

377

OPPDRA GSMELDING

Bestandsforholdene hos
stedegen og utsatt aure i
Vinstervatna-magasinet

Trygve Hesthagen
Ola Hegge
Heidi Eriksen
Randi Saksgård
Leidulf Fløystad



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Bestandsforholdene hos stedegen og utsatt aure i Vinstervatna-magasinet

Trygve Hesthagen
Ola Hegge
Heidi Eriksen
Randi Saksgård
Leidulf Fløystad

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport**NIKU Fagrapport**

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding**NIKU Oppdragsmelding**

Det er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennesenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Hesthagen, T.¹, Hegge, O.², Eriksen, H.², Saksgård, R.¹ & Fløystad, L.¹ 1995. Bestandsforholdene hos stedegegn og utsatt aure i Vinstervatna-magasinet. - NINA Oppdragsmelding 377: 1-20.

Trondheim, november 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0619-6

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Idun B. Bårdstu

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13113

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Fylkesmannen i Oppland

Referat

Hesthagen, T.¹, Hegge, O.², Eriksen, H.², Saksgård, R.¹ & Fløystad, L.¹ 1995. Bestandsforholdene hos stedegen og utsatt aure i Vinstervatna-magasinet. - NINA Oppdragsmelding 377: 1-20.

I perioden 1986-1991 ble det årlig satt ut mellom 3161-4305 merket to-somrig aure av Tunhovdfjord- eller Bjornesfjordstammen i østre deler av Vinstervatna-magasinet, Oppland fylke. Opprinnelig var aure eneste fiskeart i disse regulerte innsjøene, men tidlig på 1970-tallet ble det ved uhell innført både ørekyt og sik. Gode vekstforhold i anlegget gjorde at oppdrettsfisk hadde en høyere gjennomsnittlig lengde enn stedegen fisk av samme alder. Både stedegen og utsatt aure har en relativt langsom vekst med en årlig lengdeøkning på 42-52 mm (3.- 5. leveår). Tilbakeberegnet lengde viste at stedegen aure generelt hadde en noe bedre vekst enn utsatt fisk etter 3. leveåret, men forskjellene var små. Utsatt aure hadde også en betydelig høyere dødelighet enn naturlig rekruttert fisk, og få individ ble eldre enn 4 år og ca 28 cm. Det innebærer at en liten andel av den utsatte fisk vokser til fangbar størrelse på 32 mm garn som er den minste tillatte maskevidden. Årsaken til den svake veksten er dårlige næringsforhold som følge av reguleringen og konkurranse fra sik og ørekyt. At stedegen aure vokser bedre og har en høyere levealder enn utsatt fisk har trolig sammenheng med bedre tilpasning til det lokale miljøet. Det synes ikke å ha noen hensikt å opprettholde de nåværende fiskeutsettingene i magasinet. Behovet for fiskeutsettingen bør imidlertid vurderes etter en tid, og da med bruk av stedegen fisk. Områder for naturlig reproduksjon for aure bør sikres og eventuelt økes ved habitatforbedrende tiltak. Den igangsatte beskatningen av sik med flytegarn bør fortsette.

¹ Norsk institutt for naturforskning. ² Fylkesmannen i Oppland

Forord

Undersøkelsen har vært gjennomført og vesentlig finansiert av Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Fylkesmannen i Oppland ved prosjektet *Bedre bruk av fiskeressursene i regulerte vassdrag i Oppland*. I tillegg har *Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag* (FFT) ved Norsk Forskningsråd og Vassdragsregulantenenes Forening (VR) gitt økonomisk støtte. Finn Hellebergshaugen og Rolf Megrund fra Espe-dalen Bygdealmening har bistått med verdifull innsats under feltarbeidet. Leidulf Fløystad har aldersbestemt fisken. Helen Guldseth samlet inn og bearbeidet bunndyr- og zooplanktonprøvene. Regulanten for Vinstervatna er Glommens og Laagens Grunneierforening.

Trondheim, november 1995

Trygve Hesthagen

Innhold

Referat	3
Forord.....	3
1. Innledning.....	5
2. Områdebeskrivelse	6
3. Metoder	7
4. Resultater	9
4.1 Planktonsamfunnet.....	9
4.2 Bunndyrsamfunnet	9
4.3 Fangst av stedegen og utsatt aure.....	9
4.4 Gjenfangst av akklimert og ikke akklimert aure	10
4.5 Fangst av sik	10
4.6 Ernæring	10
4.7 Aldersfordeling hos aure.....	12
4.8 Vekst hos aure.....	12
4.9 Lengdefordeling hos aure.....	13
4.10 Kondisjon hos aure.....	13
4.11 Alder ved kjønnsmodning hos aure	13
4.12 Bestandsstruktur hos sik	13
5. Diskusjon.....	17
6. Referanser	18

1 Innledning

Omlag 2/3 av det totale ferskvannsarealet i Norge er regulert for produksjon av elektrisk kraft. I de fleste reguleringsmagasinene er aure eneste eller den viktigste fiskearten, og bygging av demninger og heving av vannstanden vil derfor ødelegge eller redusere gytearealene. Tap av naturlig rekruttering blir kompensert ved utsetting av fisk, men effekten av tiltaket kan ikke vurderes før det er gjort utsetningsforsøk med merket fisk.

Generelt blir produksjonsgrunnlaget i en innsjø sterkt redusert etter en regulering fordi næringsdyrene i strandsonen avtar kraftig eller forsvinner helt (Grimås 1961, 1962). Produksjonen av dyreplankton i de frie vannmassene blir derimot i liten grad påvirket av ei regulering (Jensen 1988). Dyreplankton kan derfor være viktig næring for aure i mange reguleringsmagasin (Borgstrøm et al. 1992, Hegge et al. 1993, Hesthagen et al. 1995). Men i innsjøer hvor det også forekommer typisk planktonspisere som røye og sik, vil imidlertid denne næringsnisjen være sterkt begrenset for aure (Brabrand & Saltveit 1988). I noen kanadiske innsjøer ble dårlig overlevelse hos utsatt kanadarøye relatert til konkurranse fra sik (Powel et al. 1986, Gunn et al. 1987). Norske undersøkelser viser også at tilslaget av utsatt aure er dårlig i innsjøer med bestander av røye og sik (Aass 1995).

Den første tiden etter at fisken blir satt ut antas å være kritisk for overlevelsen. For aure utsatt i Vinstervatna-magasinet er det påvist fysiologisk stress; både i anlegget før transport, under transport og etter utsetting i ei flytemerd i magasinet (Hesthagen et al. 1989, Staurnes 1992, 1995). Dersom vannkvalitet i oppdrettslokaliteten og utsetningsstedet er vesentlig forskjellig, kan dette forsterke stresset hos settefisken (Wiley et al. 1993). Overgangen fra kunstig føde etter utsetting kan også være kritisk for settefisken (Ersbak & Haase 1983, Bachman 1984). Norske undersøkelser har imidlertid vist at utsatt fisk begynner å spise naturlig føde relativt kort tid etter utsetting, men at eldre fisk bruker lengre tid enn yngre individ (Johnsen 1988, Johnsen & Ugedal 1986, 1989, 1990). Dersom fisk utsettes for flere ulike stressfaktorer samtidig, kan disse virke synergistisk og resultere i økt dødelighet (Barton et al. 1986, Järvi 1989).

Denne rapporten omhandler vekst og alderssammensetning hos stedegen og utsatt aure i Øyvatnet og Kaldfjorden i Vinstervatna-magasinet. I tillegg blir resultatene av akklimeringsforsøkene før utsetting også rapportert. Vinstervatna var før regul-

eringen gode fiskevann med en avkastning på 4-5 kg/ha (Hesthagen & Gunnerød 1980). Det er antatt at produksjonsgrunnlaget for aure i Vinstervatna ble kraftig redusert etter reguleringen på 1950-tallet, og at forholdene ble ytterligere forverret etter at sik og ørekyt ved uhell ble innført tidlig på 1970-tallet.

2 Områdebeskrivelse

Vinstervatna er en fellesbetegnelse på flere innsjøer i Vinstravassdraget, Oppland fylke. Ved reguleringen i 1955 ble flere innsjøer neddemt: Øyvatnet, Kaldfjorden, Innbuvatnet, Buvatnet, Røya, Nordre Sandvatn og Søndre Sandvatn (**figur 1**). De deler av Vinstervatna som ligger i Nord-Fron og Sør-Fron kommuner tilhører Espedalen Bygdealmening, mens de deler som ligger i Øystre Slidre kommune er privat. Før reguleringen var innsjøene lokalisert mellom 1014-1016 m o. h., og dekket et areal på 1400 hektar (**tabell 1**). Reguleringen innebar en vannstandsøkning på 2,9 m for Sandvatna og 5,0 for både Kaldfjorden og Øyvatnet. Sandvatna ble ikke senket ved reguleringen, mens Kaldfjorden og Øyvatnet ble senket med henholdsvis 0,4 og 0,5 m. Vinstervatna er relativt grunne med små områder dypere enn 10 m. Vannet er svakt surt (pH 6,0-6,5) og ledningsevnen er lav med bare 13,8-19,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Siktedyptet er 5 m og en brunlig vannfarge indikerer tilførsel av humusstoffer fra omgivelsene.

Det naturlige nedslagfeltet til Vinstervatna var 574 km^2 , men dette ble økt til 128 km^2 etter at Nedre

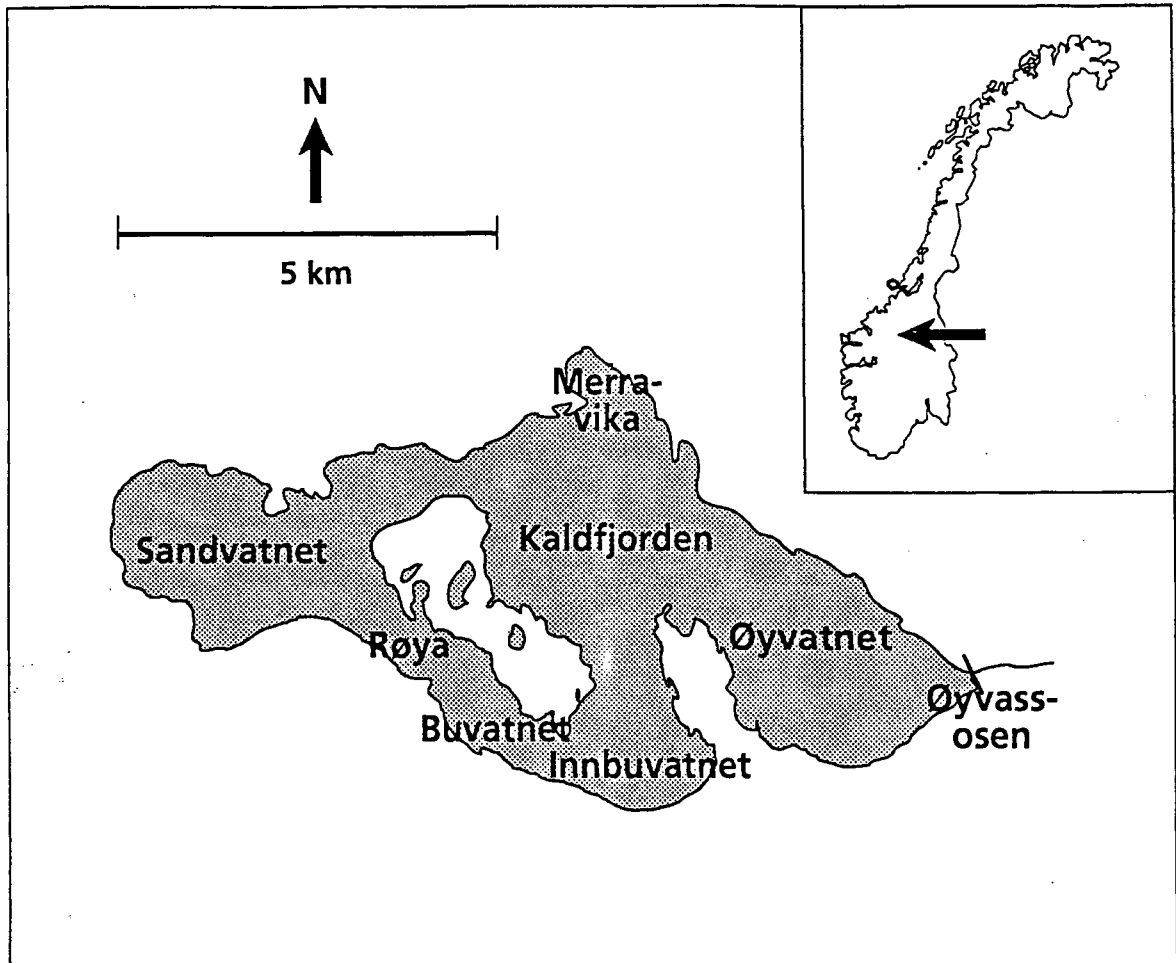
Heimdalsvatn ble overført til magasinet. Nedslagfeltet domineres av bjørk og myrområder, og berggrunnen består av basiske dypbergarter, gabbro og Valdres-sparagmitt.

Reguleringen medførte at gytearealene for aure i Vinstervatna ble sterkt redusert. De viktigste gytebakkene før reguleringen var elvestrekningene mellom de enkelte innsjøene. Rundt Kaldfjorden og Øyvatnet finnes det nå svært få gytebekker, men i vestre deler av magasinet (Sandvatna) forekommer det fortsatt noe naturlig rekruttering. Dette gjelder blant annet i innløpselva (dvs i Vinstra nedenfor Bjørnhølsdammen), Døråa, kanalen fra Nedre Heimdalsvatn i Sandvasslia, to mindre bekker i Sandvasslia, Skagsbekken, Senda, Pertjønnebekken og Svintjønnebekken.

Bruksberettigede i Espedalen Bygdealmening kan fiske med garn i Vinstervatna fra 1. juni til 30. november, og fiskeretten gjelder hele magasinet. Garnantallet er fritt, men det er ikke lov å bruke mindre maskevidder enn 32 mm. I tillegg foregår det et privat fiske i Sandvatna, Øystre Slidre.

Tabell 1. Reguleringshøyder og areal ved høyeste og laveste regulerte vannstand (HRV og LRV) for Kaldfjorden, Øyvatnet og Sandvatna i Vinstervatna-magasinet.

Lokalitet	Høyde over havet (m)			Areal (ha)		
	Ureg.	HRV	LRV	Ureg.	HRV	LRV
Kaldfjord	1014	1019	1013,6	360	528	336
Øyvatnet	1014	1019	1013,5	350	492	322
Sandvatna	1016	1019	1016,1	690	906	646



Figur 1. Lokaliseringen av de enkelte innsjøene innen Vinstervatna-magasinet.

3 Metoder

Det opprinnelige utsettingspålegget i Øyvattet og Kaldfjorden var på 20.000 en-somrig aure. I 1978 ble dette endret til 4.000 to-somrig individ, og fram til 1985 har all fisk vært merket ved å fjerne fettfinnen.

I prosjektperioden fra 1986-1991 ble det satt ut både akklimert og ikke-akklimert fisk av enten Tunhovdfjord- eller Bjornesfjordstammen (tabell 2). Det ble satt ut henholdsvis mellom 1.852-2.197 og 1.309-2.108 individ hvert år av de to gruppene, og de hadde en gjennomsnittslengde på 123-157 mm. Kontrollfiskene ble satt ut direkte etter ankomst, mens den andre gruppen ble akklimert i ei flytemerd fra 9-14 dager før utsetting.

Fisken ble produsert av A/L Settefisk (Reisvoll) i plastkar og føret med kommersielt tørrfôr. Tunhovd-

fjordauren er avkom av ville foreldre, mens Bjornesfjordauren har vært i avl siden 1966 og er nå avkom av 5. generasjon fisk (Stabell et al. 1988).

Mellom ei til to uker før utsetting ble fisken bedøvet med klorobutanol og merket. I tillegg til at fettfinnen ble klippet vekk på all fisk, ble individene i de to gruppene merket annethvert år med å fjerne enten venstre kjevebein eller venstre bukfinne (akklimert) og høyre kjevebein eller høyre bukfinne (kontroll). På den måten ble det lettere å skille mellom de ulike årsklassene ved aldersbestemmelsen seinere.

I tillegg til utsettingene i Øyvattet og Kaldfjorden, blir det også hvert år satt ut 3.500 to-somrig aure i Sandvatna. Denne fisken har ikke vært merket, men på basis av skjellmønsteret var det mulig å skille mellom utsatt og stedegen aure (se Hesthagen et al. 1995). Det ble bare fanget tre individ som ble vurdert

som settefisk men som ikke var merket, og dette var trolig utsatt fisk fra Sandvatna.

Prøvefiske ble foretatt med garnserier med maskevidder fra 16-45 mm, og hvert garn var 25 m langt og 1.5 dypt. Det meste av fangststinsatsen ved prøvefisket foregikk med enkeltgarn satt fra land (**tabell 3**). I tillegg ble det nær utløpet av Øyvvatnet satt bunn-garnlenker på 0-15 m dyp som besto av åtte garn (1989, 1990 og 1992). I samme periode ble det også satt flytegarn på 0-6 og 6-12 m dyp. Hvert garn var 25 m langt og 6 m dypt, og en serie besto av åtte garn med maskevidder fra 16-45 mm.

Prøvetakingen omfattet måling av lengde til nærmeste mm, vekt til nærmeste gram, kjønn, kjønnsmodning og registrering om fisken var merket. Videre ble det tatt både skjell og ørestein av all fisk for seinere aldersbestemmelse. Skjellene ble montert på celluloidstrimler før avlesing og øresteinene ble lest under stereolupe, og eventuelt brent og delt. Alderen på 6 stedegne (0.8 %) og 13 utsatte individ (1.0 %) var så usikker at de ble ekskludert fra materialet. Fiskens lengde ble tilbakereknet ved å anta et lineært forhold mellom lengden på fisken og skjellradiusen.

For hvert år ble det tatt et utvalg mageprøver av aure og sik som ble konservert på 70 % sprit. Fiskens næringsvalg blir uttrykt som volumprosent basert på en subjektiv vurdering av antall og størrelse av de enkelte arter/grupper i hver mageprøve.

Den 10. august 1992 ble det tatt prøver av bunndyr og zooplankton nær utløpet av Øyvvatnet. Zooplanktonprøvene ble tatt med rørhenter (5 l) for hver meter fra 0-12 m dyp, og slått sammen fra 0-6 m og 6-12 m, i tre paralleller. Prøvene ble silt gjennom en 45 µ duk og fiksert i lugol. I tillegg ble det tatt to hovtrekk fra 12 m dyp til overflaten (maskevidde 90 µ). Antall individ i prøvene ble seinere telt, og maksimum 20 dyr av hver art ble målt i hver prøve. For arter som var representert med få individ i rørhenteren, ble det også målt dyr i hovtrekkene. Biomassetallene (mg/m^3) er beregnet ved lineære regresjoner mellom kroppsstørrelse og tørrvekt (Langeland 1982, Botrell et al. 1976). Det ble tatt fem bunnsklipp fra fire ulike dyp (1, 5, 10 og 15 m) på to stasjoner. Prøvene ble tatt med en van Veen bunnhenter med et areal på 0.02 m^2 , dvs et totalareal på 0.10 m^2 for hvert dyp.

Tabell 2. Antall utsatt Tunhovdfjord- og Bjornesfjordaure utsatt i Kaldfjorden og Øyvvatnet (N_u) fordelt på akklimerede (N_a) og ikke akklimerede individ (N_k), 1986-1991. Gjennomsnittlig lengde \pm standardavvik ($xL \pm SD$) er angitt. n = antall fisk lengdemålt.

År	N_u	N_a	N_k	$xL \pm SD$	n	Stamme
1986	3897	1897	2000	137 \pm 14	544	Tunhovdfjord
1987	3825	1946	1897	123 \pm 12	100	Bjornesfjord
1988	3161	1309	1852	127 \pm 15	300	Bjornesfjord
1989	4031	1942	2089	133 \pm 20	100	Tunhovdfjord
1990	3910	1754	2156	157 \pm 25	100	Bjornesfjord
1991	4305	2108	2197	141 \pm 14	399	Bjornesfjord

Tabell 3. Fangststinsats i m^2 garnareal med bunn-garn satt enkeltvis fra land og i lenker og med flytegarn på 0-6 m og 6-12 m dyp i Vinstervatna, 1987 - 1992. Antall serier i parentes.

År	Bunn-garn		Flytegarn	
	Satt enkeltvis	Satt i lenker	0-6 m dyp	6-12m dyp
1987	7800 m^2 (26)			
1988	3150 m^2 (12)			
1989	8100 m^2 (24)	2100 m^2 (8)	1050 m^2 (1)	1050 m^2 (1)
1990	4050 m^2 (12)	2100 m^2 (8)	1050 m^2 (1)	1050 m^2 (1)
1991	5363 m^2 (17)			
1992	4050 m^2 (12)	2100 m^2 (8)	1050 m^2 (1)	1050 m^2 (1)

4 Resultater

4.1 Planktonsamfunnet

Dyreplanktonsamfunnet var dominert av vannloppartene gelékreps (*Holopedium gibberum*) og *Bosmina longispina* (tabell 4). Store planktonkrepsdyr som *Daphnia longispina* og *Bythotrephes longimanus*, forekom enten ikke eller bare i små mengder.

4.2 Bunndyrsamfunnet

Bunndyrprøvene var dominert av Chironomidae (fjærmygglarver), mens *Pisidium* (muslinger) og *Oligochaeta* (fåbørstemark) bare ble registrert i små mengder (tabell 5). *Thricoptera* (vårfluelarver) ble bare funnet på 3 m dyp på stasjon 1. Antall og biomasse på de ulike dypene varierte mellom

henholdsvis 100–490 individ og 30.1–229.0 mg pr. m². Steinbunn på 15 m dyp/stasjon 2 gjorde det vanskelig å ta klipp med bunnhenteren, og denne prøven er derfor ikke tatt med.

4.3 Fangst av stedegen og utsatt aure

Gjenfangster av settefisk samme året som de ble utsatt er ikke inkludert i resultatene. Bortsett fra i 1987 var det en dominans av settefisk i fangstene. Det var store årlige variasjoner i fangstutbyttet både av stedegen og utsatt aure, og på enkeltgarn varierte det mellom henholdsvis 1.28–6.38 og 1.41–9.43 individ pr. 100 m² garnareal (tabell 6). På bunn-garn satt i lenker var fangsten mindre enn ett individ pr. 100 m² garnareal. På flytegarn ble det bare fanget fem aure i løpet av tre sesonger, alle stedegne individ.

Tabell 4. Biomasse (mg/m³) og tetthet (N/m³) av zooplankton i Vinstervatna i august 1992.

Art	Biomasse (mg/m ³)		Tetthet (N/m ³)	
	0-6 m	6-12 m	0-6 m	6-12 m
<i>H. gibberum</i>	26,8	27,2	1544,3	1566,5
<i>D. galeata</i>	0,0	0,2	0,0	11,1
<i>D. longispina</i>	0,1	0,0	33,3	0,0
<i>B. longispina</i>	27,7	19,0	5066,2	3488,5
<i>B. longimanus</i>	2,7	1,3	22,2	11,1
<i>C. scutifer</i>	9,4	9,9	2877,5	3021,9
<i>Diaptomus</i> sp.	5,1	5,2	577,7	588,8
<i>Heterocope</i> sp.	0,6	0,0	11,1	0,0
Totalt	72,4	62,8	10132,3	8687,9

Tabell 5. Beregnet antall (N) og biomasse (vekt i mg) pr. m² av bunndyr på to stasjoner fordelt på fire ulike dyp i Øyvattet i august 1992.

Gruppe	Stasjon 1							
	1 m		3 m		10 m		15 m	
	N/m ²	Mg/m ²	N/m ²	Mg/m ²	N/m ²	Mg/m ²	N/m ²	Mg/m ²
Fåbørstemark	40	48,8	30	26,1				
Vårfluelarver			20	106,6				
To-vinga								
Fjærmygglarver	100	22,0	370	85,1	210	46,2	160	41,6
Muslinger			70	11,2	30	4,5		
Totalt	140	70,8	490	229,0	240	50,7	160	41,6

Tabell 5 forts.

Gruppe	Stasjon 2							
	1 m		3 m		10 m		15 m	
	N/m ²	Mg/m ²	N/m ²	Mg/m ²	N/m ²	Mg/m ²	N/m ²	Mg/m ²
Fåbørstemark	30	49,5	30	39,3				
Vårfluelarver								
To-vinga			10	1,3				
Fjærmygglarver	100	27,0	140	25,2	90	28,8		
Muslinger	10	0,7	20	2,2	10	1,3		
Totalt	140	77,2	200	68,0	100	30,1	0	0,0

Tabell 6. Fangstutbyttet pr. 100 m² garnareal pr. natt av stedegen og utsatt aure på bunngarn satt enkeltvis og i lenker og på flytegarn i Vinstervatna, 1987 - 1992. Antall fisk i parentes.

År	Bunngarn				Flytegarn	
	Satt enkeltvis		Satt i lenke		Stedegen	Utsatt
	Stedegen	Utsatt	Stedegen	Utsatt		
1987	2,32 (181)	1,41 (110)				
1988	6,38 (201)	9,43 (297)				
1989	1,41 (114)	1,95 (158)	0,52 (11)	0,26 (6)	0,05 (1)	0,00 (0)
1990	1,28 (52)	3,33 (135)	0,19 (4)	0,52 (11)	0,05 (1)	0,00 (0)
1991	1,47 (79)	2,31 (124)				
1992	1,98 (80)	4,32 (175)	0,90 (19)	0,95 (20)	0,14 (3)	0,00 (0)

4.4 Gjenfangst av akklimert og ikke akklimert aure

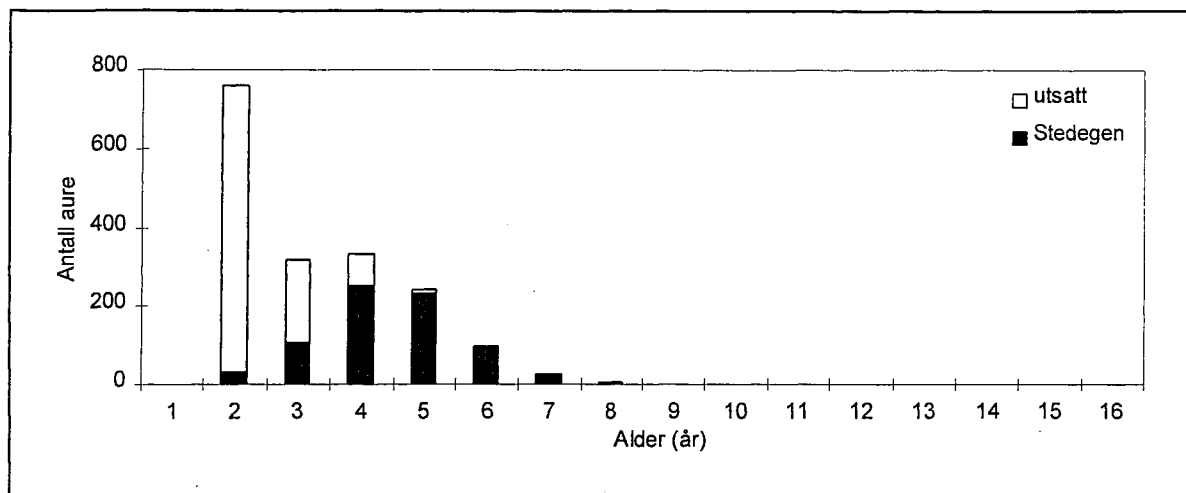
Det siste prøvofisket ble foretatt i 1992, og følgelig består materialet fra 1991-utsettingen bare av en aldersgruppe. Derfor bygger alle resultatene bare på gjenfangstene av to-årig fisk, men dette var forøvrig den dominerende aldersgruppen blant utsatt fisk (figur 2). Akklimeringen hadde ikke noen entydig positiv effekt på overlevelsen da denne gruppen hadde høyere gjenfangster enn kontrollfiskene i bare fire av seks år (tabell 7). Bortsett fra utsettingen i 1991, som ga en klar dominans av akklimert fisk, var det relativt små forskjeller i overlevelsen mellom de to gruppene.

4.5 Fangst av sik

Aure og sik i Vinstervatna hadde forskjellig habitatbruk (tabell 8). Mens aure stort sett bare ble fanget i strandsona, utnytter siken både dette habitatet, dypere bunnområder og de frie vannmassene

4.6 Ernæring

Aure fanget på bunngarn hadde ernært seg vesentlig av vårfluelarver, overflateinsekter og i enkelte år også noe snegl (tabell 9). I to av fire år (1987 og 1989) ble det registrert noe ørekyt i mageprøvene hos aure (4.5 og 4.9 Vol-%). Aure fanget på flytegarn hadde vesentlig spist overflateinsekter, men også noe insektlarver. Zooplankton hadde tilnærmet ingen betydning som føde for pelagisk aure (1,3 Vol-%, *B. longimanus*) L. Siken fanget på flytegarn ernærte seg derimot vesentlig av zooplankton som utgjorde nær 80 Vol-% av dietten, og av dette utgjorde gelékrepser (*H. gibberum*) hele 57.2 Vol-%. Andre viktige næringsdyr for sik var overflateinsekter og fjærmygglarver.



Figur 2. Aldersfordeling hos stedegen ($n = 746$) og utsatt aure ($n = 1036$) i prøvafiskefangsten i Vinstervatna, 1987-1992.

Tabell 7. Gjenfangst av utsatt aure i Øyvatnet og Kaldfjorden fordelt på akklimerede og ikke akklimerede individ (kontrollgruppe) ett år etter utsetting, 1987 - 1992.

År	Gj.fanget	Antall gjenfangster totalt		Antall gjenfangster pr. 1000 utsatt fisk og 1000 m ² gamareal	
		Akklimert	Kontroll	Akklimert	Kontroll
1986	1987	21	13	1,4	0,8
1987	1988	103	127	16,8	21,3
1988	1989	62	66	5,9	4,4
1989	1990	38	51	4,8	6,0
1990	1991	50	40	5,3	3,5
1991	1992	78	45	9,1	5,1

Tabell 8. Antall sik fanget pr. 100 m² gamareal pr. natt i Vinstervatna fordelt på bunngam satt enkeltvis og i lenker og på flytegam, 1989-1992. Antall fisk i parentes.

År	Bunngam -	Bunngam -	Flytegam
	Enkelt	Lenke	
1989	0,69 (56)	0,71 (15)	2,52 (53)
1990	3,04 (123)	1,71 (36)	3,57 (75)
1991	1,08 (58)		
1992	0,67 (27)	1,90 (40)	4,14 (87)

Tabell 9. Mageinnhold i volumprosent hos aure og sik tatt på bunngam (BG) og flytegam (FG) Vinstervatna, 1987-1990.

Næringsgrupper	Aure				Sik	
	1987	1988	1989	1990	1989/90	1989
	BG	BG	BG	BG	FG	FG
Overflateinsekter	9,0	13,5	11,0	69,3	53,8	11,7
Stankelbeinlarver	0,1	0,5				
Vannkalvlarver	<0,1	1,6	1,3		2,5	1,4
Døgnfluelarver		0,2				
Steinfluelarver			3,3	0,1	2,5	0,3
Vårfluelarver	63,7	66,4	33,9	21,3	12,5	0,3
Billelarver		1,6				
Fjærmygglarver	0,4	1,1	9,1			8,8
Snegler	8,8	4,4	30,1	6,3	2,0	
Muslinger						0,2
Hoppekreps						7,1
<i>Daphnia</i> sp.						1,4
<i>Ceriodaphnia</i>						1,0
<i>B. longispina</i>						7,6
<i>H. gibberum</i>						57,2
<i>S. crystallina</i>			0,5	0,8		
<i>B. longimanus</i>			0,4		1,3	1,1
Linsekreps	4,3	5,2	1,8	1,0	1,8	1,9
Chydoridae sp.						0,1
Fisk	4,5		4,9			
Rogn	2,3					
Plantematerialet	6,4	5,5	3,5	1,2		
Annet	0,4				23,7	
Antall mager	42	15	15	16	4	15

4.7 Aldersfordeling hos aure

Sammenligningen av aldersfordelingen hos Tunhovdfjord- og Bjornesfjordaure er basert på utsettingene i henholdsvis 1986 og 1989 og 1987 og 1988 (cf. tabell 2). Gjenfangstene av Bjornesfjordaure fra utsettingene i 1990 og 1991 er ikke tatt med fordi materialet ikke er representativt for en slik sammenligning ettersom undersøkelsen ble avsluttet i 1992. Resultatene viste ingen statistisk forskjell i aldersfordeling mellom de to stammene ($\chi^2 = 1.23$, $p > 0.05$). Settefiskene av begge stammene ble derfor slått sammen i den videre behandlingen av aldersfordelingen.

Det var derimot en klar forskjell i aldersfordelingen hos stedegen og utsatt aure ($\chi^2 = 23.5$, $p < 0.001$, figur 2). Bestanden av utsatt fisk besto vesentlig av to- og treåringer, og bare 1.5 % var fem år eller eldre. Alderen til den stedegne fisken varierte fra to til åtte år, bortsett fra ett individ på 15 år fanget i 1990. To- og treåringer

var underrepresentert, og fire og fem-åringer var de dominerende aldersgruppene. Den store forskjellen i alderssammensetningen blant utsatt og stedegen aure indikerer at stedegen aure hadde en vesentlig høyere overlevelse enn utsatt fisk.

4.8 Vekst hos aure

Det var ingen statistisk forskjell i lengde ved gjenfangst hos Tunhovdfjordaure og Bjornesfjordaure av samme alder (t-test, $p > 0.05$). I den videre analysen er derfor vekstdataene for de to stammene slått sammen.

De observerte lengdene viste at utsatt aure var større enn stedegen aure av samme alder (figur 3). Dette skyldes at den utsatte fisken hadde en betydelig raskere vekst enn stedegen fisk i de to første leveårene, dvs. mens den enda var i oppdrett. Eksempelvis varierte lengden etter første vekstsesong i anleg-

get mellom 59-69 mm sammenlignet med bare 31-38 mm hos naturlig rekruttert fisk. Etter utsetting var veksten til den utsatte auren temmelig lik veksten til den naturlig rekrutterte fisken, men med noe dårligere vekst hos utsatte individ. Veksten var relativt langsom hos begge gruppene med en årlig tilvekst på 42-52 mm fra 3-5 leveår.

4.9 Lengdefordeling hos aure

Aurebestanden karakteriseres ved en dominans av fisk mellom 16-28 cm, og andelen større individ var bare 9 % (figur 4). Lengdefordelingene til stedegen og utsatt fisk var imidlertid signifikant forskjellige (Kolmogorov-Smirnov test: $D = 0,289$, $n_1 = 746$, $n_2 = 1036$, $p < 0,001$). Mens utsatt fisken utgjorde hele 72 % av individ ≤ 20 cm, var andelen bare 22 % blant de ≥ 28 cm.

4.10 Kondisjon hos aure

Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor hos stedegen og utsatt aure var henholdsvis 0,93 og 0,99. Hos settefisken avtok kondisjonsfaktoren noe med økende lengde, mens dette ikke var tilfelle blant stedegen fisk. Kondisjonen hos begge gruppene er under middels.

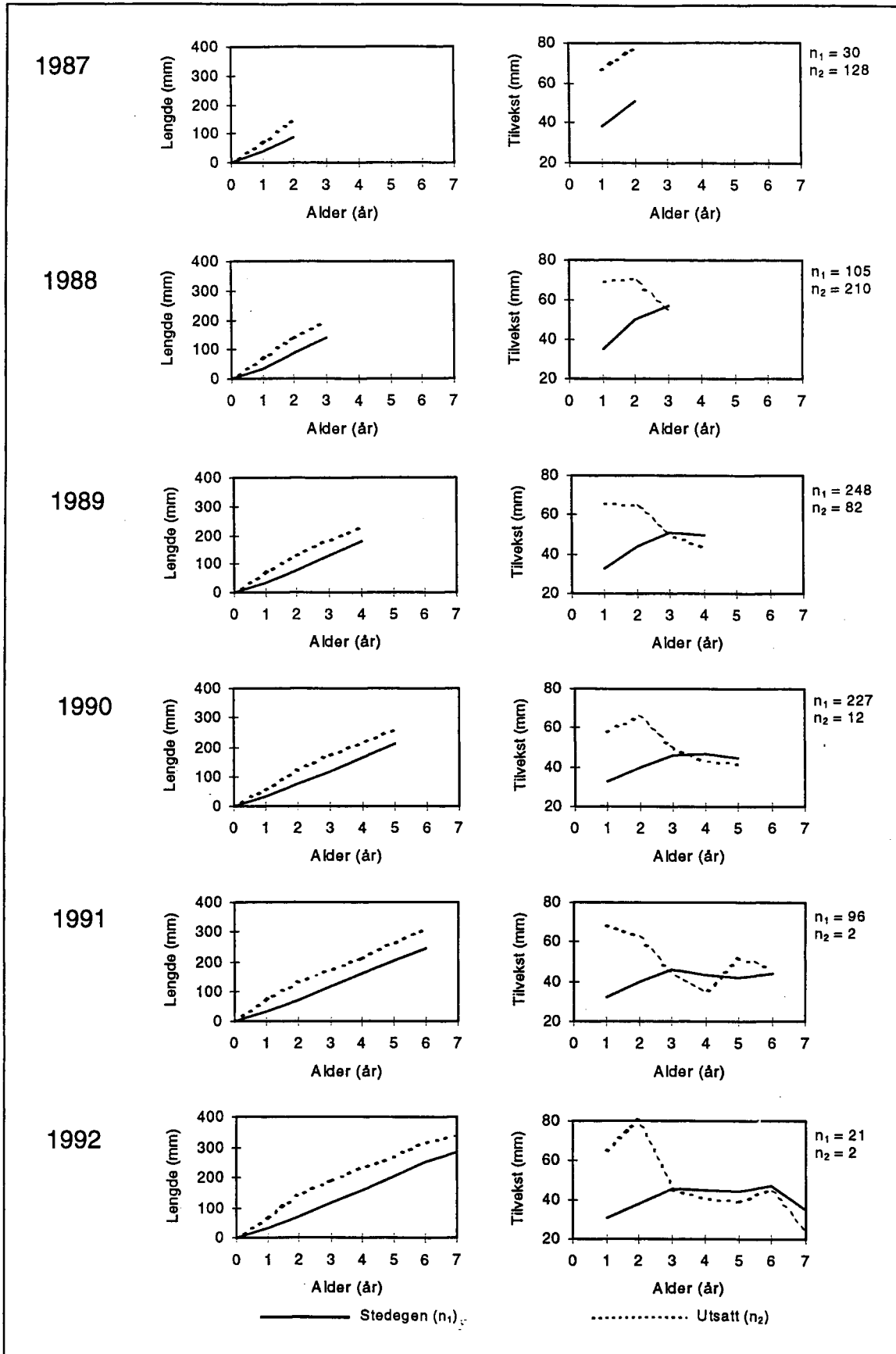
4.11 Alder ved kjønnsmodning hos aure

Det var ingen forskjell i alder ved kjønnsmodning hos stedegen og utsatt hannfisk (tabell 10). Ett fåtall stedegne hanner ble kjønnsmodne som 3-åringer (7 %). Hos 4-7 åringer varierte andelen kjønnsmodne individ mellom 19,8-37,8 %. Bare et fåtall settefisk ble kjønnsmodne som ettåringer (1,4 %), dvs det året de ble satt ut. Det var relativt få kjønnsmodne hanner blant både 3-åringer (17,1 %) og 4-åringer (12,9 %), men noe større blant 5-åringer (33,3 %).

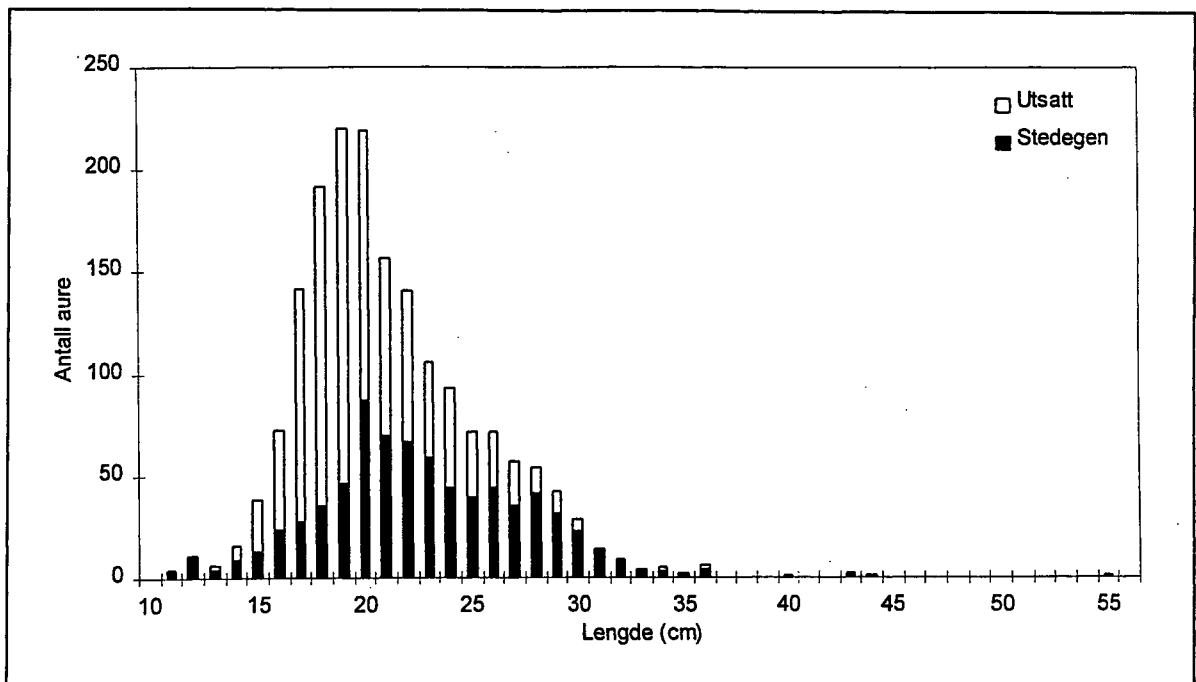
Hos hunnfisken var det heller ingen forskjell i alder ved kjønnsmodning mellom stedegen og utsatt aure. De yngste kjønnsmodne hunnene blant stedegne individ var 3 år. Den kjønnsmodne andelen blant 3-6 åringene var lav (2,1-13,6 %), men noe større hos 7-åringene (33,3 %). De yngste kjønnsmodne hunnene blant ikke-stedegen fisk var to år, og andelen kjønnsmodne individ i alle aldersgrupper under ett varierte mellom 0,7-20,0 %.

4.12 Bestandsstruktur hos sik

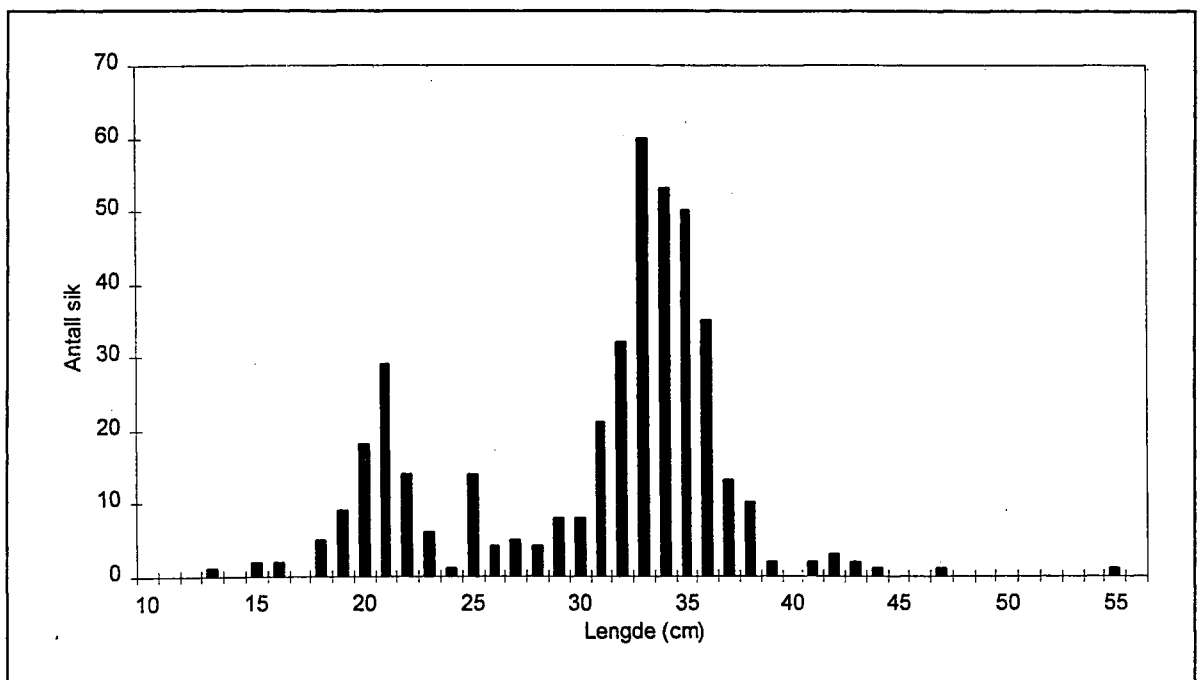
Prøvefiskefangsten viste en dominans av sik mellom 310-360 mm (figur 5), og med en gjennomsnittlig lengde og vekt som varierte mellom henholdsvis 298-333 mm og 264-368 g (tabell 11). Sikbestanden hadde et betydelig innslag av gamle individ idet hele 32,2 % var 10 år eller eldre (tabell 12). Veksten var relativt god fram til 4+ da gjennomsnittlig lengde var 30,7 cm, men deretter avtok veksten sterkt med økende alder. Den gjennomsnittlige kondisjonsfaktoren hos siken var 0,90.



Figur 3. Observert og tilbakeberegnet lengde hos ulike aldersgrupper av stedegen og utsatt aure fanget ved prøvfiske i Vinstervatna i perioden 1987-1992.



Figur 4. Lengdefordeling hos stedegen ($n = 746$) og utsatt aure ($n = 1036$) fanget i Vinstervatna, 1987-1992.



Figur 5. Lengdefordeling hos sik ($n = 417$) fanget i Vinstervatna, 1989-1992

Tabell 10. Antall modne og umodne hann- og hunnfisk hos utsatt og stedegen aure ved ulike alder i Vinstervatna. Fordeling (%) mellom modne og umodne individ er angitt i parentes. Kjønnfordelingen (Ha = hann, Ho = hunn) er vist i kolonnen lengst til høyre.

Alder	Hann				Hunn				Ha/Ho
	Moden		Umoden		Moden		Umoden		
Utsatt									
1	2	(1,4)	134	(98,6)	0	(0,0)	98	(100,0)	1,39
2	8	(1,9)	415	(98,1)	2	(0,7)	303	(99,3)	1,39
3	21	(17,1)	102	(82,9)	7	(8,0)	80	(92,0)	1,41
4	4	(12,9)	27	(87,1)	1	(2,0)	50	(98,0)	0,61
≥5	2	(33,3)	4	(66,7)	2	(20,0)	8	(80,0)	0,60
Stedegen									
2	0	(0,0)	20	(100,0)	0	(0,0)	10	(100,0)	2,00
3	4	(7,0)	53	(93,0)	1	(2,1)	47	(97,9)	1,19
4	34	(22,0)	118	(78,0)	6	(5,1)	94	(94,9)	1,52
5	21	(19,8)	88	(80,2)	5	(4,9)	116	(95,1)	0,91
6	14	(37,8)	23	(62,2)	8	(13,6)	51	(86,4)	0,63
7	2	(33,3)	4	(66,7)	5	(33,3)	10	(66,7)	0,40
8	0	(0,0)	1	(100,0)	4	(100,0)	0	(0,0)	0,25

Tabell 11. Gjennomsnittlig lengde og vekt ± standardavvik ($xL \pm SD$ og $xV \pm SD$) hos sik fanget ved prøvafiske i Vinstervatna, 1989-1992. n = antall fisk.

År	$xL \pm SD$	$xV \pm SD$	n
1989	332±49	338±114	124
1990	298±66	264±145	234
1991	318±46	329±125	57
1992	333±26	368± 54	154

Tabell 12. Gjennomsnittlig lengde ± standard avvik ($xL \pm SD$) hos sik i ulike aldersgrupper fanget ved prøvafiske i Vinstervatna, 1989-1992. n = antall fisk.

Alder	$xL \pm SD$	n
2	210± 12	75
3	251± 24	7
4	307± 19	8
5	319± 15	8
6	338± 9	11
7	330± 13	16
8	343± 13	16
9	340± 11	13
10	344± 9	12
11	348± 10	12
12	351± 26	19
13	355± 13	17
14	365± 14	9
15	368± 0	1
16	400± 37	2
17		0
18	443± 0	1

5 Diskusjon

Det var en klar dominans av utsatt aure i prøvefiskefangstene. Imidlertid avtok deres andel med økende størrelse og alder, og få individ blir lengre enn 30 cm og eldre enn 4 år. Den utsatte fisken synes derfor å ha en langt høyere dødelighet enn den naturlig rekrutterte auren, og dette gjaldt flere år etter utsetting. Forskjellen skyldes med all sannsynlighet ikke stress ved utsetting eller andre omstillingsproblemer i overgangen fra oppdrettsanlegg til innsjø, utvandring eller selektiv beskatning. Dette innebærer at bare en liten del av den utsatte fisken når fangbar størrelse på 32 mm garn (cf. Jensen 1977).

Konkurransen fra sik og ørekyt, som begge ble innført på 1970-tallet, er trolig den viktigste årsaken til de dårlige vekstforholdene hos aure i Vinstervatna. Uten disse to artene ville trolig produksjonsgrunnlaget for aure være langt bedre enn idag til tross for reguleringen. Dette skyldes forekomsten av skjoldkrepss, og undersøkelser foretatt 10 år etter reguleringen viste at dette krepsdyret fortsatt var det viktigste næringsdyret for aure (Aass 1969). Imidlertid synes skjoldkrepsen nesten å ha forsvunnet i løpet av 1970-tallet idet den såvidt ble registrert i Øyvatnet i 1979 men ikke i Sandvatna i 1980 (Hesthagen & Gunnerød 1980, 1981). Skjoldkrepsen legger eggene sine i strandsonen om høsten, og til tross for tørrlegging innfrysing, klekkes de når områdene blir oversvømt neste vår (Borgstrøm & Larsson 1974, Borgstrøm 1975). Imidlertid har det vist seg at det planktoniske larvestadiet til skjoldkrepsen er svært utsatt for beiting fra ørekyt (Borgstrøm et al. 1985), og dette er trolig årsaken til at arten har gått sterkt tilbake i Vinstervatna. Det har vist seg at skjoldkrepsen har mistet sin betydning som føde for aure i flere innsjøer etter innførsel av ørekyt (Lien 1981, Borgstrøm et al. 1985). I Vinsteren-magasinet oppstrøms Vinstervatna ble ørekyta innført på 1980-tallet, men her er fortsatt skjoldkrepsen det viktigste næringsdyret for aure (upubl. data). Vi vet ikke hva dette skyldes, men i motsetning til i Vinstervatna, er det ikke sik i dette magasinet.

Siken er en hard næringskonkurrent i Vinstervatna ved å ekskludere auren fra den pelagiske sonen. Auren i Vinstervatna kan derfor ikke søke ut i de frie vannmassene og beite på plankton som den gjør i andre reguleringsmagasin (Brabrand & Saltveit 1988, Borgstrøm et al. 1992, Hegge et al. 1993, Hesthagen et al. 1995). Sik er en spesielt effektiv planktonbeiter fordi den spiser mindre arter og individ enn andre fiskearter (Nilsson & Pejler 1973, Svårdson 1976). Et slikt beitetrykk medfører ofte at planktonsamfunnet i

sikvann kun består av små arter som auren ikke kan utnytte. En finner derfor normalt ikke planktonspisende aure i vann med mye sik (Svårdson 1976). Dette er også tilfelle i Vinstervatna hvor planktonsamfunnet var sterkt dominert av små arter som hoppekrepss, gelékrepss og *B. longispina*. Vannloppene *D. longispina* og *B. longimanus*, som er ofte viktige næringsdyr for aure, forekom bare i svært lave tettheter. Auren i Vinstervatna har derfor ingen mulighet til å søke alternative næringstilbud til det i strandsonen som er utarmet av reguleringen, spesielt etter at skjoldkrepsen ble borte. Fangstene på bunn garn indikerer forøvrig at siken også er en konkurrent til aure i strandsonen.

Resultatene fra Vinstervatna er i samsvar med erfaringer fra utsettinger av aure i andre norske innsjøer ved at tilslaget er sterkt avhengig av konkurranseforholdene i utsettingslokaliteten (Aass 1995). Er konkurransen hard blir overlevelsen til settefisken dårlig, noe som er naturlig i og med at tilgangen på næring og oppholdsplasser har avgjørende betydning for overlevelsen hos laksefisk (Chapman 1966). Flere andre settefiskundersøkelser har også vist at i lokaliteter med sterk næringskonkurransen, rammer dette overlevelsen til fremmed fisk hardere enn stedegne individ (Aass 1973, L'Abée-Lund et al. 1995). Dette har trolig sammenheng med at stedegen fisk er tilpasset miljøforholdene på levestedet (e.g. temperatur-regime, vannkvalitet etc.). Dette kan også være forklaringen på at stedegen aure i Vinstervatna har en høyere levealder enn utsatt fisk. Det er tidligere vist at en vellykket utsetting er avhengig av både miljøforholdene i innsjøen (innsjø-effekt) og av genetiske aspekter hos settefisken (Ayles 1975). Tap av genetisk variasjon hos anleggsprodusert fisk kan også ha betydning for overlevelsen etter utsetting, og trolig i større grad i lokaliteter med hard konkurranse (cf. Allendorf & Phelps 1980, Ryman & Ståhl 1980, Verspoor 1988).

Flytegarnfisket i Øyvatnet og Kaldfjorden i de siste årene viser at det er en stor bestand av sik i magasinet. Espedalen Bygdealmanning har bygd fryseri i Merravika hvor fiskerne kan levere fangstene sine. For å stimulere til økt fiske betaler de kr. 6,- pr. kg sik som leveres, og uttaket i 1993 var 16.668 kg (16.3 kg/ha) og i 1994 16.932 kg (16.6 kg/ha). Det vesentligste av denne siken ble fanget på 39 mm garn (F. Hellebergshaugen pers. medd.).

Med de dårlige resultatene av utsettingene har det liten hensikt å fortsette dagens utsettinger i Vinstervatna fordi næringsproduksjonen ikke gir grunnlag for en større aurebestand i magasinet enn det som rekrutteres av stedegen fisk. Det kan heller ikke

utelukkes at økt fisketetthet som følge av utsettingene bidrar til å redusere veksten og overlevelsen hos naturlig rekruttert fisk. Dette vil i så fall resultere i at færre individ når fangbar størrelse, og effekten av utsettingene kan faktisk virke negativt. Det synes heller ikke å være grunnlag for å sette ut andre størrelser eller stammer av settefisk i magasinet, og utsettingene bør derfor opphøre. Om flytegarvfisket vil redusere sikbestanden så mye at det gir økt planktonproduksjonen og dermed mere næring for aure gjenstår å se. En eventuell bedring av næringsforholdene vil imidlertid ikke nødvendigvis medføre behov for fiskeutsettinger. Det er dessuten gjennomført enkelte habitatforbedrende tiltak for aure i flere gytebekker til magasinet, og dette arbeidet bør videreføres. Skulle det bli aktuelt med fiskeutsettinger i framtiden, tyder resultatene på at en bør benytte fisk av stedegen stamme.

6 Referanser

- Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs.- Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 49: 183-201.
- Aass, P. 1973. Some effects of lake impoundments on salmonids in Norwegian hydroelectric reservoirs. - Acta Univ. Upsaliensis, Abstr. Uppsala Diss. Sci. 234: 1-14.
- Aass, P. 1995. Ørret som settefisk, s. 138-145. - I: Ferskvannfisk. Økologi, kultivering og utnytting. (Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. red.). Norges Forskningsråd, Oslo.
- Allendorf, F.W. & Phelps, S.P. 1980. Loss of genetic variation in a hatchery stock of cutthroat trout. - Trans. Am. Fish. Soc. 109: 537-543.
- Ayles, G.B. 1975. Influence of the genotype and the environment on growth and survival of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in central Canadian lakes. - Aquacult. 6: 181-188.
- Bachman, R.A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. - Trans. Am. Fish. Soc. 113: 1-32.
- Barton, B.A., Schreck, C.B. & Sigismondi, L.A. 1986. Multiple acute disturbances evoke cumulative physiological stress responses in juvenile chinook salmon.- Trans. Am. Fish. Soc. 115: 245-251.
- Borgstrøm, R. 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. - Rapp. Lab. Ferskv. økol. Innlandsfiske, Oslo. 22-1975. 11 s.
- Borgstrøm, R. & Larsson, P. 1974. The first three instars of *Lepidurus arcticus* Pallas, (Crustacea:Notostraca). - Norw. J. Zool. 22: 45-52.
- Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S. J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). - Verhand. Int. Verein. Limnol. 22: 2548-2552.
- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. & Solheim, J.T. 1992. Effects of siltation on resource utilization and dynamics of allopatric brown trout, *Salmo trutta*, in a reservoir. - Environ. Biol. Fish. 34: 247-255.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton productions studies. - Norw. J. Zool. 24: 419-456.

- Brabrand Å. & Saltveit, S.J. 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): effects of water level fluctuations versus interspecific competition. - Rapp. Lab. Ferskv. økol. Innlandsfiske, Oslo. 102.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. - Am. Nat. 100: 345-347.
- Ersbak, K. & Haase, B.L. 1983. Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stocked brook trout. - North Am. J. Fish. Manage. 3: 142-151.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 42: 183-237.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuation upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, northern Sweden. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 44: 14-41.
- Gunn, J.M., McMurtry, M.J., Bowly, J.N., Casselman, J.M. & Liimmatainen, V.A. 1987. Survival and growth of stocked lake trout in relation to body size, stocking season, lake acidity, and biomass of competitors. - Trans. Am. Fish. Soc. 116: 618-627.
- Hegge O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993. Juvenile competitive bottleneck in the production of brown trout in hydroelectric reservoirs due to intraspecific habitat segregation. - Regulated Rivers: Res. & Manage. 8: 41-48.
- Hesthagen, T. & Gunnerød, T. 1980. Fiskeribiologiske undersøkingar i Kaldfjorden, Øyvattnet og Øvre Hersjø i Vinstravassdraget, Oppland fylke 1979. - DVF- Reguleringsundersøkelsene. Rapp. Nr 3-1980. 48 s.
- Hesthagen, T. & Gunnerød, T. 1981. Fiskeribiologiske undersøkingar i Vinstravassdraget, Oppland, i 1980. - DVF-Reguleringsundersøkelsene. Rapp. Nr 6-1981. 43 s.
- Hesthagen T., Staurnes, M., Hegge, O. & Skurdal, J. 1989. Akklimering av settefisk av aure før utsetting i et reguleringsmagasin. Fysiologiske effekter ved utsetting av fisk i ionefattig vann. - Miljøvirkninger av Vassdragsregulering (MVU), Nr. A17, Trondheim.
- Hesthagen T., Hegge, O., Skurdal, J. & Dervo, B.K. 1995. Differences in habitat utilization among native, native stocked and non-native stocked brown trout (*Salmo trutta*) in a hydroelectric reservoir. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52. (I trykk).
- Järvi, T. 1989. Synergistic effect on mortality in Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolt caused by osmotic stress and presence of predators. - Environ. Biol. Fish. 26: 149-152.
- Jensen, J.W. 1988. Crustacean plankton and fish during the first decade of a subalpine man-made reservoir. - Nordic J. Freshw. Res. 64: 5-53.
- Jensen, K.W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta*, L., in Lake Øvre Heimdalsvatn, Southern Norway. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56: 18-69.
- Johnsen, B.O. 1988. Studier av settefisk med hovedvekt på undersøkelse av næringsvalg kort tid etter utsetting. Settefiskprosjektet. Slutt-rapport. - DVF-Reguleringsundersøkelsene, Rapp. Nr 13/1988.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1986. Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. - Aquacult. and Fish. Manage. 17: 281-287.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1989. Feeding by hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L. released in lakes. - Aquacult. and Fish. Manage. 20: 97-104.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1990. Feeding by hatchery- and pond-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fingerlings released in a lake and in a small stream. - Aquacult. and Fish. Manage. 21: 253-258.
- L'Abée-Lund, J.H., Sæggrov, H. & Langeland, A. 1995. Overlevelse og habitatbruk hos utsatte ørretstammer, s. 146-152. - I: Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting (R. Borgstrøm, B. Jonsson & J.H. L' Abée-Lund, Red). Norges Forskningsråd, Oslo.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. - Holarctic Ecol. 5: 273-310.
- Lien, L. 1981. Biology of minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Øvre Heimdalsvatn, Norway. - Holarctic Ecol. 4: 191-200.
- Nilsson, N.A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. - Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 53: 51-77.
- Powell, J. Bernier, M.J., Kerr, M.F., Leering, S.J., Miller, G., Samis, M. & Pellegrini, M. 1986. Returns of hatchery reared lake trout from eight lakes in northeastern Ontario. - Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto Ontario Fish. Tech. Rep., Serie 22.
- Ryman, N. & Ståhl, G. 1980. Genetic changes in hatchery stocks of brown trout. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 82-87.
- Stabell, F.R., Hafsvund, F. & Skurdal, J. 1988. Rognstørrelse og rognantall for stamfisk av ørret *Salmo trutta* L. med ulike alder og avstamning. - A/L Settefisk, Reinsvoll, Rapp. Nr 1-1988.

- Staurnes, M. 1992. Fysiologisk stress hos fisk ved utsetting i ionefattig vann, s. 155-171. I: Fiskesymposiet 1992. Vassdragsregulantenenes Forening, Oslo.
- Staurnes, M. 1995. Fysiologisk stress ved utsetting i ionefattig vann, s. 162-166. - I: Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. (Borgstrøm, R., Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. (Red.). Norges Forskningsråd, Oslo.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 55: 144-171.
- Verspoor, E. 1988. Reduced genetic variability in first-generation hatchery populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1686-1690.
- Wiley R.W., Whaley, R.A., Satake, J.B. & Fowden, M. 1993. Assessment of stocking hatchery trout: a Wyoming perspective. - North Am. J. Fish. Manage. 13: 160-170.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0619-6

377

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**