avstander viste betydelig avstand mellom innført Tunhovd ørret og de lokale populasjonene i Møsvatn (Fig. 2). Det var også stor avstand innen Møsvatn, særlig for Skinåi som også var nærmest Tunhovd. Dessverre hadde vi minst materiale fra Skinåi. Dendrogrammet (Fig. 2) indikerer også at rekruttering fra Kvenna gir størst bidrag til populasjonen i Møsvatn, ettersom den genetisk sett ligger nærmest. Kvenna er også fysisk klart den største rekrutteringselven, men tilgjengelig elvestrekning er i hovedsak begrenset til 1,3 km pga. ovenforliggende fossefall. Vi vil også peke på at det kan være betydelige lokale variasjoner i genetisk sammensetning også innen Møsvatn. Dette vil det være svært interessant, men også omfattende å undersøke nærmere.

### Genetisk betydning av utsettinger

Tunhovd populasjonen skiller seg klart fra de naturlige populasjonene i Møsvatn. Det er videre stor naturlig genetisk variasjon (heterozygositet) innen Møsvatn. Dette viser at naturlig rekruttering dominerer i Møsvatn, og utsettinger har inntil nå på ingen måte erstattet de naturlige, ville bestandene. Dessverre finnes det av åpenbare grunner ingen genetiske data å sammenligne med fra tiden før oppdemming av Møsvatn eller utsettingene av fremmed ørret begynte. Vi er derfor henvist til forsiktige antagelser mht. til å anslå omfanget av genetiske effekter på de naturlige bestandene fra utsatt fisk. Slike genetiske effekter er et uttrykk for i hvilken grad utsatt ørret rekrutterer i Møsvatn.

Den markerte genetiske forskjellen mellom de naturlige elvebestandene tyder på at det er liten genstrøm mellom populasjonene. På bakgrunn av den relativt store geografiske størrelsen på Møsvatn-økosystemet og det relativt begrensede antall fisk som årlig settes ut, hadde vi ikke forventet å finne betydelig innflytelse av Tunhovd på ørretpopulasjonene i Møsvatn. Det kan likevel være slik at utsatt Tunhovd-ørret i noen grad rekrutterer i Møsvatn-systemet. En svært bokstavelig tolkning av resultatene fra sporbarhetsanalysene-analysene kan indikere at 5-10% av ørreten fanget i selve Møsvatn kan stamme fra utsatt Tunhovd-ørret.

Dersom vi antar at 5-10 % av fisken (fanget i garn) i selve Møsvatn er fra utsatt Tunhovd fisk, og sammenholder dette med at det måles såpass markerte genetiske forskjeller mellom elvestammene og Tunhovd-fisk, tyder dette på at Tunhovd-fisken har liten suksess med *rekruttering* i de undersøkte elvene. Dersom 5-10% av gytende og suksessfulle fisk i elvene kom utenfra, ville dette over tid ha resultert i utvasking av den genetisk oppdeling. En mulig forklaring på dette kan være at Tunhovd utsatt fisk kan gyte andre steder enn i de tre undersøkte elvene, eller det kan være at Tunhovd-ørret i liten grad rekrutterer i det hele tatt. Resultatene fra Tinnsjø peker i den retning (Heggenes et al. 1996). Det kan også være store årsklasse-svingninger i rekrutteringsbidraget fra Tunhovd ørret, og at vi har fått en spesielt sterk årsklasse i våre fangster.

Selv om bidraget fra Tunhovd ørret til rekrutteringen synes beskjedent, kan det likevel være slik at utsatt fisk bidrar betydelig til *produksjonen* av ørret i Møsvatn. Dette kan bare klarlegges gjennom merking av all utsatt fisk over noen år. Antall årlig utsatt Tunhovd-ørret (3500 0+ og 700 1+) i forhold til anslaget på årlig naturlig rekruttering for Møsvatn (20 000), er av samme størrelsesorden som sporbarhetstesten antydte for Tunhovd fisk i garnfangsten i Møsvatn (5-10 %). Et merkeprosjekt er nå igangsatt, hvor all utsettingsfisk finnekliptes, og grunneierne er bedt om å avgi årlig rapport om fangst av finneklippt ørret (S.J. Saltveit, pers. med.).

Tidligere genetiske undersøkelser på allozym-frekvenser til ørret i Tinnsjø, viste også stor naturlig genetisk variasjon og oppdeling i lokale populasjoner (Heggenes et al. 1996). Utsettingene i Tinnsjø har pågått like lenge og hatt mye større omfang enn i Møsvatn, men ser heller ikke her ut til å ha hatt vesentlige konsekvenser for den genetiske variasjonen i de naturlige bestandene innefor undersøkte 40-års periode.

En sannsynlig årsak til at utsatt ørret ikke eller i liten grad synes å bidra til rekrutteringen, kan være at de ikke er like godt lokalt tilpasset som stedegen fisk. I Tinnsjø vandret ørret sannsynligvis naturlig inn under siste istid og har hatt 9000 år på å tilpasse seg lokalt. Til Møsvatn må ørret ha blitt transportert med menneskets hjelp, men kan hende har naturlig seleksjon i 6000 år virket til å stedstilpasse ørret i Møsvatn. De genetiske resultatene viser klart at det er lokale bestander i Møsvatn. Det er uvisst i hvilken grad dette skyldes seleksjon og/eller tilfeldig genetisk drift. På generelt grunnlag vil vi likevel anta at eventuell utsetting av lokal ørret vil gi bedre tilslag enn den nåværende bruk av fremmed ørret. Dessverre vet vi ingenting konkret om hvordan Tunhovd ørret bidrar til produksjonen i Møsvatn. Det er gode biologiske og forvaltningsmessige grunner til å undersøke dette. Dette prosjektet er nå igangsatt (ovenfor). Tunhovd-ørret synes å ha en større tendens enn andre ørretstammer til å bli store fiskespisere, særlig på røye. Det vil være av særlig interesse å samle materiale fra storørret i Møsvatn for å undersøke om innslaget av utsatt Tunhovd-ørret eventuelt er større blandt fiskespisende storørret.

Det er et uttrykt forvaltningsmål fra Direktoratet for naturforvaltning å opprettholde naturlig genetisk variasjon og stedegne bestander av ørret. Utsetting av 'fremmed' fisk i Møsvatn siden 1959, synes ikke å ha endret den naturlige populasjonsstrukturen i retning av en blandet bestand. Vi fant naturlige, genetisk adskilte populasjoner som forventet ut ifra naturgeografiske og økologiske forhold. Fortsatte utsettinger av Tunhovd-ørret i Møsvatn vil derfor neppe innenfor et menneskelig tidsperspektiv, endre den genetiske strukturen vesentlig. Likevel kan det tenkes at det foregår en svært langsom genetisk endring pga. innkryssing av

utsatt fisk, men som vi ikke kan spore med tilgjengelige metoder og materiale. Sporbarhetstesten kan antyde en viss innkryssing. Bevaringsbiologiske hensyn tilsier at på sikt bør eventuell fortsatt utsetting av fisk gjøres med fisk av lokal stamme. Hvorvidt utsettinger bør fortsette, må vurderes i sammenheng med de andre fiskebiologiske undersøkelsene i Møsvatn som er under rapportering (Saltveit et al. in prep.)

## KONKLUSJONER

1. Det er stor naturlig genetisk variasjon hos ørret i Møsvatn.
2. De undersøkte elvene til Møsvatn hadde klart genetisk forskjellige populasjoner av ørret, dvs. stedege bestander.
3. I det undersøkte materialet var det Kvenna som bidro mest til naturlig rekruttering.
4. Utsatt Tunhovdørret var klart genetisk forskjellig fra alle de undersøkte bestandene i Møsvatn.
5. Den genetiske påvirkning fra utsatt ørret på naturlig ørret i Møsvatn er beskjedent.
6. Det kan være et lite innslag av utsatt ørret som rekrutterer i Møsvatn, dvs. utsettinger har en liten effekt på rekrutteringen.
7. Undersøkelser bør videreføres gjennom merking-gjenfangst forsøk, og eventuelt nærmere genetiske undersøkelser av populasjoner til (stor)ørret i selve Møsvatn..
8. Bevaringsbiologiske føre-var hensyn tilsier at eventuelt fortsatte utsettinger av ørret i Møsvatn på sikt bør gjøres med fisk av lokal stamme.

## LITTERATUR

- Amos, W. & Harwood, J. 1998. Factors affecting levels of genetic diversity in natural populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B* 353, 177-186.
- Arias, J., L. Sanches & P. Martinez. 1995. Low stocking incidence in brown trout populations from northwestern Spain monitored by LDH-5\* diagnostic marker. *Journal of Fish Biology* 47 (Supplement A), 170-176.
- Banks, M.A. & Eichert, W. 2000. WHICHRUN (version 3.2): A computer program for population assignment of individual based on multilocus genotype data. *The Journal of Heredity* 9, 87-89.
- Beaudou, D., G. Cattaneoberrebi and P. Berrebi. 1994. Genetic impacts of trout (*Salmo trutta fario*) stocking practices on in-situ populations - case of the Orb basin (Herault). *Bulletin Francais de la peche et de la pisciculture* 332: 83-92.

- Brunner, P.C., Douglas, M.R. & Bernatches, L. 1998. Microsatellite and mitochondrial DNA assessment of population structure and stocking effects in Arctic charr *Salvelinus alpinus* (Teleostei: Salmonidae) from central Alpine lakes. *Molecular Ecology* 7, 209-223.
- Carvalho, G.R. 1993. Evolutionary aspects of fish distribution: genetic variability and adaptation. *Journal of Fish Biology* 43, 53-73.
- Carvalho, G.R. & Hauser, L. 1994. Molecular genetics and the stock concept in fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 4, 326-350.
- Estoup, P., Rousset, F., Michalakis, Y., Cornuet, J.-M., Adriamanga, M. & Guyomard, R. 1998. Comparative analysis of microsatellite and allozyme markers: a case study investigating microgeographic differentiation in brown trout (*Salmo trutta*). *Molecular Ecology* 7, 339-353.
- Ferguson, A. 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, stocks and their importance for the conservation and management of the species. *Freshwater Biology* 21, 35-46.
- Garcia-Marin, J.L. & Pla, C. 1996. Origins and relationships of native populations of *Salmo trutta* (brown trout) in Spain. *Heredity* 77, 313-323.
- Hansen, M.M., V. Loeschcke, G. Rasmussen & V. Simonsen. 1993. Genetic differentiation among Danish brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Hereditas* 2, 177-185.
- Hauser, L., Beaumont, A.R., Marshall, G.T.H. & Wyatt, R.J. 1991. Effects of sea trout stocking on the population genetics of landlocked brown trout, *Salmo trutta* L, in the Conwy River system, North Wales, U.K. *Journal of Fish Biology* 39 (Suppl. A), 109-116.
- Henriksen, V. & Indrelid, S. 1979. Vidda og mennesket. S. 58-59 i Nyquist, F.P. (red.): Hardangervidda. Grøndahl & Søn Forlag AS, Oslo, 215 s.
- Heywood, V.H. 1995. Global biodiversity assessment. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hindar, K., N. Ryman & F. Utter. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 945-957.
- Jansen, I.J. 1986. Kwartærgeologi - Jord og landskap i telemark gjennom 11 000 år. Report, Intitut for naturanalyse, Bø i Telemark, 87 p.
- Johannesen, M. 1983. Naturatlas for Telemark: Kart HYD 01a. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernvedelingen, Skien.
- L'Abée-Lund, J.H., Sægvog, H. & Langeland, A. 1995. Overlevelse og habitatbruk hos utsatte aurestammer. S. 146-152 i Borgstrøm, R., Jonsson, B. og L'Abée-Lund, J.H. Ferskvannsfisk - Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd.
- Mills & Allendorf 1996. The one-migrant-per generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10, 1509-1518
- Pogson, G.H., Mesa, K.A. & Boutilier, R.G. 1995. Genetic population structure and gene flow in the Atlantic cod, *Gadus morhua*: A comparison of allozyme and nuclear RFLP loci. *Genetics* 139, 375-385.

- Poteaux, C., Bonhomme, F. & Berrebi, P. 1999. Microsatellite polymorphism and genetic impact of restocking in Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* L.). *Heredity* 82, 645-653.
- Raymond & Rousset 1995. GENEPOP (Version1.2): Population genetics software for exact tests and encumbrance. *Journal of Heredity*, 86, 248-249.
- Rousset & Raymond 1995. Testing heterozygote excess and deficiency. *Genetics* 140, 1413-1419
- Ryman, N. 1981. Fish gene pools. *Ecological Bulletins (Stockholm)* 34, 111 p.
- Ryman, N. 1983. Patterns and distribution of biochemical genetic variation in salmonids: differences between species. *Aquaculture* 33, 1-21.
- Skaala. 1992. Genetic variation in brown trout *Salmo trutta* L., and application of genetic markers in studies on gene flow from cultured populations. Dr. scient. avhandling. Institutt for fiskeri og marinbiologi, Univ. i Bergen
- Skaala, Ø., Jørstad, K.E. & Borgstrøm, R. 1991. Fine-spotted brown trout: genetic aspects and the need for conservation. *Journal of Fish Biology* 39 (Suppl. A), 123-130.
- Skaala, Ø., Jørstad, K.E. & Borgstrøm, R. 1996. Genetic impact on two wild brown trout (*Salmo trutta* L.) populations after release of non-indigenous hatchery spawners. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 2027-2035.
- Sneath P.H.A. and Sokal, R.R. 1973. Numerical taxonomy, the principles and practice of numerical classification. (Eds. Kennedy, D. & Park, R.B.) San Francisco, W.H.Freeman.
- Sokal, R. & Rohlf, F.J. 1998. *Biometry*. W.H. Freeman and Company, New York, 887 s.
- Swofford, D.L. & R.B. Selander. 1981. BIOSYS-1: a FORTRAN program for the comprehensive analysis of electrophoretic data in population genetics and systematics. *Journal of Heredity* 72, 281-283.
- Tessier, N. & Bernatchez, L. 1999. Stability of population structure and genetic diversity across generations assessed by microsatellites among sympatric populations of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Molecular Ecology* 8, 169-179.
- Vuorinen, J. & Berg, O.K. 1989. Genetic divergence of anadromous and nonanadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Namsen, Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 406-409.
- Waples, R.S. 1991. Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: lessons from the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (Suppl. 1), 124-133.
- Weir & Cockerham 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38, 1358-1370.
- Wenburg, J.K., Bentzen, P. & Foote, C.J. 1998. Microsatellite analysis of genetic population structure in an endangered salmonid: the coastal cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki clarki*). *Molecular Ecology* 7, 733-749.

# Oversikt over utgitte rapporter fra Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.

## 1970

1. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
2. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
3. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.

## 1971

4. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
5. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
6. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
7. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvanni Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.

## 1972

8. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
9. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
10. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
11. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
12. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.

## 1973

13. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
14. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nornelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
15. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.

16. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.

## 1974

17. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn/Vestvatn.
18. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
19. Østerdalsskjønnet - Savalen. En vurdering av reguleringens virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
20. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
21. Oppsamlingsskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.

## 1975

22. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver.
23. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Flævatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
24. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolgafallene.

## 1976

25. Østerdalsskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
26. Utbyggingsplaner for Faslefoss kraftverk. Virkninger på fisket.
27. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.

- 28, 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En hovedvekt på hydrografi, sommeren 1975. 2. Botnvegetasjonen i Øvre- og Nedre Smådalsvatn sommeren 1975. 3. Bunndyr og fiskebestander i Øvre- og Nedre Smådalsvatn. 4. Fuglefaunaen i Smådalen 1975.
- 29, Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, Fiskeundersøkelser i Straumfjorden, Gjeddevatn, Kilevatn, Topsæ og Grøssæ.
- 32, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 1977**
- 33, Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 1978**
- 34, Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre.
- 37, Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmen-bekken - Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 1979**
- 40, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 1980**
- 42, Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Vest-Agder.
- 43, Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfloyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 1981**
- 46, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. III. Studier på ørret og sik i Randsfjorden og elvene Etna og Dokka.
- 47, Undersøkelser av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 1982**
- 53, Fiskeribiologiske undersøkelser i Brødbølvasdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, Reguleringsundersøkelser i Flenavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.

**1983**

- 55, Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, Rutineovervåking i Farris-Siljan-vassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungsvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.
- 61, Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune.
- 62, Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasen-vassdraget, Hedmark.

**1984**

- 63, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, Registrering av fiskebestanden i Vattern med hydroakustisk utstyr.
- 66, Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånavassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.

**1985**

- 71, Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke.
- 72, Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984.
- 74, Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndøla-vassdraget, Telemark fylke.
- 76, Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovatna, Møre og Romsdal.
- 77, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, Hydroakustisk registrering av fisk i Vanern og Hjalmaresen.
- 81, Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Suma i 1984.

**1986**

- 82, Utbyggingsplaner for Kilåvassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sik og rogn.
- 85, Skjønn Ulla-Førre. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen. I. Lengdefordeling, vekst og tetthet av laks- og ørretunger i Suldalslågen, Rogaland i perioden 1976 til 1985.



- 86, Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedal-slågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjon, Jamtland. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 88, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, Fish distribution and density investigated by quantitative echo-sounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 1987**
- 94, Lokalisering av kilde for fiskedød i Akerselva, desember 1986.
- 95, Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, Tiltaksanalyse for Mjøsa - Endring av fiskebestand.
- 97, Bunndyrundersøkelser i Kjelasvassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Sjurhaugsfoss.
- 99, Undersøkelser av bunndyr og fisk i Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 1988**
- 100, Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): Effects of water level fluctuations versus inter-specific competition.
- 103, Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføring til Napetjern kraftverk, Telemark fylke.
- 105, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, The biology and population dynamics of *Gammarus lacustris* in relation to the introduction of minnows, *Phoxinus phoxinus*, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 1989**
- 110, Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.
- 113, Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.

- 114, Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, Bestandsstruktur hos ørret (*Salmo trutta*) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, Forsknings- og referansevassdrag. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata.
- 118, En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.
- 1990**
- 119, En vurdering av storørrestammene i Hurdalsjøen og Vorma/Glomma i Akershus.
- 120, Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.
- 123, Småmuslinger i norske vann og vassdrag - lokaliteter og miljøforhold.
- 124, Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene.
- 1991**
- 125, En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 126, Ørekyt i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak.
- 127, Bunndyr og plankton i de gruvepåvirkete Visnesvatna på Karmøy.
- 129, Hovedflyplass på Gardermoen: En fiskeribiologisk konsekvensvurdering.
- 130, Ørekyt: En litteraturoversikt om økologi og utbredelse i Norge.
- 131, Vassdragssimulator. Økologiske data på fisk og bunndyr.
- 1992**
- 132, Vassdragssimulator. Økologiske data på fisk og bunndyr. Del II. Temperatur- og habitatmodeller for bunndyr og fisk i rennende vann.
- 133, Status og framtid for fisk i Nedre Leira, Skedsmo kommune.
- 134, Planlagt kalkning i Nisser: En fiskeribiologisk vurdering av tiltaket.
- 135, Reetablering av fiskebestanden i Mandalselva.
- 1993**
- 136, En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. III. Lengdefordeling, vekst, tetthet hos laks og ørretunger i perioden 1987 til 1991.
- 137, Evaluering av kalkingstiltak i Akershus.
- 138, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XII. Bunndyr og fisk i Akerselva 1989 og 1990.
- 139, Vandrings av ålelarver i Mossefossen, Østfold.
- 140, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Mår kraftverk i Telemark.
- 141, Tetthet, dybdefordeling og biomasse av fisk i Bjørkelangen og Hemnessjøen, Haldenvassdraget.
- 142, Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging i Øvre Otta, Oppland.
- 143, Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XIII. Bunndyr og fisk i Lysakerelva 1990 og 1991.
- 144, Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt.
- 145, Tetthet, dybdefordeling og biomasse av fisk i Øyerens dypbasseng.
- 146, Etterundersøkelser i magasiner og regulerte elver i Øvre Otra, Aust-Agder, 1991.
- 147, Etterundersøkelser i magasiner og regulerte elver i Øvre Otra, Aust-Agder, 1992.

**1994**

148. Tetthet, biomasse og størrelsesfordeling av pelagisk fiskebestand i Tinnsjøen, Telemark, beregnet med hydroakustikk.
149. Flytting av Tinnosdammen. Effekt på fisk og utførelsen av fisket i Tinnelva, Telemark.
150. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XIV. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva 1991 og 1992.
151. Fiskeribiologisk konsekvensvurdering i Lågen ved effektkjøring av nedre Vinstra kraftverk.
152. Etterundersøkelser i magasiner og regulerte elver i Øvre Otra, Aust-Agder, 1993.
153. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med Nye Skjerka kraftverk i Vest-Agder.
154. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XV. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva 1992 og 1993.

**1995**

155. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVI. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken 1993 og 1994.
156. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark høsten 1994.
157. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lauvnesvatn og Horgsetervatna med Grytelva og Skjelåa i Sigdal kommune, Buskerud.
158. En vurdering av flomeffekter på fiske-samfunnet i nordre Øyeren våren 1995.

**1996**

159. Landsoversikt over funn av ferskvannssvamper (Porifera:Spongillidae) i Norge - en database.
160. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVII. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1994 og 1995.
161. Nytt råvannsinntak i Glomma i Sørums. En vurdering av virkning på fisk og utøvelsen av fiske.
162. Skjønn Ulla Førre. Fiskeribiologisk uttalelse. Begroing og ungfisk.

163. Dokkareguleringen. Del 1: Fiskeribiologiske undersøkelser i Dokka etter reguleringen i 1989. Del 2: Genetisk analyse av storørret og elveørret i Dokka.

164. Biologiske virkninger av senkning under LRV i Bløytjern, Åbjøravassdraget våren 1995 og 1996.

165. Abbor i Ogge, Aust-Agder: Bestandsforhold og sannsynlige effekter av økt beskatning.

**1997**

166. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1995-1996.

167. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XVII. Bunndyr og fisk i Loelva 1995 og 1996.

168. Biologiske verdier i et gruntvannsområde i indre deler av Drammensfjorden. Konsekvenser ved utfylling.

169. Habitatbruk hos røye i Limingen.

**1998**

170. Fiskesamfunn i nordre Øyeren, status for rovfiskbestander, langtidsendringer og betydning av vannstand og manøvrering.

171. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. XXIV. Bunndyr og fisk i Akerselva 1996.

172. Vannstandsreduksjon i Nordre Puttjern, Østmarka: Effekt på vannlevende organismer.

173. Kartlegging av gytebestand og naturlig rekruttering i Enningdalselva, Østfold

174. Sluttrapport: Biologiske virkninger av senkning under LRV i Bløytjern, Åbjøravassdraget, våren 1995 og 1996

175. Registrering av arter av bunndyr og fisk i Losbyelva i Losbydalen Spesialområde, Lørenskog kommune.

176. Dybdefordeling og biomasse av fisk i Rømsjøen og Aspern

177. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til ørret i Tørnes- og Storelva, Drangedal i Telemark. 1997

178. Effekt av hurtige vannstandsvariasjoner på fisk i nordre Øyern: Pendlingsforsøk høsten 1998.
179. Fiskesamfunnet i Østensjøvannet, Oslo kommune: Artssammensetning, dominans og vurdering av begrensede faktorer.
180. Tiltak etter flom i Nord-Norske vassdrag. Fiskeundersøkelser i Lakselva, Eibyelva og Reisa-elva i Finnmark og Troms.
181. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1997
182. Utbredelse og bestandsstatus for elveperlemusling i Øvre Tinnelva, Notodden i Telemark, 1998
193. Sommerhabitatvalg til ørret i Måna, Telemark, og modellerte konsekvenser av ulike vannføringer.
194. Vandringer til ørret i Måna elv, Telemark.
195. Praktiske vurderinger i forbindelse med kvalitetsforbedringer av lagesildbestander.
196. Nye embretsfoss kraftverk - Virkning på ørretbestand og forslag til tiltak.
197. Genetiske variasjoner og populasjonsstruktur til ørret i Møsvatn, Telemark.

### 1999

183. Summer habitat selection by sympatric Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and brown trout (*S. trutta*) in streams in South West England 1996-1997
184. Fiskebestanden i Brusdalsvatnet i Ålesund og Skodje kommuner: Produksjonsforhold, rekruttering og forvaltning
185. Tetthet og vekst hos laks- og ørretunger i Surna og sidebekker i 1998
186. Oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og Ågårdselva, Østfold
187. Røyeutfisking og ørretutsetting i Silsetvann, Romsdalshalvøya.
188. Grunnvannstilførsler til Steinkjervassdragene som mulig årsak til overlevelse av laksunger ved rotenonbehandling.
189. Etterundersøkelser i Pikerfoss i Numedalslågen, Buskerud. Fiskesamfunn, dominans og effekt av regulering.
190. Vurdering av verneverdi av bunndyr, amfibier og fisk i elvenære dammer i Ringebu kommune, Oppland.
191. Habitatvalg til laksunger (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*) i Stjørdalselva ved Gudå, Nord-Trøndelag, og modellerte konsekvenser ved lav temperatur.

### 2000

192. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret i Måna, Tinn i Telemark, 1994-1998.