

REETABLERING AV FISKEBESTANDEN I MANDALSELVA.

JAN HEGGENES OG SVEIN JAKOB SALTVEIT

## FORORD

Fisk i Mandalselva er sterkt påvirket av endringer i miljøforholdene. Surt vann har redusert fiskebestandstørrelsen kraftig. Vassdraget var tidligere ett av Norges beste for fangst av laks. I dag er det ingen naturlig gytebestand i elva. Mandalselva har også store endringer i vannføring som følge av reguleringer. Tiltak i form av kalking og fiskeutsetting har medført økt avkastning av laks og ørret i vassdraget. Fra ulike hold var det derfor et ønske om å få vurdert eventuelle endringer i vannføringsforhold for å bedre oppvekst- og oppvandringsforhold for anadrom og stedegen laksefisk i Mandalselva. Undersøkelsen er initiert og finansiert av Vest-Agder Energiverk (VAE).

I tillegg til LFI's faste personale har Jon Gunnar Dokk deltatt på feltarbeidet. Det rettes også en takk til Trygve Sannes for innsamling av skjellprøver og verdifull informasjon om fangst i elva.

Oslo, august 1992

Svein Jakob Saltveit

# INNHOOLD

	s.
SAMMENDRAG .....	4
KONKLUSJON .....	8
INNLEDNING .....	9
OMRÅDEBESKRIVELSE .....	12
MATERIALE OG METODE .....	14
Elektrofiske .....	14
Habitatstudier .....	16
RESULTATER .....	20
Fiskebestand på elv .....	20
Fiskebestand på bekkene .....	20
Fiskens habitatbruk i Mandalselva .....	31
Forskjeller i habitatvalg mellom arter .....	35
Fiskens habitatpreferanse i Mandalselva .....	35
SIMULERINGSRESULTATER .....	41
Vanddekket areal .....	41
Habitat .....	41
Substrat .....	43
Vannhastighet .....	43
Dyp .....	44
De ulike lokalitetene .....	47
FISK OG FISKE I MANDALSELVA .....	64
KOMMENTARER .....	67
LITTERATUR .....	74

## SAMMENDRAG

Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1992. Reetablering av fiskebestanden i Mandalselva. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 135, 77 s.

Mandalselva var tidligere en av landets beste lakseelver. Selv om vassdraget er sterkt berørt av reguleringer (seks kraftverk), er surt vann den primære årsaken til nedgangen i fiskebestanden. Laksunger er ikke påvist i vår undersøkelse, men det går fremdeles voksen laks opp i elva. Laksen kunne tidligere gå helt opp til Kavfossen, men utbyggingen av Bjelland og Laudal kraftverk har sterkt begrenset oppvandringen av laks og sjørret til eventuelle gytestrekninger ovenfor Laudal. Dette skyldes svært lav minstevannføring på utløp Mannflåvatn og bygging av terskler på strekningen.

På strekningen Mannflåvatn-Kleveland bro er det bygget 8 løsmasseterskler og to i betong. Etter utbygging av Bjelland kraftverk ble det bygget tre betongterskler ovenfor Bjelland. I disse betongtersklene ble det bygget anordninger for fiske-trapp, men trappene er ikke gjort ferdige. Under normale forhold er det vanskelig for fisk å vandre opp forbi Laudal kraftverk. Minstevannføring er svært lav,  $0.25 \text{ m}^3/\text{s}$ .

For å bedre forholdene for fisk og for å øke oppgangen av voksen fisk er det igangsatt kultiveringstiltak i form av kalking og fiskeutsetting. Tiltakene er igangsatt både nedenfor og ovenfor Laudal kraftverk. Det er i senere år gjort forsøk med utsetting av laks; hovedsaklig smolt. Fra grunneierhold er det et sterkt ønske om å lette oppvandring av fisk til elva ovenfor Laudal kraftverk.

Denne undersøkelsen omfatter bestandstetthet, sammensetning og alder hos laks- og ørretunger på utvalgte lokaliteter, habitatkartlegging og bruk av Fysisk Beskrivende Vassdragsmodell (FBV) til å simulere vannføringer som gir optimalt habitat for fiskeunger. Undersøkelsen vurderer endringer i bestandstørrelse og produksjonsforhold i vassdraget som følge av utbyggingene, endringer i vannkvalitet og eksisterende tiltak (kalking av sidebekker, fiskeutsettinger, trapper, terskler), og gir en vurdering av hvilke tiltak som er nødvendige både for å bedre produksjonsforholdene og for å sikre oppgang av fisk.

Det ble ikke fanget fisk i Mandalselva ovenfor Mannflåvatn. På strekningen mellom Mannflåvatn og Laudal ble det registrert både ørret og bekkerøye. Noen av ørretene var årsunger (0+), noe som indikerer naturlig reproduksjon. Det samme var tilfelle i Mandalselva nedstrøms Laudal. Bekkerøye ble ikke funnet i elva nedenfor Laudal.

Med unntak av Kosåna, ble det påvist fisk i samtlige undersøkte bekker. Påviste arter var ørret, bekkerøye og ål. Bekkerøye dominerte fiskebestanden i flere av av bekkene ovenfor Laudal. Funn av årsunger (0+) indikerer naturlig reproduksjon av bekkerøye. I bekkene nedenfor Laudal var ørret eneste art i de fleste bekker. Tiltak med kalking av sidebekker har således hatt en betydelig effekt.

Ved dykking i hovedelva ble det observert lite fisk. På stillestående og stilleflytende elvepartier ble det observert mest ørret, mens bekkerøye i større grad brukte holer og blankstryk på mer rasktflytende partier. Totalt sett gir få fiskeobservasjoner en utilstrekkelig beskrivelse av fiskens habitatbruk. Beregningene av habitatpreferanse og simuleringene av tilgjengelig habitat ved ulike vannføringer blir derfor usikre. Ved simulering av vannføringer er det i tillegg benyttet data fra Gjengedalsvassdraget. Dette var nødvendig for laks, da denne arten ikke ble observert i Mandalselva. Overføringsverdier av slike data er imidlertid usikker.

Simuleringene med stedegne data fra Mandalselva viser generelt at endringer i vannføring gir sterkere endringer i gunstig habitat for bekkerøye enn for ørret. Dette skyldes i hovedsak at bekkerøye foretrakk strekninger med høy gradient og derfor mindre vannvolum, mens ørret mest ble observert på stillestående og stilleflytende elvepartier med større vannvolumer. Raskflytende partier påvirkes i langt større grad av vannføringsendringer enn store stilleflytende vannvolumer, som f.eks. terskelbasseng. Ørret er mindre tolerant for forsurening enn bekkerøye, og muligens fungerer de store vannvolumene som refugier for ørret under sure flomepisoder.

Ved bruk av Gjengedalsdata i modellen, følger endringene i mengde habitat omtrent samme mønster for de to artene, laks og ørret, men laks krever generelt mer vann for å få gunstige habitater. Dette skyldes i hovedsak preferanse for høyere vannhastigheter.

De ulike habitatvariablene vannhastighet, vanddyb og substrat påvirkes ulikt av endring i vannføring og det var også forskjeller mellom stasjoner. Data fra Gjengedalselva ga større arealer med gunstig habitat for fisk enn stedegne data. Derimot var forløpet i endringene i habitat med endring av vannføring tilnærmet den samme ved bruk av Gjengedalsdata som for stedegne data.

Mandalsvassdraget er lite egnet for produksjon av laksefisk uten av vannet kalkes. Hovedvassdraget er kronisk surt, med pH-verdier i området 4.5-4.9 og høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Brukbar vannkvalitet påtreffes bare i sidevassdragene og i Mandalselva på strekningen mellom Mannflåvatn og Laudal i tørrvårsperioder. For strekningen mellom Mannflåvatn og Laudal og for en del av bekkene skyldes den gode vannkvaliteten kalking. Dette forhold er tillagt vekt ved forslag til minstevannføringer, idet god vannkvalitet for fisk bare kan opprettholdes gjennom kalking. I en slik vurdering må det skilles mellom laks og ørret. Laks vil f.eks. kreve betydelige mengder kalk, mens det for sjørret kan gjøres mer for rimelige

kostnader.

En forutsetning for å kunne utnytte en bedring av habitatforholdene for fisk gjennom endret vannføring er en forbedring av vannkvaliteten. Tiltak er kalking og kontroll med vannføring for å unngå sure episoder.

På strekningen Sundet-Bjelland gir økt vannføring en relativt begrenset respons i gunstig areal med gunstig habitat. Ut fra habitatforholdene bør vannføringen være minst 2 m<sup>3</sup>/s om sommeren.

På strekning Manflåvatn-Laudal vil en vannføring mellom 2-5 m<sup>3</sup>/s om sommeren gir større andeler av arealer med gunstig habitat. Samtidig er dette et vannvolum som er realistisk å kalke. Tiltak for fisk i form av økt minstevannføring sammen med økt kalking kan imidlertid ødelegges av sure episoder i perioder med flom.

De foreslåtte minstevannføringer vil også være tilstrekkelige for oppvandringen for fisk gjennom laksetrappene.

## KONKLUSJON

1. Mandalsvassdraget er kronisk surt og lite egnet for produksjon av laksefisk uten at vannet kalkes.
2. Kalking har gitt en klar forbedring av reproduksjonsforhold for ørret.
3. Vannkvalitet i dagens situasjon er en viktigere faktor for fisk enn habitatforholdene.
4. I vurderingene av tiltak må det skilles mellom laks og ørret. Laks vil kreve mer vann og kalk enn ørret.
5. Tiltak for ørret kan gjøres i bekkene, mens tiltak for laks må gjøres i hovedelva.
6. Dersom målsettingen er å etablere en naturlig reproduserende laksebestand må pH økes og økt minstevannføring vil gi en betydelig økning i areal med gunstig habitat.
7. For å femskaffe optimalt fysisk habitat for fiskeunger foreslås en vannføring på minst 2 m<sup>3</sup>/s om sommeren på strekning Sundet-Bjelland. På strekningen Mannflåvatn-Laudal foreslås en vannføring mellom 2-5 m<sup>3</sup>/s om sommeren, forutsatt at forbislipping av store vannvolum kan unngås.
8. På strekningen med minstevannføring må sure episoder under flom unngås.
9. De foreslåtte minstevannføring vil også være tilstrekkelig for oppgang i fisketrappene og forbi tersklene, under forutsetning av at fisketrappene fungerer.



## INNLEDNING

Mandalselva var tidligere en av landets beste lakseelver, men hadde i perioden 1900-1920 en meget kraftig nedgang i fangstutbyttet av laks og sjørret. Størst utbytte ga elva i 1884 (34.709 kg). De laveste fangstene kom i perioden 1971 til 1975, med absolutt lavmål i 1972, da oppgitt fangst av anadrom fisk bare var 6 kg. Mer enn 90% av anadrom fisk fanges nå nedenfor Laudal. Årsaken til nedgangen i fiskebestanden er surt vann. Selv om det verken i Mandalselva eller i de undersøkte sidebekkene er funnet lakseunger, går det fremdeles voksen laks på elva, og fangstene har i de senere år vært relativt store, 992 kg i 1987, 539 kg i 1988, 528 kg i 1990 og 1121 kg i 1991. Mye av dette skyldes utsetting av smolt, men det er også for en rekke lakseelver påvist en relativt stor prosent feilaktig tilbakevandring av laks (10-15%). Dette gjelder både for utsettinger av smolt fra oppdrettsanlegg og for merket villfisk.

Laksen i Mandalselva gikk tidligere helt opp til Kavfossen. Etter utbyggingen av Bjelland kraftverk (1974-75) ble imidlertid laksefisket på strekningen Monan-Kavfossen avskrevet fullstendig pga. sterk reduksjon i vannføringen på denne strekningen. Utbyggingen av elva i Laudal kraftverk (1982) begrenset oppvandringen ytterligere. På strekningen Mannflåvatn-Kleveland bro er det bygget ialt 10 terskler. Disse er løsmasseterskler, med unntak av terskelen på utløp Mannflåvatn og ved Kleveland bro, som er i betong. Bortsett fra i flomperioder med overløp over dammen i Mannflåvatn er det ikke mulig for laks og sjørret å passere denne strekningen.

Minstevannføring nedenfor Mannflåvatn er idag  $0.25 \text{ m}^3/\text{s}$ , men departementet kan kreve den øket om det viser seg nødvendig. Minstevannføringen fra kraftstasjonen på Laudal skal være minst  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  når tilsiget til Mannflåvatn er over dette. Er tilsiget mindre og verket stoppes, skal det slippes minst  $8 \text{ m}^3/\text{s}$  fra Mannflåvatn, dog ikke mer enn naturlig tilsig.

Etter utbygging av Bjelland kraftverk ble det bygget tre terskler ovenfor Bjelland, som demmer opp relativt store bassenger. I alle tersklene ble det bygget anordninger for fisketrapp, men trappene er ikke gjort ferdige.

I følge Blakar og Digernes (1991) er hovedvassdraget kronisk surt med pH-verdier i området 4.5-4.9 og har høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Brukbar vannkvalitet påtreffes bare i sidevassdragene og i Mandalselva på strekningen mellom Mannflåvatn og Laudal i tørrvårsperioder.

I en del av tilløpsbekkene til Mandalselva er det igangsatt kultiveringstiltak i form av kalking og fiskeutsetting. Tiltakene er igangsatt både nedenfor og ovenfor Laudal kraftverk. Fra grunneierhold er det også et ønske om å lette oppvandring av fisk til elva ovenfor Laudal kraftverk. Dette kan gjøres gjennom bygging av trapper og ved å øke minstevannføringen. Dette er imidlertid kostbare endringer, og det var et ønske fra Norges vassdrags- og energiverk (NVE) og Vest-Agder Energiverk (VAE) å få en vurdering av de tiltak som allerede er iverksatt for å forbedre oppvekstforholdene for fisk.

Strekningen Kavfossen-Laudal ble undersøkt i 1979 i forbindelse med skjønn for Laudal kraftverk (Saltveit 1980). Disse undersøkelsene omfattet både hovedelva og en rekke større og mindre bekker på strekningen. Laksunger ble ikke påvist, mens ørretunger ble påvist både i hovedelva og i noen av tilløpsbekkene. I hovedelva var det bare innløpet til Mannflåvatn som hadde mengder av betydning, mens bare bekkene øst for elva hadde ørret.

Hensikten med vår undersøkelse var todelt:

- a) Undersøke bestandstetthet, sammensetning, alder og vekst hos laks- og ørretunger på utvalgte lokaliteter.
- b) Habitatkartlegging og bruk av Fysisk Beskrivende Vassdragsmodell (FBV). Denne omfatter to deler.

I. Kartlegging og beskrivelse av fiskens habitatbruk og utarbeidelse av habitatpreferansekurver. For laks kan slik informasjon ikke hentes fra Mandalselva. Data om habitatbruk hentes derfor fra Gjengedalsvassdraget i Sogn og Fjordane.

II. Kobling mot FBV for å simulere de vannføringer som er nødvendige for å sikre tilfredsstillende fiskehabitat til ulike tider av året. Dette kan gi grunnlag for minstevannføring og manøvrering av vassdraget for å optimalisere fiskehabitat. De fysiske parametre som benyttes i beskrivelse av habitat er vannhastighet, dyp, substrat og skjul.

Med bakgrunn i disse undersøkelsene var det ønskelig med en faglig vurdering av:

- mulige endringer i bestandstørrelse og produksjonsforhold i vassdraget som følge av utbyggingene og endringer i vannkvalitet.
- effekt av iverksatte tiltak (kalking, fiskeutsettinger, trapper, terskler) i vassdraget,
- hvilke tiltak som eventuelt var nødvendige både for å bedre produksjonsforholdene og for å sikre oppgang av fisk.

## OMRÅDEBESKRIVELSE

Mandalselva har sitt utspring i fjellet mellom Ose i Setesdalen og Øvre Sirdal, ca. 130 km nord for Mandal. Elva renner i sør-østlig retning, og har ved utløp i havet ved Mandal et totalt nedslagsfelt på 1 800 km<sup>2</sup>. Større tilløpselver er bl.a. Monn, Logna, Skjerka (opprinnelig utløp i Ørevatn), Kosåna og Logåna.

Vassdraget er sterkt berørt av reguleringer og det er etablert seks kraftverk, Juvatn, Smeland, Skjerka, Håverstad, Bjelland og Laudal. I tillegg er det planlagt kraftverk i Kosåna.

Mandalselva er sterkt sur (pH 4.5-5.0) med høye konsentrasjoner av labilt aluminium (Blakar og Digernes 1991). Dominerende ioner er klorid, sulfat og natrium. De minst sure deler av vassdraget er de bekkene som renner inn i Mandalselva fra øst.

Det undersøkte området er strekningen Kavfossen (Kosåna)-Holum (Fig. 1). Tre terskelbasseng er anlagt mellom Kavfossen og Monan etter utbyggingen av Bjelland kraftverk. Vannføringen er her betydelig redusert og hovedbidraget er Kosåna. Det er fisket med elektrisk fiskeapparat og foretatt habitatstudier nedenfor terskelen ved Sundet (st. 1). Stasjon 1 er slakt fallende, har sterk strøm, algevegetasjon, noe mose og substrat av store steiner. Fra Bjelland og videre nedover til Mannflåvatn mottar elva vann fra kraftverket og vannføringen øker. Elva går enkelte steder i trange gjel, der den er dyp og sterkt strømmende, men det er også enkelte partier der elva er bred og stilleflytende. Det er imidlertid svært vanskelig å foreta undersøkelser her.

På strekningen fra Mannflåvatn til Laudal har Mandalselva sterkt redusert vannføring og det er her bygget ialt 10 terskler. Øverst har elva et substrat av store og til dels meget store stein. Videre nedover vider elva seg ut og substratet går over til å bestå av middels store til små stein og grus, selv om enkelte partier også her har substrat av meget store stein og blokker. På den siste kilometeren før utløp ved

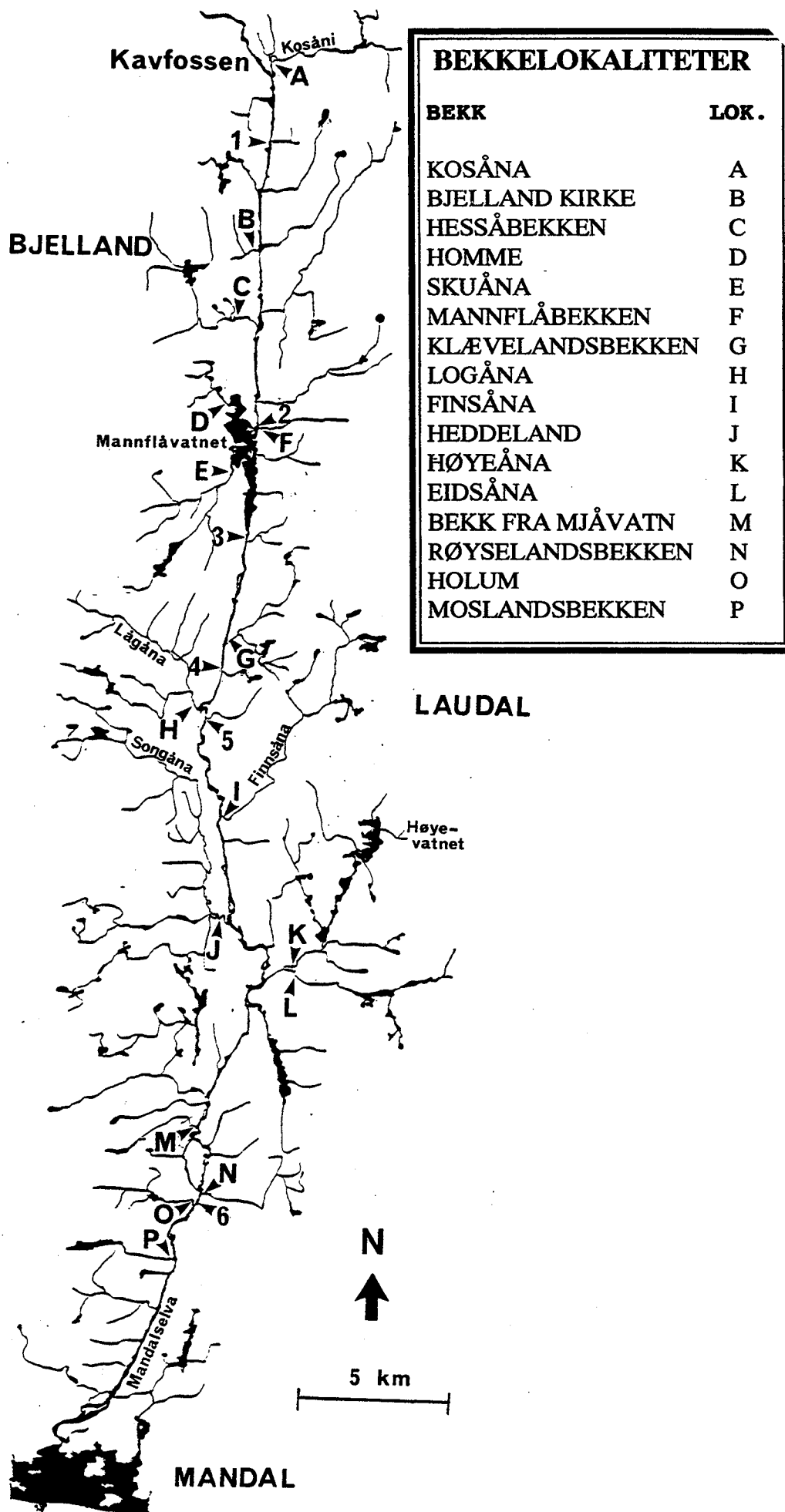


Fig. 1. Kart over Mandalselva med lokaliteter for registrering av fisk og habitatstudier og målinger av vannkvalitet.

Laudal kraftverk er elva smal med substrat av meget store stein og blokker. På denne strekningen er det tilsammen elektrofisket og foretatt habitatstudier på fire lokaliteter, st. 2-5 (Fig.1).

Nedenfor Laudal er vannføringen igjen stor, elva er bred og strømmen roligere. Stasjon 6, stasjon 7 og stasjon 8 hadde substrat av stor til knyttneve-stor stein på grus. På stasjon 6 var det relativt mye mose og alger. Det ble på disse fisket på en 300 m lang strekning, 4-8 m ut i elva. Habitatstudier ble hovedsakelig foretatt på stasjon 7 og 8.

I tillegg til lokalitetene i selve Mandalselva, ble det foretatt elektrofiske og pH-måling i en rekke større og mindre tilløpsbekker (A-P) (Fig.1).

## MATERIALE OG METODE

### ELEKTROFISKE

Til elektrofisket ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av ingeniør Paulsen. Apparatet leverer kondensatorpulser med spenning ca. 1600 V og frekvens 80 Hz.

Lengden på den avfiskede strekning for hver lokalitet varierte. På sidebekkene ble det fisket i hele bekkens bredde. Bestandsberegningene er utført på stasjoner der det ble registrert tilstrekkelig mengde fisk til å foreta en beregning. I hovedelva ble strandsonen så langt ut det var mulig å vade, avfisket. Det var ikke på noen stasjoner i hovedelva nok fisk til å beregne bestand.

Ved bestandsberegning ble lokaliteten avfisket tre ganger. Den fangede fisken ble lengdemålt til nærmeste mm. Etter måling og opptelling ble mesteparten av fisken satt ut igjen. Noen ble imidlertid tatt med for aldersbestemmelse. På grunnlag av lengde-frekvens kurver er materialet delt i årsyngel (0+) og eldre fisk. Antall årsyngel og eldre fisk av ørret og bekkerøye er deretter beregnet ut fra avtak i fangst (se Fig. 2) (Zippin 1958). EDB-programmer i FORTRAN ble benyttet ved alt sorterings- og beregningsarbeide.

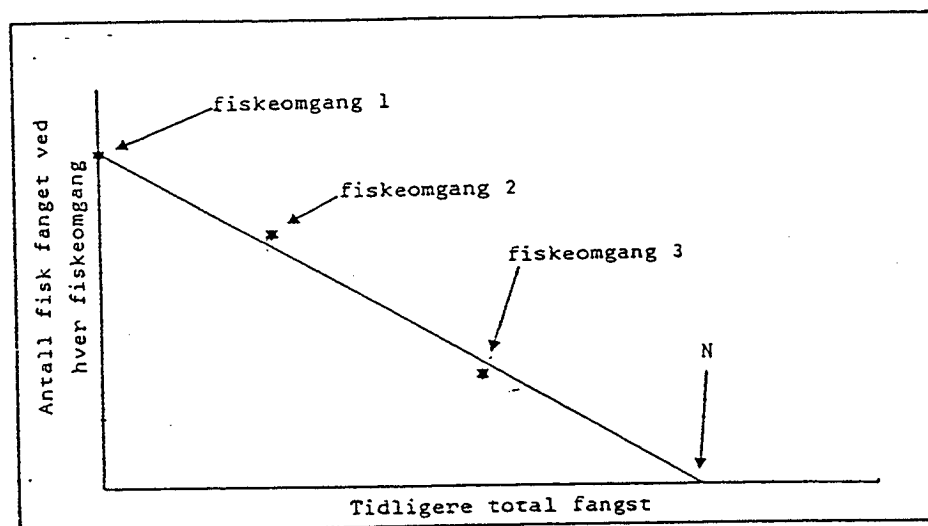


Fig. 2. Grafisk fremstilling av et tenkt eksempel på beregning av fisketetthet (N) ved regresjonsmetoden og elektrofiske ved gjentatte uttak (her tre avfiskinger).

## HABITATSTUDIER

Elvestrekningen fra Kosåna til Holum ble delt inn i strekninger med visuelt samme karakter etter metode angitt av Bovee (1982). Fra disse ulike strekningene ble det valgt ut 9 stasjoner for å representere den totale miljøvariasjon i elva. Stasjonene var ca. 50 m lange. Transekter (referansetverrsnitt) ble plassert med ulik avstand, tvers over elva og vinkelrett på strømrretningen. Antall transekter varierte fra seks på stasjon 5 til tretten på stasjon 4. Transektene ble merket med stokker plassert på hver elvebredd og nummerert fra 0 til 13 nedenfra og oppover.

Beskrivelsene av det totale tilgjengelige habitat på de ulike stasjonene er gjort ved hjelp av transektmetodikk (Bovee 1982). Transektet ble inndelt med målebånd, og for hvert valgt målepunkt tvers over elva ble følgende parametre målt: avstand fra elvebredd, total vanddybde, overflatevannhastighet, gjennomsnittlig vannhastighet, substratsammensetning og prosent og type skjul. Dette ble gjort ved flere ulike vannføringer for å få et mål på det habitat som totalt er tilgjengelig for fisk ved forskjellige vannføringsforhold. I tillegg ble total elvebredde og gradient målt på hver stasjon.

Avstand fra land og vanddybde ble målt til nærmeste cm. Vannhastighet ble målt ved hjelp av et Ott-meter. Overflatehastigheten ble målt 1 cm under overflaten, mens gjennomsnittshastigheten ble målt ved 0.6 dyp når dypet var mindre enn 80 cm. Ellers ble gjennomsnittshastigheten målt ved 0.2 og 0.8 av totalt dyp. Substrat og skjul ble klassifisert ved hjelp av skala gitt i Tabell 1 og Tabell 2. For klassifisering av substrat ble det benyttet en modifisert Wentworth skala. Substratstørrelse ble gitt et tall for å kunne beregne en variasjonsindeks etter Bain et al. (1985). Graden av skjul ble angitt subjektivt ved å angi i hvilken grad bunnen var skjult sett direkte ovenfra.



Tabell 1. Modifisert Wentworth skala for klassifisering av de ulike substrattyper.

TYPE	mm	KODE
Organisk fint materiale		1
Organisk grovt materiale		2
Leire, silt	0.004-0.06	3
Sand	0.07-2	4
Grov sand	2.1-8	5
Fin grus	2.1-1	6
Grus	16.1-32	7
Grov grus	32.1-64	8
Små stein	64.1-128	9
Stein	128.1-256	10
Stor stein	256.1-384	11
Små blokker	384.1-512	12
Store blokker	>512.1	13
Ujevnt fjell		14
Jevnt fjell		15

Tabell 2. Klassifiseringsskala for type og grad av skjul.

TYPER AV SKJUL FOR FISK	KODE	GRADER AV SKJUL	KODE
Ingen skjul	1	Grad <= 5 %	0
Objekter under vann < 150 mm i diam.	2	Grad ca. 10 %	1
Objekter under vann 150-300 mm i diam.	3	Grad ca. 20 %	2
Objekter under vann > 300 mm i diam.	4	Grad ca. 30 %	3
Overflate turbulens	5	Grad ca. 40 %	4
Undercut bredd	6	Grad ca. 50 %	5
Overhengende vegetasjon < 50 cm over vann	7	Grad ca. 60 %	6
Andre objekter over vann < 300 mm	8	Grad ca. 70 %	7
Andre objekter over vann > 300 mm	9	Grad ca. 80 %	8
		Grad >= 90 %	9

Både elektrofiske og dykking er benyttede metoder for studier av habitat hos fisk på strømmende vann (Heggenes et al. 1990). Elektrofiske forstyrrer imidlertid fisken som kan flytte seg fra det opprinnelige oppholdssted, og metoden gir derfor ikke informasjon om valg av mikrohabitat. Studier av habitatvalg ble derfor gjennomført ved hjelp av dykking, dvs. direkte undervannsobservasjon. Dykkeren benyttet våtdrakt eller tørrdrakt med maske og snorkel. Observasjonene ble gjennomført mellom kl. 9.00 og 16.30, fordi lysforholdene da var de beste og sikten under vann optimal. Sikten under vann var alltid flere meter (6-10 m) grunnet liten turbiditet. Dykkingen begynte nederst på strekningen og ble gjennomført på de samme transektene som for habitatbeskrivelsen. Observasjonene ble gjort mens dykkeren beveget seg langs transektet, fra den ene bredden mot den andre bredden. Bare fisk observert innenfor et område avgrenset til en meter nedenfor og ovenfor transektlinjen ble notert. Transektlinjen var merket med et målebånd strukket tvers over elva. Båndet var lett synlig for dykkeren og hver enkelt observasjon ble referert til dette. På denne måten ble observasjoner bare angitt innenfor 2 m lange celler i områder hvor det totale habitat ble beskrevet.

Der fisk ble observert, ble det lagt ned et rødfarget blylodd festet til en snor med kork i enden. For hver observasjon oppga dykker fiskelengde, art og fiskens plassering i forhold til bunnen. Metoden gir små feilkilder, og få fisk skremmes før observasjon. Posisjoner til synlig skremt fisk ble ikke registrert, fordi slik fisk ikke vil være representativ i valg av standplass. Fiskens lengde ble målt til nærmeste cm ved hjelp av en tommestokk i metall og referansepunkter på bunnen under fisken. Under vann ble ørret og bekkerøye skilt fra hverandre ved å se på pigmentering, og artene var enkle å skille. Laks ble ikke observert.

Deretter ble det mikrohabitatet der fisken oppholdt seg nærmere beskrevet: høyde over bunn, overflatehastighet, gjennomsnittshastighet, snutehastighet, dominerende substrat, prosent av dekning, type dekning, totalt vandyp og avstand fra elvebredd. Målingene ble gjort på tilsvarende måte som nevnt ovenfor for beskrivelse av det totale tilgjengelige habitat, bortsett fra at mikrovannhastighet ble målt der fisken sto med en "Schiltknecht Micro-Mini Water type 642 W-m/l flow meter" med en 8 mm diameter propell.

I de tilfelle der fisk ble observert i grupper snarere enn som enkeltindivider, ble habitatvalget beskrevet for hele gruppen som helhet, og de ulike habitatvariable ble målt i front, sentrum, på begge sider og i bakkant av den maksimale utbredelse av gruppen, d.v.s. fem målinger.

Verdier for habitatpreferanse (D) ble beregnet etter følgende formel (Jacobs 1974):

$$D = \frac{r - p}{(r + p) - 2rp}$$

der r = andel av habitat brukt av fisk

p = andel av habitat tilgjengelig i omgivelsene.

Habitatpreferansekurver for mikrohabitat variable ble beregnet ved bruk av frekvensanalyse (Bovee og Cochnauer 1977, Bovee 1986).

Resultatene ble sammenlignet statistisk for forskjeller i gjennomsnittsverdier ved hjelp av t-test, mens frekvensfordelinger ble sammenlignet ved å bruke Kolomogorov-Smirnov ikke-parametrisk test for de kontinuerlige variable (avstand fra elvebredd, dyp, vannhastighet) og Kruskal-Wallis ikke-parametrisk test for kategoriske data (substrat, skjul) (Sokal og Rohlf 1981).

Da ørretbestanden i Mandalselva er svært liten og laksunger ikke påvises, var det innsamlete materialet av fisk for lite til alene å gi en tilfredsstillende beskrivelse av habitatbruk og habitatpreferanse hos laks og ørret i Mandalselva til videre bruk i FBV-modellen. Det var også problemer med sikt under vann, slik at fisken på en del lokaliteter ble mer forstyrret i sin atferd enn ønskelig. Dette ga tilsammen et resultat som alene kan være noe vanskelig og usikkert å tolke. Data på laks og ørret innsamlet i forbindelse med en lignende undersøkelse i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane, er derfor også benyttet i modellarbeidet i Mandalselva (Heggenes og Saltveit 1990, Saltveit og Heggenes 1991).

## RESULTATER

### FISKEBESTAND PÅ ELV.

Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat på tilsammen åtte lokaliteter i Mandalselva på strekningen Kavfossen til Holum (Tabell 3). Ovenfor Mannflåvatn ble det ikke fanget fisk i elva, men bekkerøye ble observert i Mandalselva på innløpet til Mannflåvatn både i 1988 og 1989. På strekningen mellom Mannflåvatn og Laudal ble det registrert både ørret og bekkerøye. Noen av ørretene var årsunger (0+), noe som indikerer naturlig reproduksjon. Det samme var tilfelle i Mandalselva nedstrøms Laudal, der det både på stasjon 7 og 8 ble fanget årsunger (0+). Bekkerøye ble imidlertid ikke funnet i elva nedenfor Laudal.

Tabell 3. Antall fisk påvist ved elektrofiskett i Mandalselva i 1988 og 1989. For plassering av stasjoner, se Fig. 1. i.f.=ikke funnet.

STASJON	1988		1989			
	JULI		JUNI	AUGUST	JUNI	AUGUST
	Ørret	Bekkerøye	Ørret		Bekkerøye	
1	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0
3	0	0	8	-	3	0
4	0	0	1	0	1	0
5	2	0	0	0	0	0
6	i.f.	i.f.	0	0	0	0
7	i.f.	i.f.	1	-	0	0
8	i.f.	i.f.	6	-	0	0

#### FISKEBESTAND PÅ BEKKENE.

##### St. A, Kosåna

Det ble ikke påvist fisk her verken i 1988, 1989 eller i 1990 (Tabell 4).

##### St. B, bekk v/Bjelland kirke.

I 1988 ble det her påvist både ørret og bekkerøye (Tabell 4), både ovenfor og nedenfor veien. Ørretene var mellom 44 og 64 mm, mens bekkerøyene var fra 98 til 170 mm. For ørret tilsvarer dette 1+. I 1989 inngikk bare bekkerøye i fangstene, og relativt mye fisk ble påvist (Tabell 4). Størrelsen på disse var fra 44 til 167 mm i juni. De minste fiskene var da 1+ (født 1988) og hadde en gjennomsnittslengde på 50.7 mm. I august var bekkerøyene fra 78 til 233 mm. I 1990 ble både bekkerøye og ørret påvist (Tabell 4), og ørret var den dominante arten.

St. C, Hessåbekken.

Det ble bare påvist en ørret (147 mm) her i 1988 (Tabell 4), mens det i juni 1989 ble funnet både ørret og bekkerøye. Antall fisk var også da relativt lite, men funn av små ørret, 38 og 43 mm i juni indikerer vellykket reproduksjon (Tabell 4).

Tabell 4. Oversikt over fiskebestandene i ulike tilløpsbekker til Mandalselva på strekningen. i.f.=ikke fisket. For navn og beliggenhet, se tekst og Fig.1.

	1988		1989				1990	
	Ørret	Bekkerøye	JUNI Ørret	AUGUST Bekkerøye	JUNI Ørret	AUGUST Bekkerøye	JUNI Ørret	Bekkerøye
A	0	0	0	0	0	0	0	0
B	6	24	0	0	37	27	0+,1+,2+,større	1+,2+
C	1	0	4	3	2	1	i.f.	i.f.
D	8	3	11	11	7	3	0+,1+,2+	1+,større
E	i.f.	i.f.	2	0	26	20	1+,større	0+,1+,2+
F	16	40	12	29	103	54	0+,1+,2+,større	0+,1+,2+,større
G	23	0	23	49	43	0	0+,1+,2+	0+
H	i.f.	i.f.	20	47	3	1	i.f.	i.f.
I	0	0	10	6	0	0	0+,1+,2+	0
J	1	0	23	14	0	0	i.f.	i.f.
K	7	0	21	15	0	0	0+,1+,2+,større	0
L	2	0	10	15	0	1	1+,2+,større	0
M	i.f.	i.f.	5	34	2	3	0+,1+,2+	1 større
N	i.f.	i.f.	20	27	0	0	0+,1+,2+,større	0
O	0	0	4	11	0	0	i.f.	i.f.
P	2	0	8	0	0	0	i.f.	i.f.

St. D, Homme.

Det ble her påvist både ørret og bekkerøye i 1988 (Tabell 4). Fiskene var imidlertid relativt store; ørret fra 98 til 230 mm, mens bekkerøyene var fra 168 til 176 mm. I juni 1989 dominerte imidlertid små fisk i fangstene, og med unntak av en ørret var all ørret og bekkerøye fisk født i 1988 (1+). Ørretungene hadde en gjennomsnittslengde på 52 mm, mens bekkerøyene var i gjennomsnitt 63.7 mm. Årsunger (0+) ble imidlertid ikke observert verken i juni eller august 1989. Sent høsten 1989 ble det registrert flere større gytefisk av ørret. Tre av disse var 30.3, 31.2 og 37.7 cm og veide henholdsvis 360, 330 og 510 g. Alder på fisken var 4 og 5 år gamle. Vekstforløpet indikerer

vekst i havet. I juni 1990 var ørret dominant art i alle størrelsesklasser, mens bare en 0+ (54 mm) og 3 større bekkerøyer (165, 167 og 240 mm) ble påvist.

#### St. E, Skuåna.

Denne lokaliteten ble ikke fisket i 1988, grunnet høy vannføring. I 1989 ble det imidlertid funnet relativt mye bekkerøye og noen få ørret (Tabell 4). Bekkerøyene i juni var i hovedsak 1+ (født 1988) og hadde en gjennomsnittslengde på 50.1 mm. I august ble det bare påvist bekkerøye. Disse var mellom 71 og 106 mm. I 1990 var igjen bekkerøye den dominante arten og både 0+ og større ble påvist. Flere større ørret ble også påvist, men bare en mindre 1+. Ål forekom også i bekken.

#### St. F, Mannflåbekken.

Det ble her påvist relativt mye fisk, både i 1988, 1989 og 1990 (Tabell 4). Lengdefordelingen og bestandstettheten av både ørret og bekkerøye er vist på Fig. 3. I juli 1988 ble det påvist ørret mellom 70 og 150 mm. Ingen årsunger (0+) av ørret ble funnet i juli, mens to ble påvist her i november 1988. Tettheten av ørret var i juli 42.2 ind./100 m<sup>2</sup>. I juli 1988 var all bekkerøye mellom 35 og 70 mm. Tettheten av fisk var svært høy på det området som ble undersøkt, hele 120 bekkerøye pr. 100 m<sup>2</sup>, og bestanden besto av både årsunger og eldre fisk.

Tettheten av bekkerøye var enda høyere i juni 1989, hele 280 ind./100 m<sup>2</sup>. Både fisk født i 1988 (1+) og 1989 (0+) inngikk i fangstene (Fig. 3). All ørret fanget i juni 1989 var 1+ eller eldre. Dette indikerer vellykket gyting i bekken i 1987. Tettheten av ørret var i juni imidlertid langt lavere enn for bekkerøye, 3 ind./100 m<sup>2</sup>, men må likevel karakteriseres som høy sammenlignet med andre lokaliteter i vassdraget.

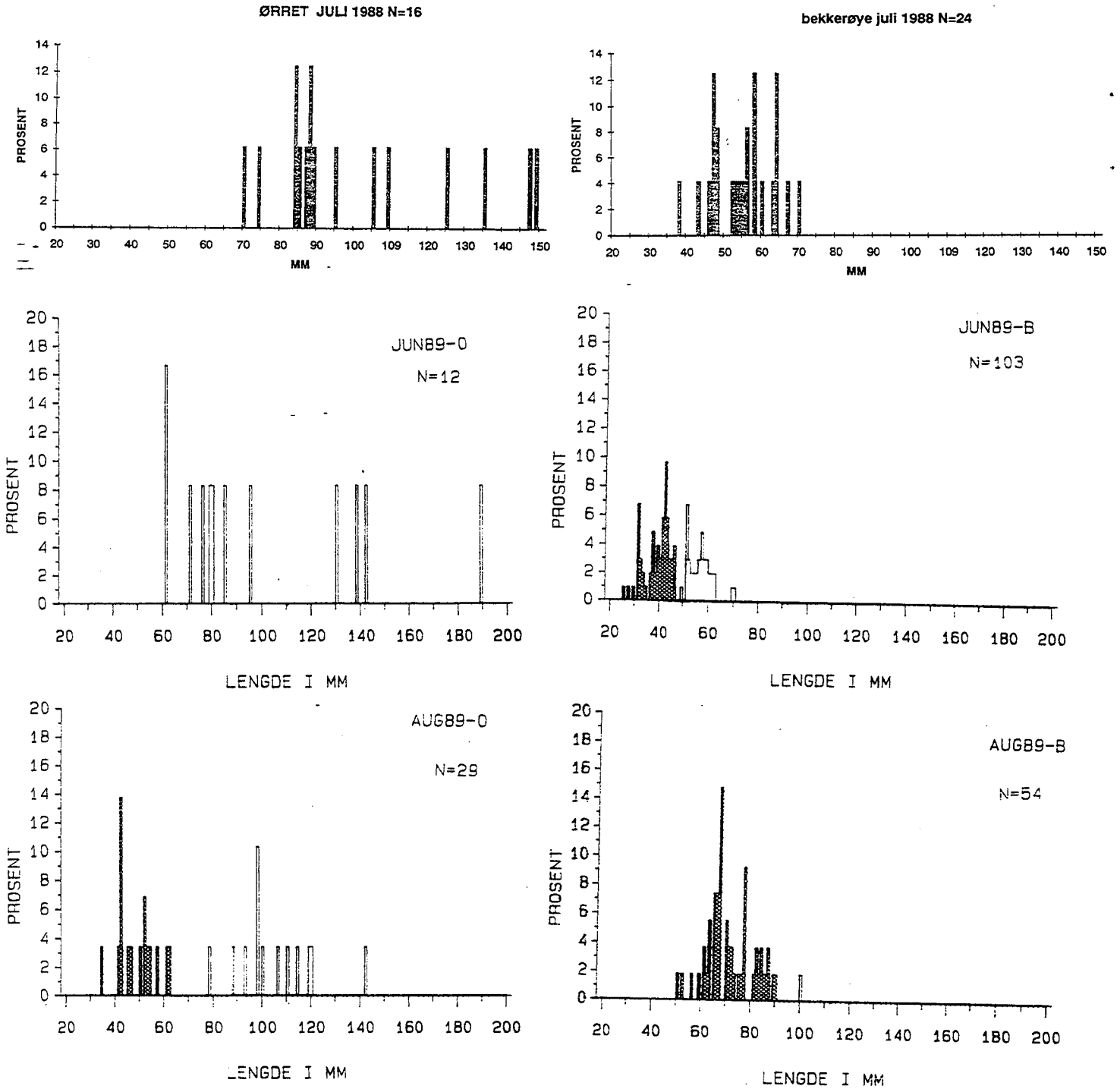


Fig. 3. Prosentvis lengdefordeling av ørret og bekkerøye fra Mannflåbekken i juli 1988, juni og august 1989 og juni 1990.



Bekkerøye dominerte også fiskebestanden i august 1989. Tetthetene var også da svært høy, totalt ca. 180 fisk/100 m<sup>2</sup>. Årsungene utgjorde det meste og disse var fra 50 til 90 mm og hadde en gjennomsnittslengde på 71.2 mm (se Fig.3). Tettheten av ørret i august må også karakteriseres som svært høy, totalt beregnet til 95 fisk/100 m<sup>2</sup>. Av dette utgjorde årsungene (0+) 53 ind./100 m<sup>2</sup>. Årsungene var fra 34 til 62 mm og hadde en gjennomsnittslengde på 48.4 mm.

Størrelsen på fiskbestanden i juni 1990 ble ikke estimert pga. høy vanntemperatur, men antall fisk var svært høyt. Ørret dominerte i fangstene (53 stk., 33-132 mm) (= 53 mm), mens 12 0+ av bekkerøye også ble fanget.

#### St. G. Kløvelandsbekken.

I denne bekken var ørret eneste fiskeart i 1988 (Tabell 4). I juli 1988 var all ørret mellom 84 og 230 mm og tettheten av fisk ble beregnet til 38.6 ind./100 m<sup>2</sup>. All fisk var 1+ eller eldre (Fig. 4).

I juni 1989 var bekkerøye den mest tallrike fiskearten i Kløvelandsbekken, og mesteparten av materialet besto av årsunger (se Fig. 5). En gjennomsnittslengde på 40.7 mm allerede i juni indikerer svært god vekst. Tettheten av 0+ bekkerøye ble beregnet til 57 ind./100 m<sup>2</sup>. All ørret besto av fisk større enn 9 cm, og tettheten ble beregnet til 26.8 ind./100 m<sup>2</sup> (Fig. 5). I august ble bekkerøye ikke påvist, og ørret var eneste fiskeart. Bestanden av ørret var dominert av årsunger (0+) med en gjennomsnittslengde på 63.7 mm. Den totale tetthet ble beregnet til ca. 57 ørret/100 m<sup>2</sup> og av dette utgjorde 0+ 54 ind./100 m<sup>2</sup>.

N=23

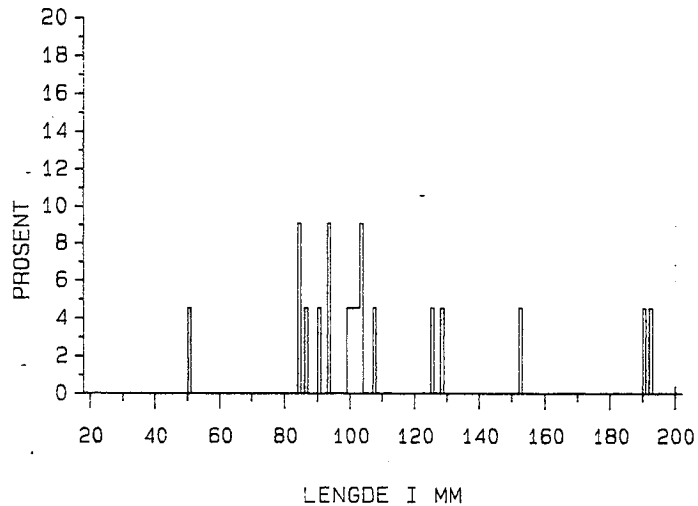


Fig. 4. Prosentvis lengdefordeling av ørret fra Klævelandsbekken i juli 1988.

Sent høsten 1989 ble det fanget to gyteørret, henholdsvis 500 g og 900 g, disse var 4 og 7 år og vekstforløp viste opphold i havet. I juni 1990 var det en tett bestand av ørret (0+, 1+, 2+) i bekken. Bare en 0+ (51 mm) bekkerøye ble fanget.

#### St. H, Logåna.

Logåna ble ikke fisket i juli 1988 på grunn av høy vannføring. I juni 1989 ble det funnet mest ørret, men også noen bekkerøye (Tabell 4). Ørret var fra 7 til 28 cm. I august 1989 dominerte ørret og tettheten ble beregnet til 36.4 fisk/100 m<sup>2</sup>. Av dette utgjorde årsungene (0+) 17.8 ind./100 m<sup>2</sup> (Fig. 6). Årsungene hadde da en gjennomsnittslengde på 60.2 mm.

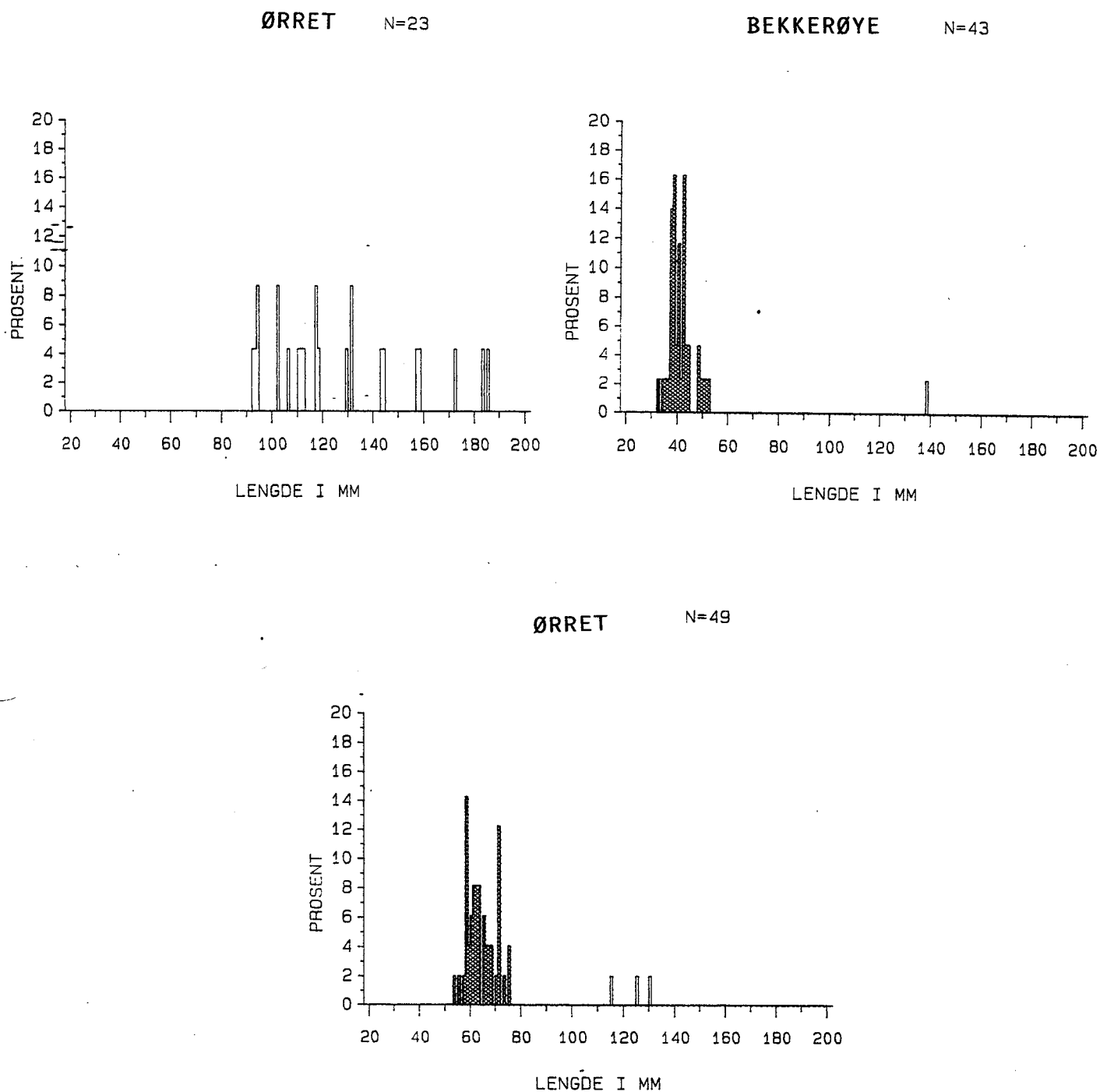


Fig. 5. Prosentvis lengdefordeling av ørret og bekkerøye fra Klævelandsbekken i juni (øverst) og august 1989.

N=47

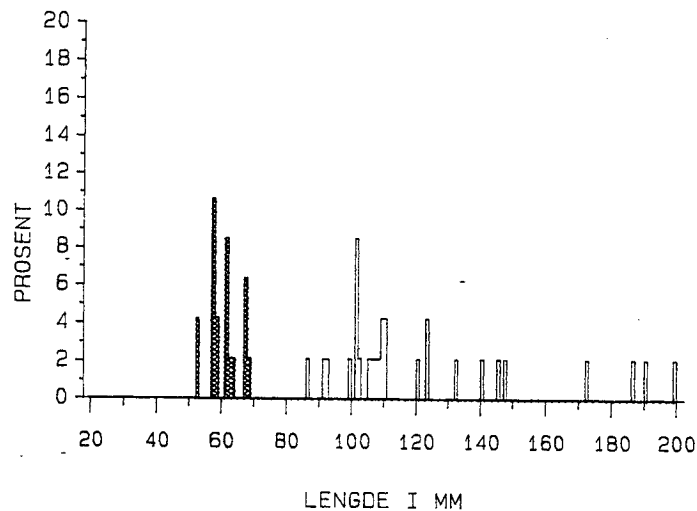


Fig. 6. Prosentvis lengdefordeling av ørret i Logåna i august 1989.

#### St. I, Finsåna.

Ingen fisk ble påvist her i 1988, noe som kan skyldes for høy vannføring. I 1989 ble det imidlertid påvist ørret både i juni og august (Tabell 4). Flere av ørretene i juni var 1+. I 1990 ble ørret 0+, 1+, 2+ påvist.

#### St. J.

En ørret, 65 mm, ble fanget her i juli 1988, mens langt flere (1+ og 2+) ble påvist i 1989 (Tabell 4). I juni 1989 var de fleste 1+ (født 1988), og med en gjennomsnittslengde på 50.6 mm.

St. K. Høyeåna.

I juli 1988 ble det fanget tilsammen 7 ørret. Med unntak av en fisk på 44 mm var de andre større enn 10 cm (Tabell 4). I tillegg til ørret ble det også fanget ål. Langt flere ørret ble observert, men p.g.a. høy vannføring var fisk vanskelig å fange. De fleste ørretene i juni 1989 var også større enn 10 cm. To fisk var 1+. I august var imidlertid noen av ørretene årsunger. I juni 1990 ble 1+, 2+ og større ørret påvist, men ingen årsunger. Bekkerøye ble heller ikke observert i 1990.

St. L. Eidsåna..

I juli 1988 ble det bare fanget to ørret, 14.7 og 10.3 cm, i denne bekken (Tabell 4). Imidlertid ble langt flere fisk observert. Av ørretene funnet i juni 1989 var to 0+. I august 1989 dominerte årsungene ørretbestanden. I juni 1990 ble ingen 0+ ørret påvist, men mange større ørret ble fanget.

Stasjon M.

På grunn av flom ble denne bekken ikke undersøkt i juli 1988, mens for lite vann gjorde forholdene vanskelig i juni 1989. Ørret, bekkerøye og trepigget stingsild ble påvist. I august var det relativt mye ørret i bekken og av disse var 24 årsunger (Tabell 4). Gjennomsnittslengden på disse var 49.2 mm. Likeledes var det i juni 1990 relativt mye ørret (0+, 1+, 2+), mens bare en større bekkerøye ble observert.

Stasjon N. Røyselandsbekken.

Denne bekken var også flomstor i juli 1988, mens det var svært lite vann i juni 1989. Alle ørretene var da større enn 75 cm. I tillegg ble det funnet ål. Årsunger (0+) dominerte ørretbestanden i august 1989 (Tabell 4). Disse var fra 52 til 71 mm, gjennomsnittslengde på 61.7 mm. Forholdene var omtrent de samme i juni 1990, og både årsunger og større ørret ble påvist. Ål ble også fanget.

Stasjon O.

Grunnet mye vann var forholdene for elektrofiske vanskeligere her i juli 1988. Ål var eneste fiskeart fanget og observert. I 1989 var alle ørretene 1+ (født 1988) (Tabell 4). Årsunger (0+) ble ikke påvist.

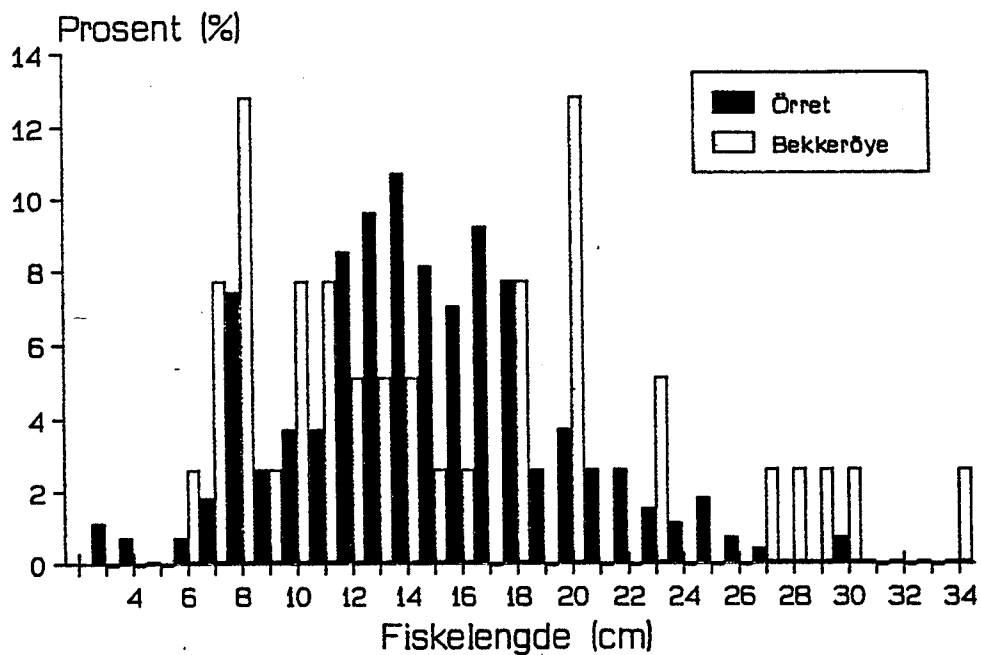
Stasjon P, Moslandsbekken.

I juli 1988 gjorde flom undersøkelsene vanskelig. To ørret ble fanget (Tabell 4), men dominerende fiskeart var ål. All ørret fanget i juni 1989 var årsunger (0+), med en gjennomsnittsstørrelse på 32 mm. I august ble det ikke påvist fisk.

**FISKENS HABITATBRUK I MANDALSELVA**

Det er svært lav tetthet av ørret i hovedelva, og det gjenspeiler seg i datamaterialet for beskrivelse av fiskens habitatbruk. Ved dykking på 6 forskjellige stasjoner i elva i 1989 og 1990 ble det tilsammen bare observert 57 ørret. Dette var hovedsaklig mindre fisk. I tillegg ble det observert 16 bekkerøye. I 1991 ble feltarbeidet intensivert, og det ble observert ialt 215 ørret og 23 bekkerøye. Størrelsesfordelingen for all observert fisk er vist i Fig. 7. Det er dominans av mindre fisk, særlig av ørret mellom 8 og 18 cm. Det sparsomme datagrunnlaget gjør at det ikke er oppdelt i lengdeklasser i den videre beskrivelse av fiskens habitatbruk. Resultatene her må derfor betraktes som grove gjennomsnittsverdier for hele bestanden. Vanligvis endres fiskens habitatbruk noe avhengig av fiskens størrelse, men dette vil pga. få fiskeobservasjoner ikke bli gjenspeilet i resultatene vist her. Et betydelig problem i Mandalselva var relativt dårlig sikt pga. brunfarget vann. Forholdene var spesielt vanskelige i 1991. Dette førte til at dykkeren måtte bevege seg nærmere fisken for å få observasjoner, noe som igjen førte til at fiskens atferd ble forstyrret i større grad. Dette gjenspeiler seg i fiskens aktivitetsmønster.

### Lengdefordeling Mandalselva 1989-91



### Aktivitet Mandalselva 1989-91

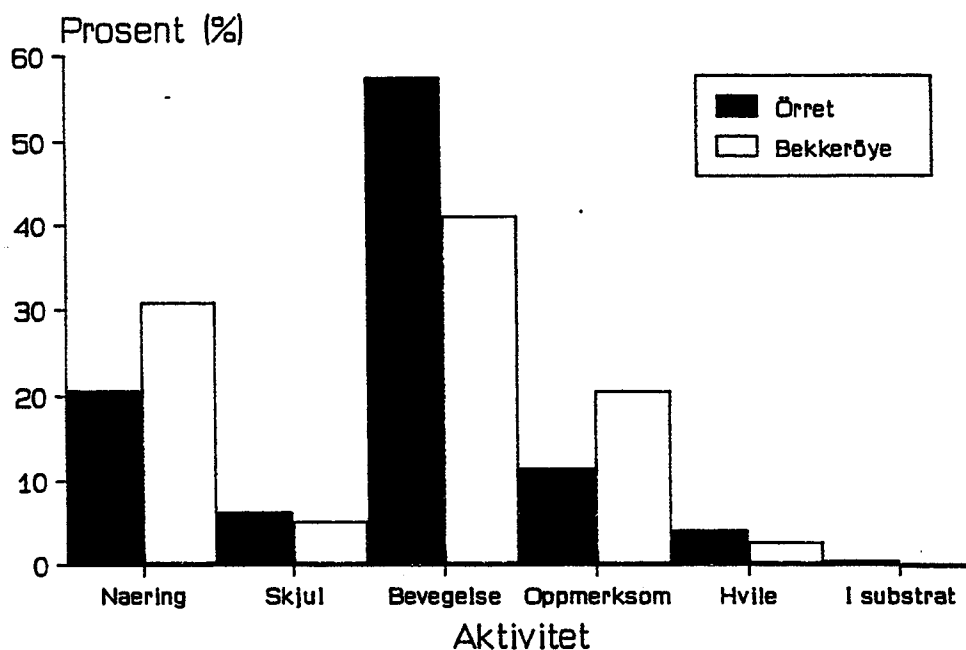


Fig. 7. Lengdefordelingen av ørret og bekkerøye observert ved dykking i Mandalselva i 1989, 1990 og 1991 og fiskens aktivitet. (F=næringsopptak, H=skjul, M= i bevegelse, R=hvile, O=obs.dykker).

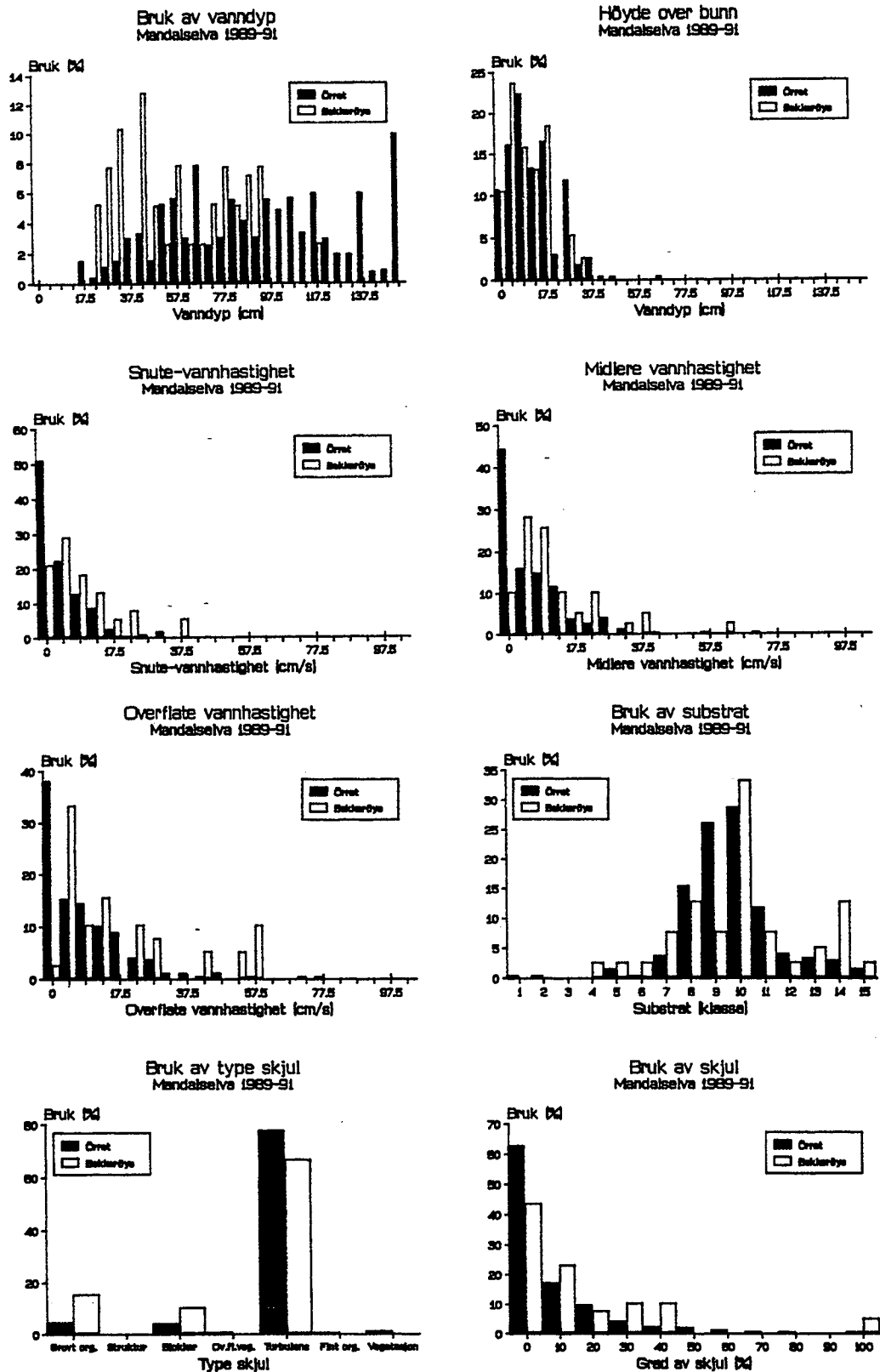


Fig. 8. Bruk av ulike mikrohabitat variable hos ørret (fylte søyler) og bekkerøye (skraverte søyler) i Mandalselva i 1989, 1990 og 1991.



Aktivitet til fisken som ble observert var hovedsaklig næringsopptak i 1989-90 (Fig.7) (60% av ørret og 69% av bekkerøye), mens de fleste fisk i 1991 ble observert i bevegelse bort fra dykkeren (Fig.7). I terskelbassengene hvor vannet var nesten stillestående, kunne dykkeren forstyrre fisken i betydelig grad slik at den beveget seg mer omkring og dels skjulte seg (Fig.7). Dette var tilfelle for en del ørret i terskelbassengene (Fig.7) og særlig for 1991-observasjonene.

Det er sannsynlig at brukshyppigheten av terskelbassengene er noe understimert pga. den tildels dårlige sikten under vann. En del fisk kan ha blitt skremt før den ble observert av dykkeren. På rennende vann var dette svært sjelden noe problem. Ørret er generelt betydelig mer sky enn bekkerøye. Begge artene brukte et vidt spekter av vanddyp (Fig.8), selv om de generelt velger sine oppholdsplasser nær bunnen (Fig.8). Derimot var begge artene, og spesielt ørret, selektive med hensyn til bruk av vannhastigheter. Særlig er fisken nøye med å finne standplasser som gir svært lave snute-vannhastigheter (Fig.8) (gjennomsnitt  $3 \text{ cms}^{-1}$  SD  $\pm 9$  og  $12 \text{ cms}^{-1}$  SD  $\pm 6$ , for henholdsvis ørret og bekkerøye). Dette er en effektiv måte å spare energi på for fisken.

Begge artene brukte hovedsaklig elveområder som hadde relativt lave midlere- og overflatevannhastigheter (for ørret gjennomsnitt  $7 \text{ cms}^{-1}$  SD  $\pm 14$  og  $7 \text{ cms}^{-1}$  SD  $\pm 16$ , og for bekkerøye  $17 \text{ cms}^{-1}$  SD  $\pm 16$  og  $25 \text{ cms}^{-1}$  SD  $\pm 23$ ).

Fisken brukte mest områder med grus og steinbunn (Fig. 9). Generelt var det relativt lite skjul i de områdene hvor fisk ble observert (Fig. 9). Klart mest ørret ble observert på stillestående eller stilleflytende elvepartier (Fig. 9), mens bekkerøye i større grad brukte holer og blankstryk (Fig. 9) på mer rasktflytende elveparter.

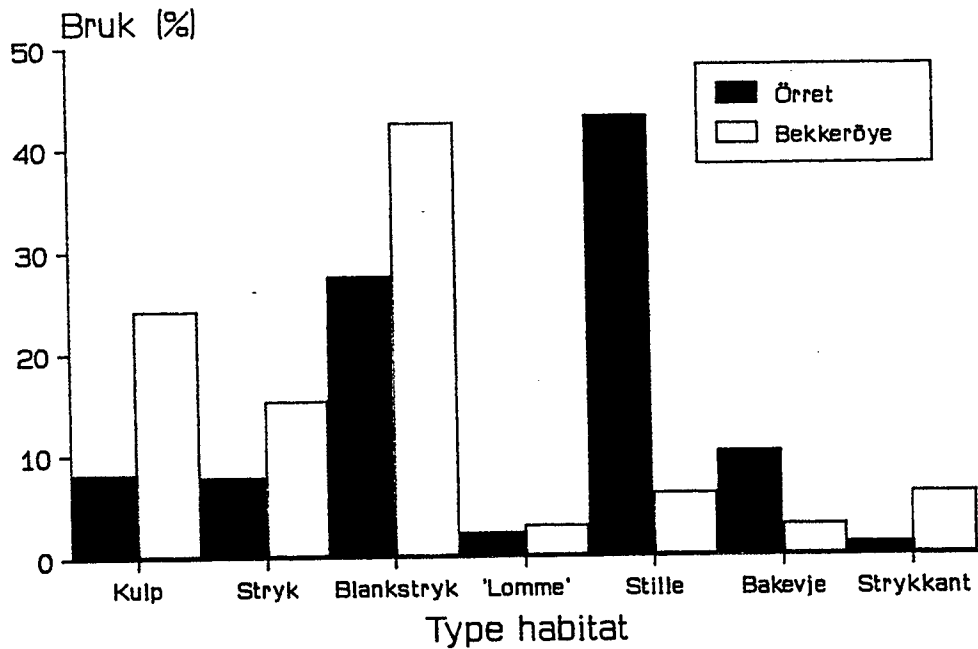


Fig. 9. Bruk av ulike habitattyper hos ørret og bekkerøye i Mandalselva i 1989, 1990 og 1991.

#### FORSKJELLER I HABITATVALG MELLOM ARTER.

Selv om vi har relativt få observasjoner av hver fiskeart og med stor spredning i data, viste det seg å være markerte forskjeller i habitatbruken mellom artene ørret og bekkerøye. Ørreten ble ofte observert i dypere elvepartier, i stor grad i terskelbassengene, mens bekkerøye i langt sterkere grad var tilknyttet grunnere og mer elvelignende strekninger med mer fart på vannet. Bekkerøye brukte habitatområder som var grunnere ( $66 \pm 32$  cm, for ørret  $96 \pm 43$  cm,  $P < 0.05$ ) og med signifikant høyere vannhastigheter enn ørret ( $P < 0.05$ , snute-, hastighet  $9 \pm 10$   $\text{cms}^{-1}$  mot  $4 \pm 7$   $\text{cms}^{-1}$  midlere-vannhastighet  $12 \pm 13$   $\text{cms}^{-1}$  mot  $7 \pm 10$   $\text{cms}^{-1}$  og overflatevannhastigheter  $20 \pm 20$   $\text{cms}^{-1}$  mot  $9 \pm 13$   $\text{cms}^{-1}$ , Kolmogorov-Smirnov tester). Som forventet resulterte det også i at bekkerøye brukte noe grovere substrat enn ørret ( $P < 0.05$ , Kruskal-Wallis test) om elveområder med noe mer skjul (overflateturbulens;  $P < 0.05$ ,

Kruskal-Wallis test).

### FISKENS HABITATPREFERANSE I MANDALSELVA.

Stasjonene 1-5 oppstrøms Laudal kraftverk har minstevannføring, mens stasjonene 6-8 nedstrøms kraftverket har regulert, stor vannføring. Habitatforholdene er følgelig svært forskjellige, og ved beregning av habitatpreferanser er data derfor oppdelt i oppstrøms og nedstrøms kraftstasjonen. Preferanseberegningene (Fig. 10, 11 og 12) viser tydelig at antall observasjoner av fisk er lite i forhold til det brede spekter av habitattyper som forekommer i elva, og som er undersøkt. Den store spredningen i datamaterialet gjør resultatene svært usikre. Ørret på de øvre elvestrekninger viser preferanse for dypere kulpområder med større vannvolum (Fig.10). Disse ligger på grovsteinete partier og tildels ved fjell. Bruken av terskelbassengene er sannsynligvis underestimert pga. den dårlige sikten under vann. Det er derfor trolig at bruk av større vanddyp med lave vannhastigheter og finere substrat ikke gjenspeiles i tilstrekkelig grad i preferanse-histogrammene.

På de nedre elvestrekningene er det ingen trend med hensyn til dybdebruk, bortsett fra at grunnere partier unngås (Fig.\*\*). Ørret ser stort sett ut til å bruke stillere partier med grovt substrat nær land. Antall observasjoner er imidlertid lavt (n=73) og resultatene derfor usikre. Det samme gjelder for bekkerøye (n=27) på de øvre elvestrekninger. Sammenlignet med tilsvarende data for ørret, kommer det tydelig fram at bekkerøya i større grad foretrekker habitat som er grunnere og mer rasktflytende (Fig.12). På de nedre elvestrekninger var det ikke nok observasjoner av bekkerøye til å beregne habitatpreferanser.

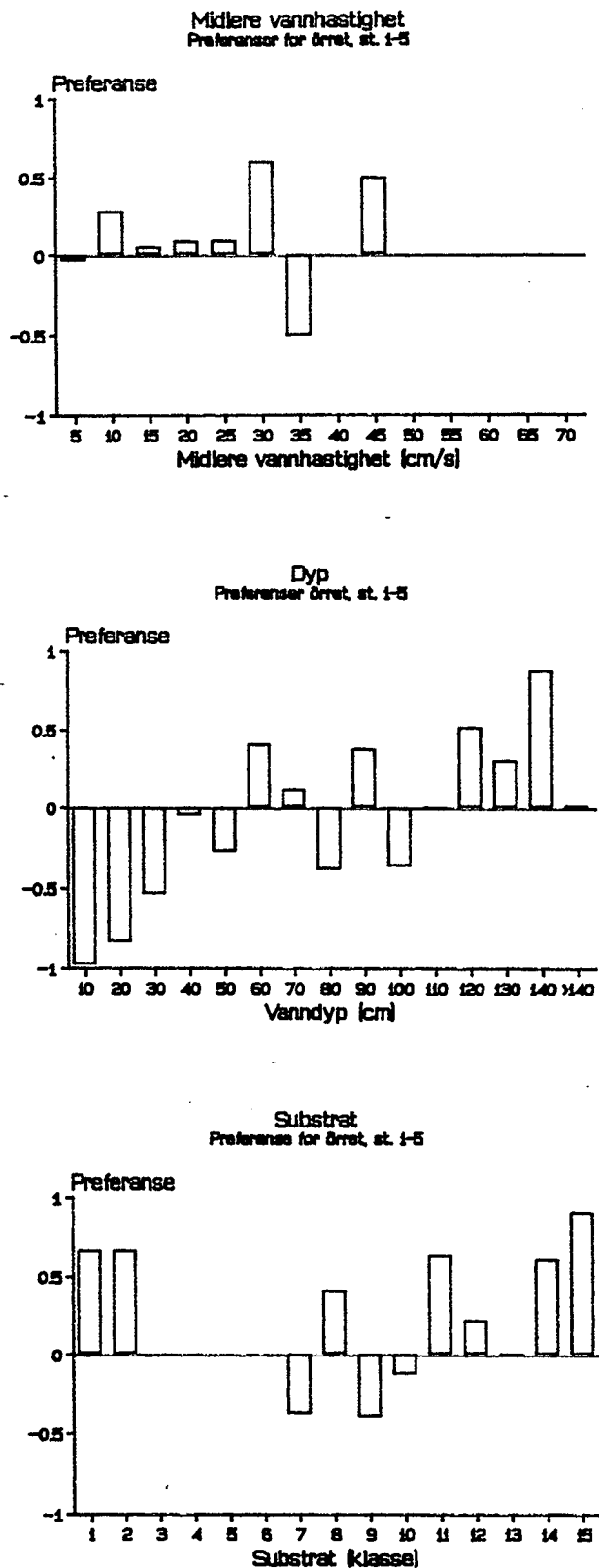


Fig. 10. Preferanse for gjennomsnittets vannhastighet, vanddyb og substrat hos ørret i Mandalselva ovenfor Laudal kraftstasjon i 1990 og 1991. Data for habitatbruk (se Fig.8) er her korrigert for at elva ikke har like mengder habitat på alle lokaliteter.

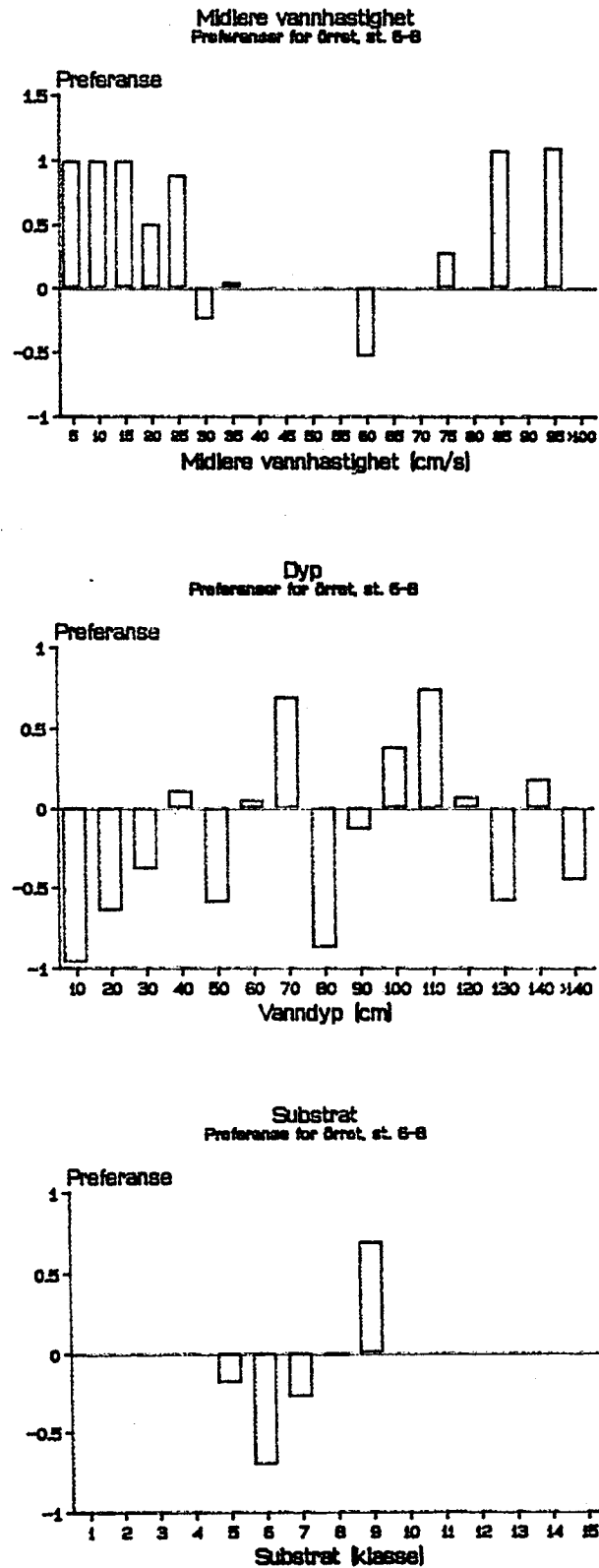


Fig. 11. Preferanse for gjennomsnittets vannhastighet, vanddyb og substrat hos ørret i Mandalselva nedfor Laudal kraftstasjon i 1990 og 1991. Data for habitatbruk (se Fig.8) er her korrigert for at elva ikke har like mengder habitat på alle lokaliteter.

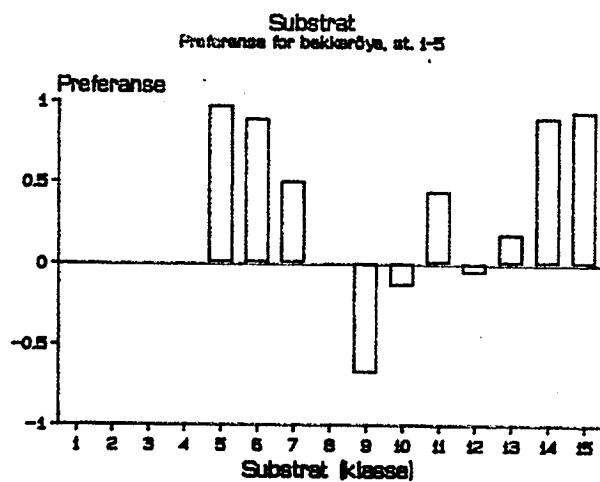
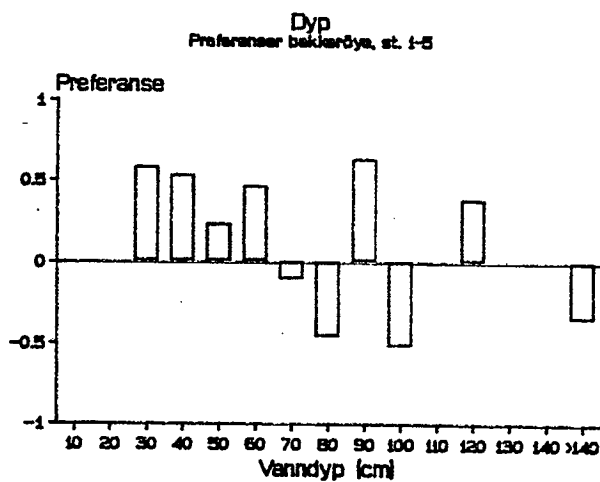
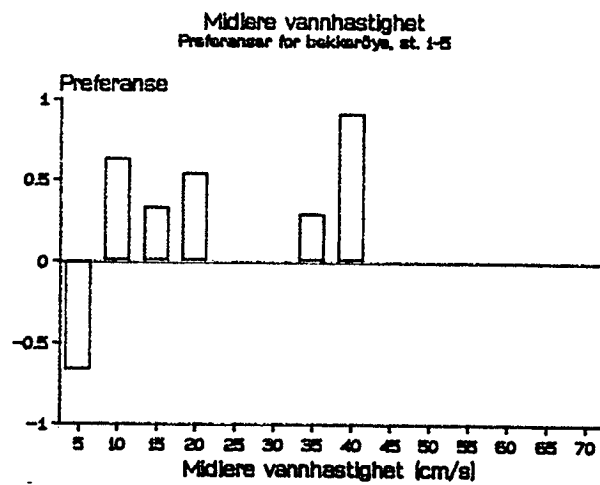


Fig. 12. Preferanse for gjennomsnittets vannhastighet, vanddyb og substrat hos bekkerøye i Mandalselva ovenfor Laudal kraftstasjon i 1990 og 1991. Data for habitatbruk (se Fig.8) er her korrigert for at elva ikke har like mengder habitat på alle lokaliteter.

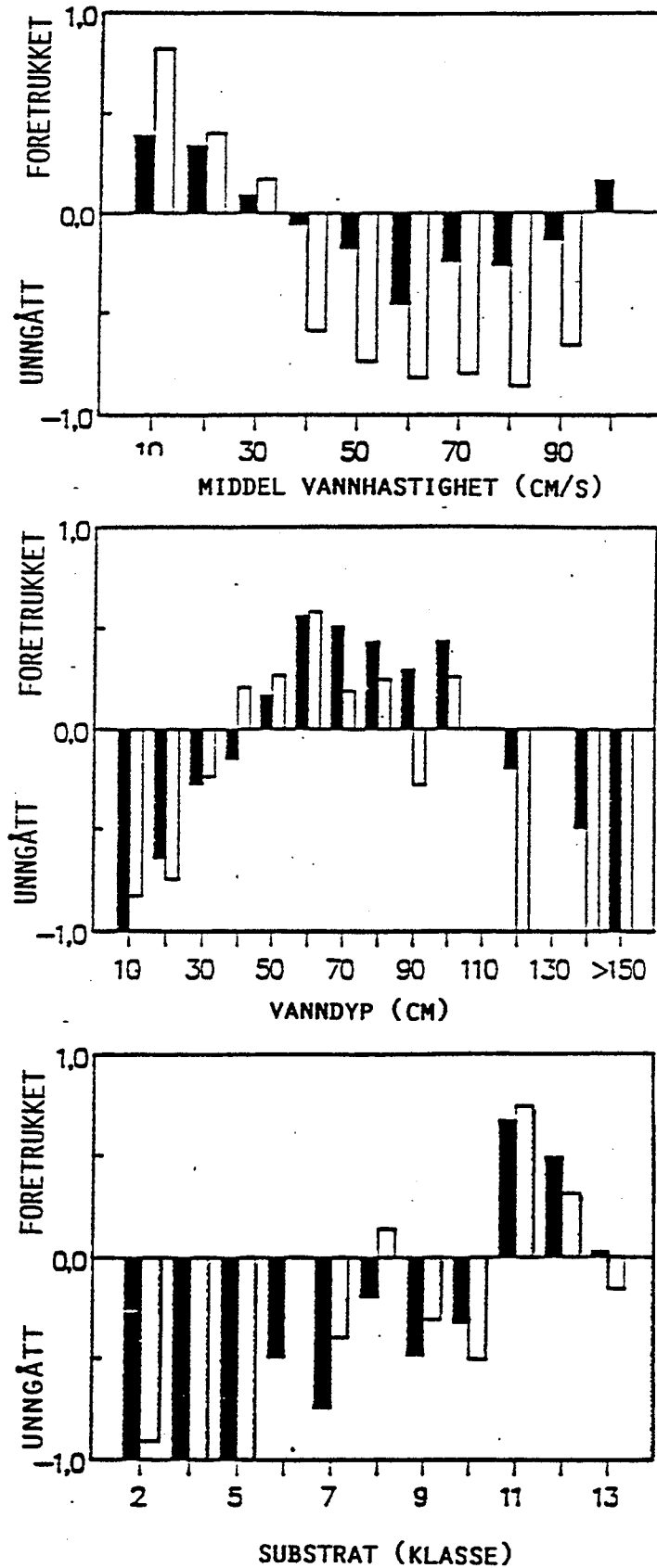


Fig. 13. Preferanse for gjennomsnitts vannhastighet, vanndyp og substrat hos laks (fylte søyler) og ørret (åpne søyler) basert på data fisk i Gjengedalselva (fra Saltveit og Heggnes 1991).

Habitatpreferanse basert på data fra Gjengedalsvassdraget er vist på Fig.13. Disse kurvene baserer seg på langt flere fiskeobservasjoner (n=1987) enn kurvene basert på fisk fra Mandalselva. Basert på ørretens habitatbruk og habitattilbud i Gjengedalselva skiller disse preferansekurvene seg på flere områder fra de stedeagne preferansekurvene Mandalselva. I Mandalselva viser ørreten på den nedre delen av elva preferanse for lave vannhastigheter liksom i Gjengedalselva, men i Mandalselva ble også en del ørret observert på betydelig høyere midlere vannhastigheter. På den øvre delen i Mandalselva er det en klar preferanse for store dyp. Videre er det på den øvre delen av Mandalselva også en større preferanse for fint og for grovt substrat, tildels fjell. Basert på Gjengedalsfisk prefererer ørret bare dyp mellom 50 og 100 cm (Fig.13). Disse forskjellene skyldes en kombinasjon av to faktorer; ulik tilgjengelighet av habitattyper i de to elvene, samt sannsynligvis også betydelig innslag av tilfeldigheter i data fra Mandalselva pga. få observasjoner.

Laks påvises ikke i Mandalselva. Legges data for habitatbruk funnet i Gjengedalselva til grunn, fremkommer preferanser for vannhastighet, vanddyp og substrat som vist på Fig.13.



## SIMULERINGRESULTATER

### VANDEKKET AREAL

Simuleringer av sammenheng mellom hydrauliske forhold og vannføring er presentert og vurdert av Bjerke og Vaskinn (1992). Av spesiell biologisk interesse er her størrelsen på det vanndekkete areal i forhold til vannføring. Dette er vist for de ulike stasjonene i Mandalselva på Fig.14. For fisk og næringsdyr er størrelsen på det vanndekkete areal av stor betydning. Det fremgår av beregningene at areal på noen av lokalitetene generelt reduseres raskt og betydelig når vannføring går under ca. 20-50 m<sup>3</sup>/s. Imidlertid er det på alle lokaliteter et gradvis avtak i vanndekket areal med reduksjon i vannføring.

### HABITAT

Simuleringer av sammenhengen mellom vannføring og biologisk viktige parametre er vist i Fig. 15 til Fig.30. Simuleringene med stedegne data fra Mandalselva viser generelt at endringer i vannføringer gir mer drastiske resultater mht. gunstig habitat for bekkerøye enn for ørret. Dette skyldes i hovedsak at bekkerøye foretrakk strekninger med mindre vann og høy gradient. Her medfører vannføringsendringer raske variasjoner i habitatforholdene. Ørret ble oftere observert i store, stilleflytende vannvolumer, f.eks. terskelbassenger, som påvirkes langt mindre av vannføringsendringer. Som forventet fra preferansekurvene, er endringene nokså like for laks og ørret basert på data for habitatbruk fra Gjengedal. De ulike habitatvariablene, vannhastighet, vanddyp og substrat, påvirkes noe ulikt av endringer i vannføring, og det er også forskjeller mellom stasjoner (Fig.15 til Fig.30). I det følgende vil de ulike habitatvariable og endringene av disse som følge av vannføringsendringer bli diskutert for hver fiskeart og for hver stasjon. Kurvene gjelder bare for produksjonssesongen, dvs. sommerhalvåret (16. mai til 31. oktober). Fiskens adferd er annerledes ved lave vanntemperaturer om vinteren.

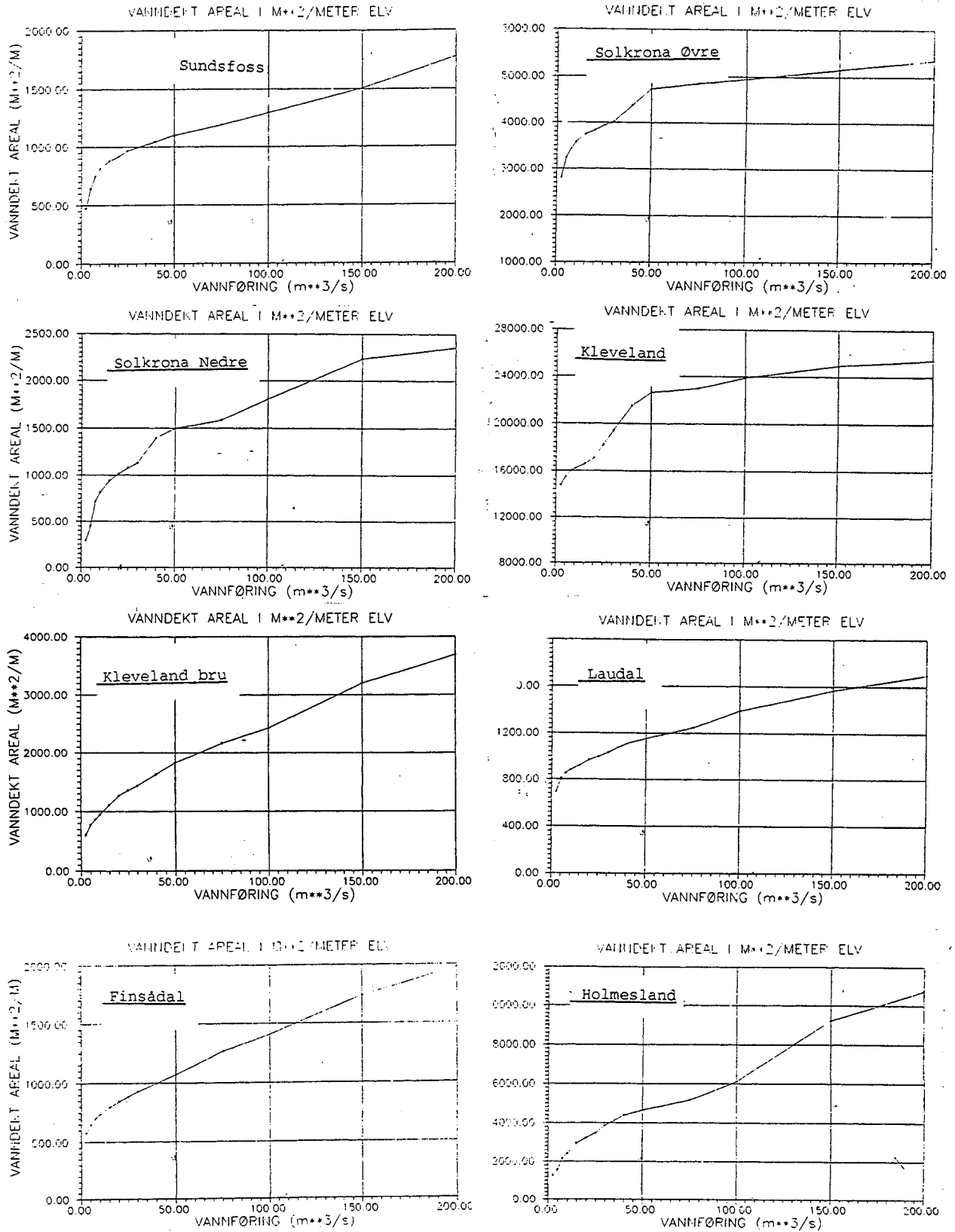


Fig. 14. Simulert vanndekket areal ved ulike vannføringer i m<sup>2</sup> pr. m elv på ulike lokaliteter i Mandalselva (fra Bjerke og Vaskinn 1992).

## Substrat

Tilgjengelig gunstig substrat for ørret basert på Mandalsdata påvirkes bare i mindre grad av endringer i vannføring på alle stasjoner, også ved lave vannføringer. For bekkerøye reduseres tilgjengelig gunstig substrat betydelig når vannføringen faller på stasjon 1 (Sundet) og stasjon 5 (Kleveland bro), og tildels også Laudal (st. 6). Disse elvestrekningene er relativt storsteinete med høy gradient.

## Vannhastighet

For gjennomsnittlig vannhastighet skjer det endringer i tilgjengelighet av gunstig habitat ved reduksjon i vannføringer, men disse er generelt sterke bare for bekkerøye. For ørret er det imidlertid forskjeller mellom stasjonene.

Ovenfor Laudal er tilgjengelighet av arealer med gunstige vannhastigheter for ørret relativt liten og endringene i dette habitat er følgelig relativt små ved vannføringer mellom 1 og 20 m<sup>3</sup>/s. Det er imidlertid tendens til en økning når vannføringen overstiger 10 m<sup>3</sup>/s. Dette sees på den strekningen som idag har betydelig redusert vannføring og hvor vannet ved liten vannføring går i smale, dype partier i elveleiet, f.eks. Solkrona øvre (stasjon 2) (Fig.17) og Kleveland bru (stasjon 5) (Fig.23). Nedenfor Laudal er forholdet noe annerledes. På stasjon 7 Finså er tilgjengelig habitat med gunstige gjennomsnittsvannhastigheter størst ved vannføring lavere enn 4 m<sup>3</sup>/s, mens det avtar på høyere vannføringer og stabiliseres over 8-10 m<sup>3</sup>. På Holmesland, stasjon 8, er andel habitat med gunstig vannhastigheter størst mellom 5 og 10 m<sup>3</sup>/s.

Baseres simuleringene av vannhastigheter på habitatpreferansedata fra Gjengedal, fremkommer et noe annet bilde. På stasjon 1, Sundsfoss, stasjon 5, Kleveland bru og stasjon 6, Laudal, er tendensen den samme, som med stedegne data. Imidlertid gir data fra Gjengedal en stabilt høyere andel gunstig habitat. På de øvrige stasjoner ovenfor Laudal øker andelen habitat med gunstig vannhastighet med økning i vannføring. Økningen er betydelig på stasjon 3, Solkrona og stasjon 4, Kleveland. Nedenfor Laudal, dvs. på stasjon 7, Finså, og stasjon 8, Holmesland, er det ingen forskjeller mellom datasettene. Resultatene viser igjen at tilgjengelig habitat ved innsamling av habitatdata påvirker habitatvalg og at det er forskjeller mellom vassdrag. Ovenfor Laudal medfører dominans av store vannvolumer med lave vannhastigheter at flere ørret observeres på lave vannhastigheter. Arealer med denne habitattype påvirkes i liten grad av endringer i vannføring. Andelen habitat med sterkt strømmende vann øker imidlertid, noe som er det habitat ørret foretrekker basert på habitatpreferansedata fra Gjengedal.

Habitatsimuleringskurvene for laks basert på habitatpreferansedata fra Gjengedal er tilnærmet lik de for ørret.

### Dyp

Ovenfor Laudal er det en gradvis økning i andel gunstig dyp med økende vannføring. Dette gjelder både for bekkerøye og for ørret. På Kleveland bru, stasjon 5, er dette særlig utpreget. Nedenfor Laudal, på stasjon 7 og 8, er det ingen økning i habitat med gunstig dyp med økende vannføring.

Data basert på habitatpreferanser i Gjengedalsvassdraget viser for de fleste lokaliteter et nokså likt forløp for laks og ørret mht. endring i arealer med gunstig dybde med endringer i vannføring. Forløpet er imidlertid noe forskjellig fra simuleringene basert på stedegne data for habitatbruk i Mandalselva. Ovenfor Laudal er forløpet på stasjon 5, Kleveland Bru, nokså likt for begge datasett. Derimot er det liten eller

## HABITATPREFERANSE: SUNDSFOSS

Summerte verdier.

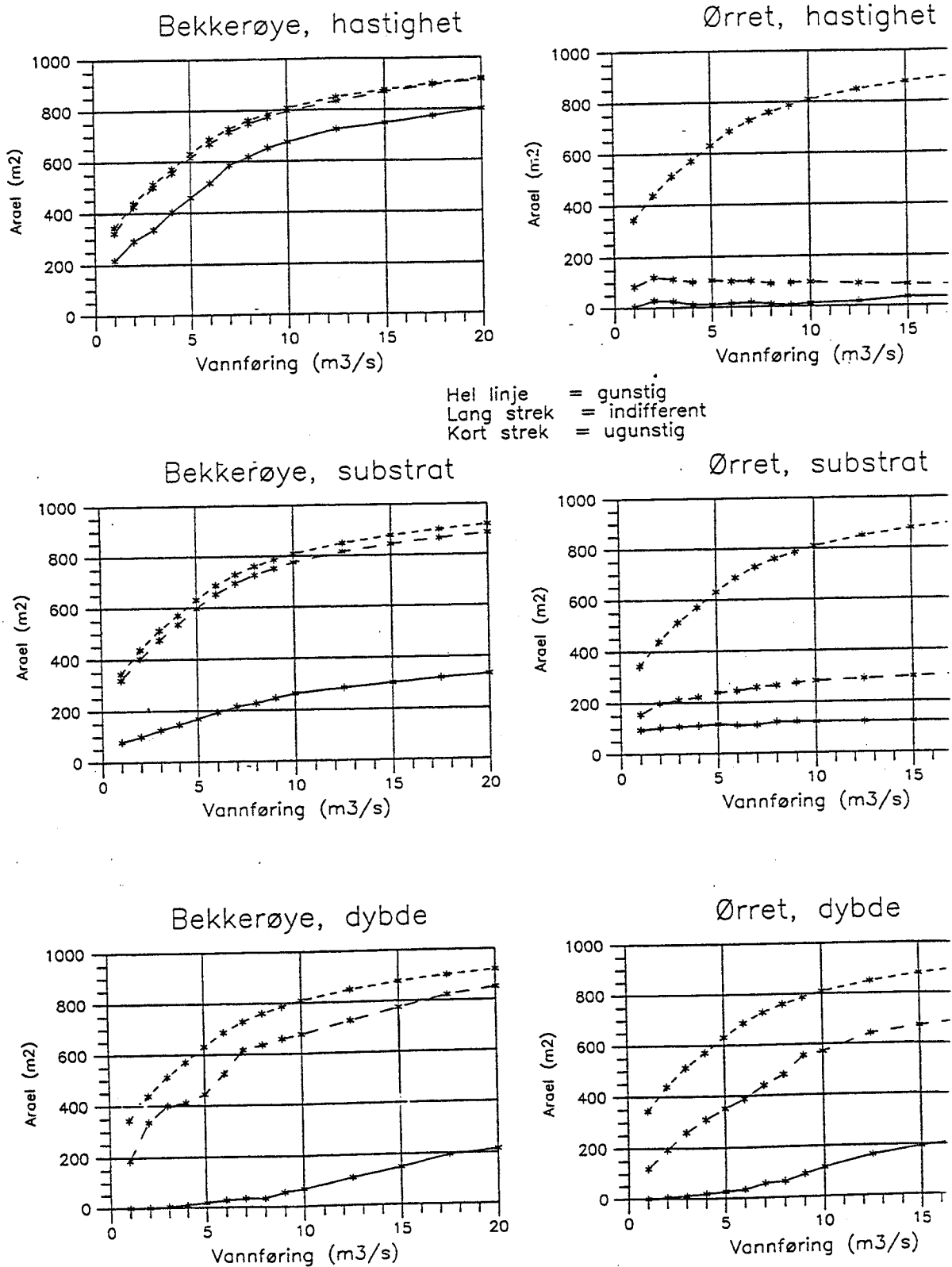


Fig. 15. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og bekkerøye ved ulike vannføringer på stasjon 1 i Mandalselva.

## HABITATPREFERANSE: SUNDSFOSS

Summerte verdier.

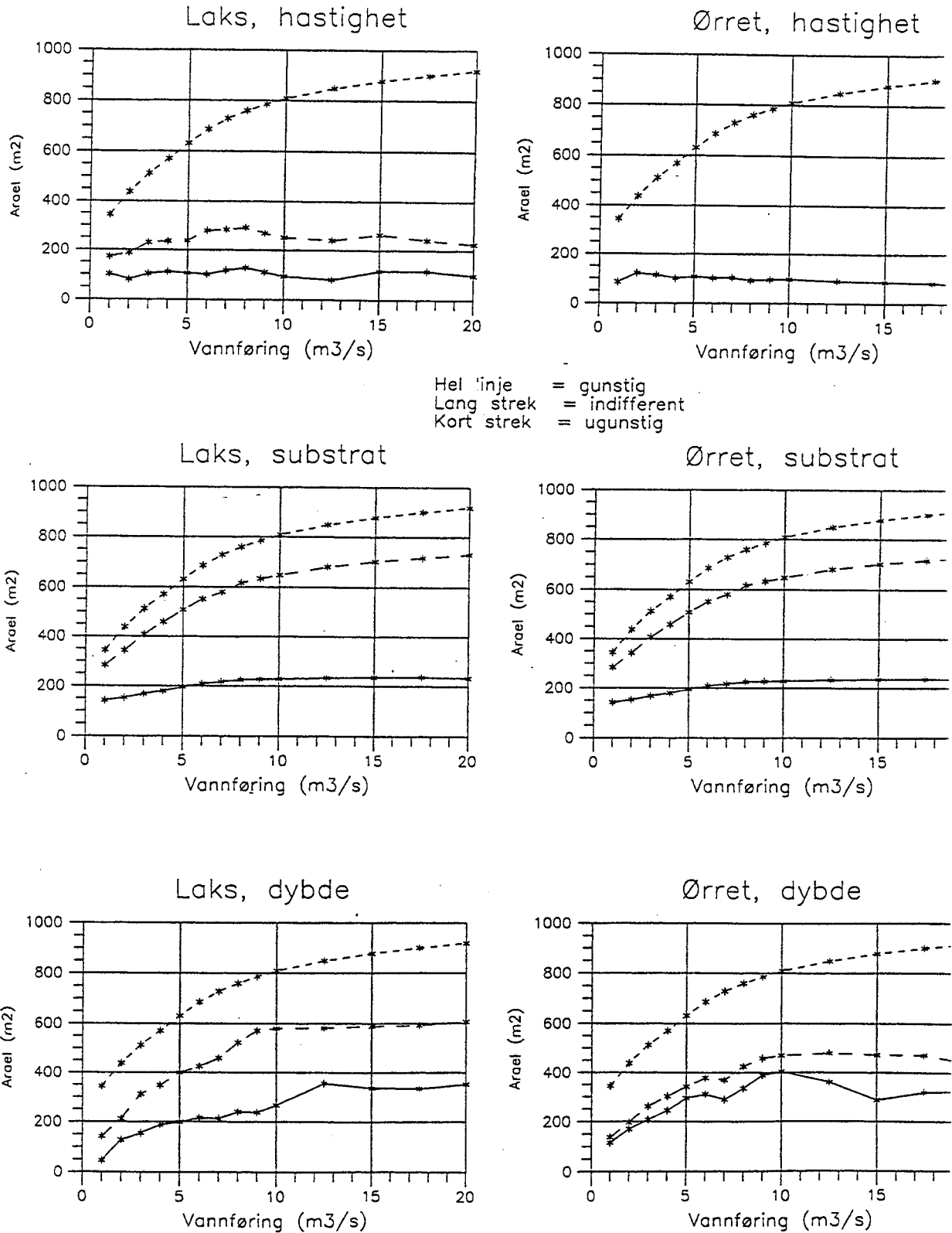


Fig. 16. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 1 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

ingen gevinst mht. gunstige dyp ved økende vannføring på de øvrige stasjonene, dersom simuleringer fra Gjengedalsdata legges til grunn. Nedenfor Laudal øker arealer med gunstig dyp med vannføringer opp til  $5-10 \text{ m}^3$ , hvor det deretter stabiliseres eller avtar.

### De ulike lokalitetene

På stasjon 1, Sundsfoss, er det for ørret ingen økning i areal med gunstig vannhastighet og liten økning for substrat med økende vannføring. Areal med gunstig dyp øker ved vannføringer større enn  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ . For bekkerøye er forholdet det samme med hensyn til dyp. Imidlertid er det for bekkerøye en sterk økning i gunstige hastighetsarealer og substratarealer når vannføringen øker opp til  $15 \text{ m}^3/\text{s}$ , hvor arealet stabiliseres. Høyere vannføringer på st. 1 gir for bekkerøye relativt sett bedre habitatforhold (Fig. 15). Imidlertid må som tidligere det lave antall observasjoner og de forhold observasjonene er gjort under fremheves. Det er ingen markerte knekkpunkter på noen av kurvene, slik at ingen kritiske vannføringer mht. habitatforhold, kan identifiseres.

Baseres vurderingen på habitatsbruksdata fra Gjengedal, fremkommer noenlunde det samme resultat (Fig.16). Arealene med gunstig habitat er noe større, men endringer i vannføring gir små endringer i areal. Laks viser det samme forløp som ørret.

For ørret skiller stasjon 2, Solkrona øvre, seg lite fra stasjon 1, bortsett fra en svak økning i gunstig vannhastighet når vannføringen overstiger  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  (Fig.17). For bekkerøye gir økt vannføring imidlertid ikke tilnærmet samme økning i areal med gunstig vannhastighet som på stasjon 1. For substrat er det ingen økning i gunstige areal med vannføring, men økningen i gunstige vanddyp er sterkere enn på stasjon 1, Sundsfoss. Økningen i gunstig habitat er raskest opp mot  $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

## HABITATPREFERANSE: SOLKRONA ØVRE

Summerte verdier.

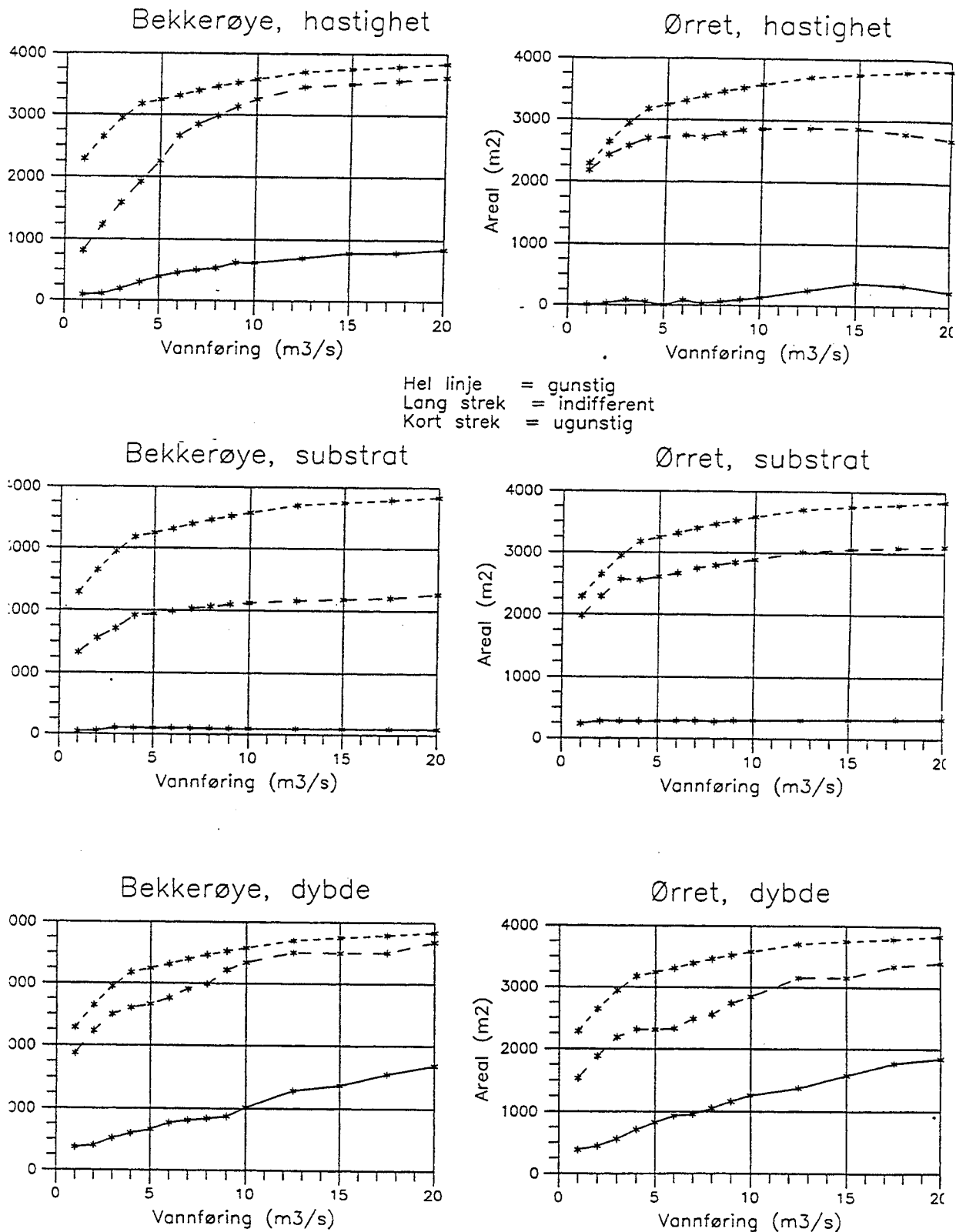


Fig. 17. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og bekkerøye ved ulike vannføringer på stasjon 2 i Mandalselva.



## HABITATPREFERANSE: SOLKRONA ØVRE

Summerte verdier.

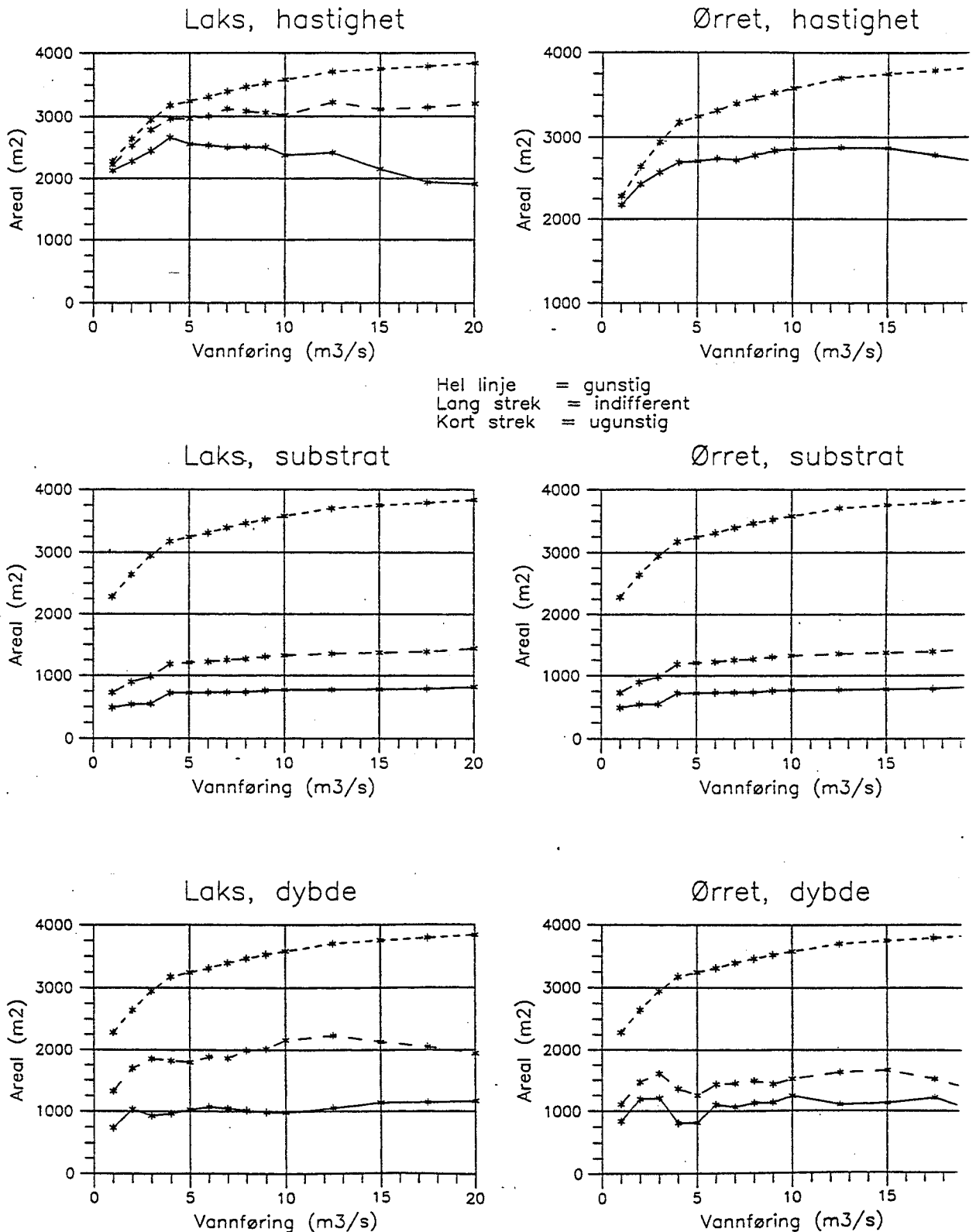


Fig. 18. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 2 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

Basert på data fra Gjengedal viser simuleringene at areal med gunstige substrat og dybder et stabilt forløp med endring i vannføring, bortsett areal med gunstig vannhastighet som øker oppmot  $5 \text{ m}^3$ , og deretter avtar for laks når vannføringen blir høyere enn  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ , mens det er nokså stabilt for ørret (Fig.18). Arealene med gunstig habitat som fremkommer er også her større enn arealer basert på simuleringer med Mandalsdata.

På stasjon 3, Solkrona nedre, viser kurvene for ørret omtrent det samme forløp som på stasjon 2 med hensyn til endring i areal med gunstig vannhastighet og substrat etter som vannføringen øker (Fig.19). Imidlertid er det betydelig mindre arealer med indifferente hastigheter på stasjon 3. For ørret ingen betydelig økning i areal med gunstig dyp, bortsett fra ved vannføringer større enn  $7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Habitat med gunstig vannhastighet for bekkerøye øker med økende vannføring, mens de to andre habitatparametre viser samme forløp som for ørret.

Baseres vurderingene på habitatpreferansedata fra Gjengedal, er det for laks og ørret en sterkere økning i areal med gunstige dyp ved vannføringer over  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ . Størst areal med gunstige vannhastigheter forekommer for begge arter ved vannføringer på  $5-10 \text{ m}^3/\text{s}$ , deretter avtar arealet (Fig.20). Gunstig substrat er stabilt. Bortsett fra dyp, er størrelsen på arealene basert på Gjengedalsdata ikke særlig større enn de basert på Mandalsdata.

Stasjon 4, Kleveland, er et terskelbasseng. De stabile forholdene i et slikt basseng gjenspeiles i simuleringsskurvene. Små endringer i gunstig areal fremkommer gjennom økning i vannføring, bortsett fra en økning i gunstig dyp for ørret og bekkerøye, og naturligvis gunstige vannhastighet for bekkerøye som øker med økende vannføring. Knekkpunkter i kurvene kan ikke identifiseres (Fig.21).

## HABITATPREFERANSE: SOLKRONA NEDRE

Summerte verdier.

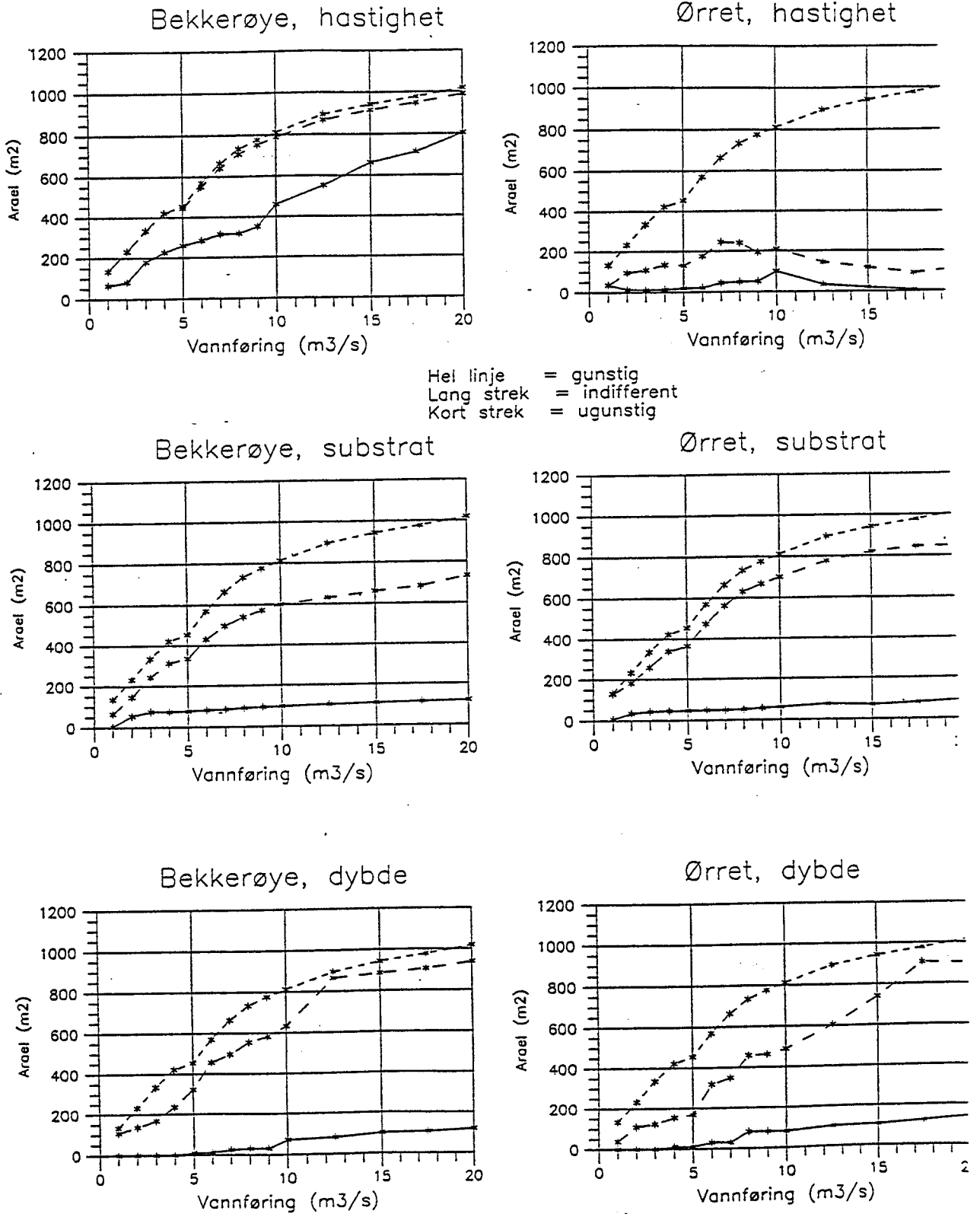


Fig. 19. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og bekkerøye ved ulike vannføringer på stasjon 3 i Mandalselva.

## HABITATPREFERANSE: SOLKRONA NEDRE

Summerte verdier.

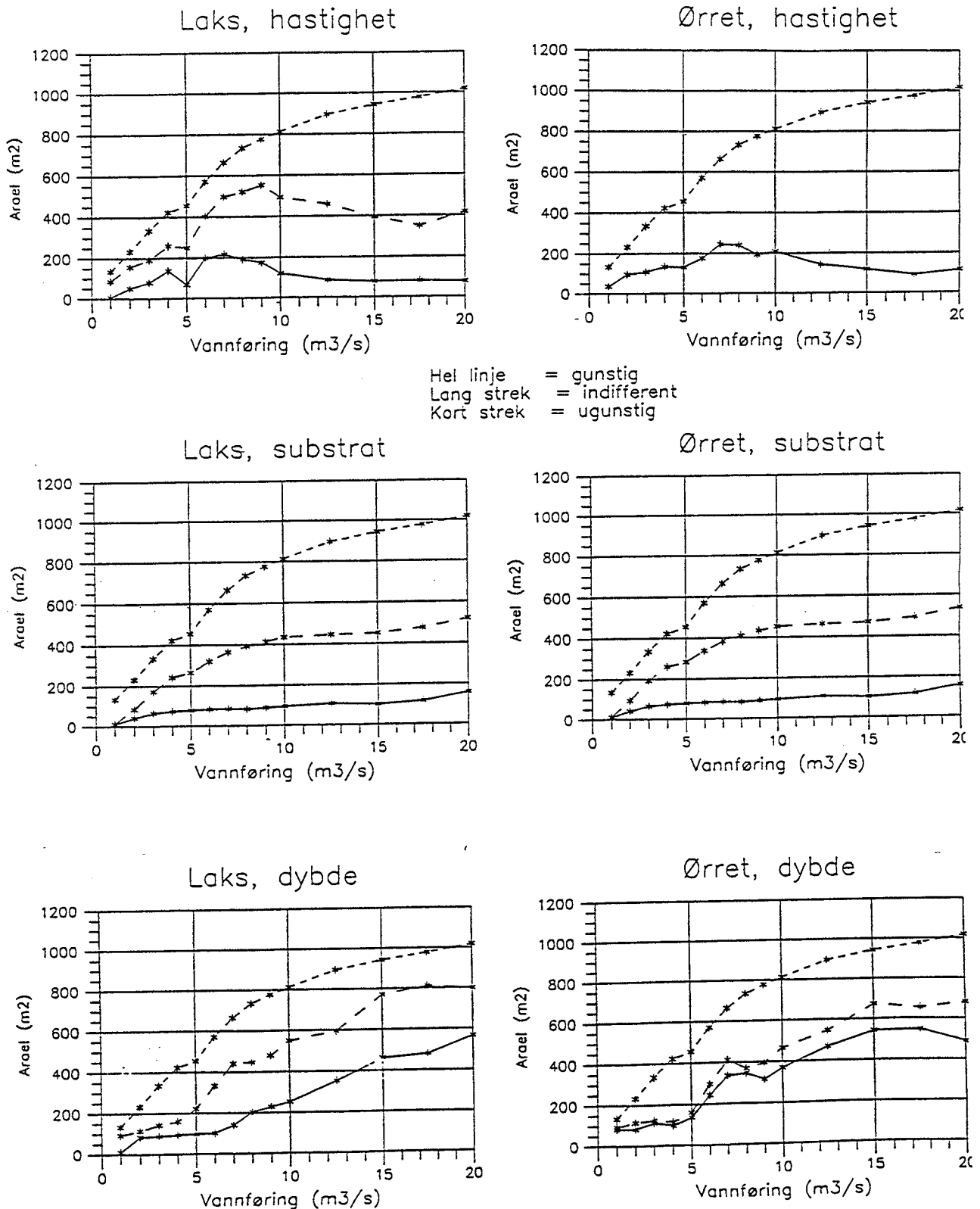


Fig. 20. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 3 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

## HABITATPREFERANSE: KLEVELAND

Summerte verdier.

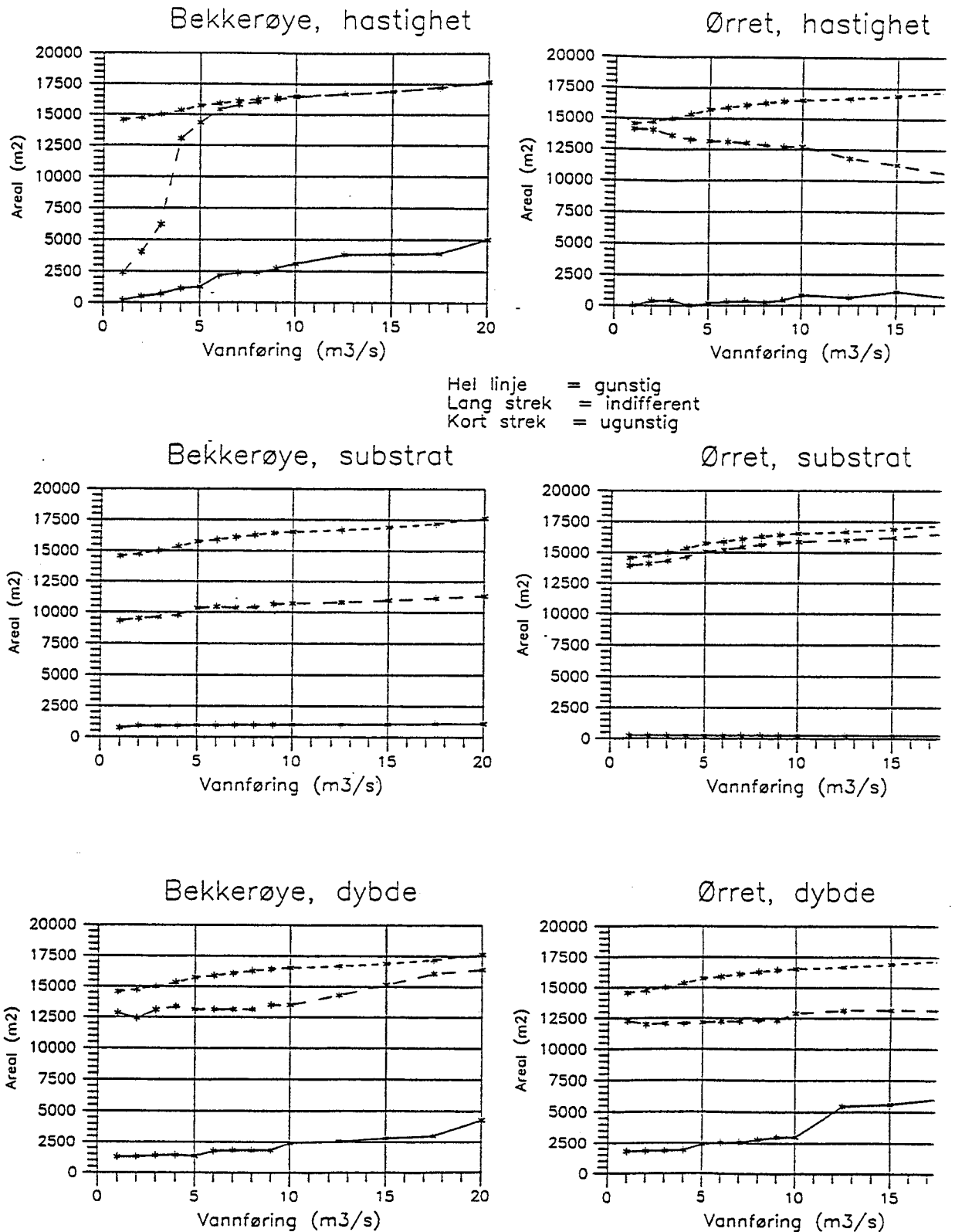


Fig. 21. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og bekkerøye ved ulike vannføringer på stasjon 4 i Mandalselva.

## HABITATPREFERANSE: KLEVELAND

Summerte verdier.

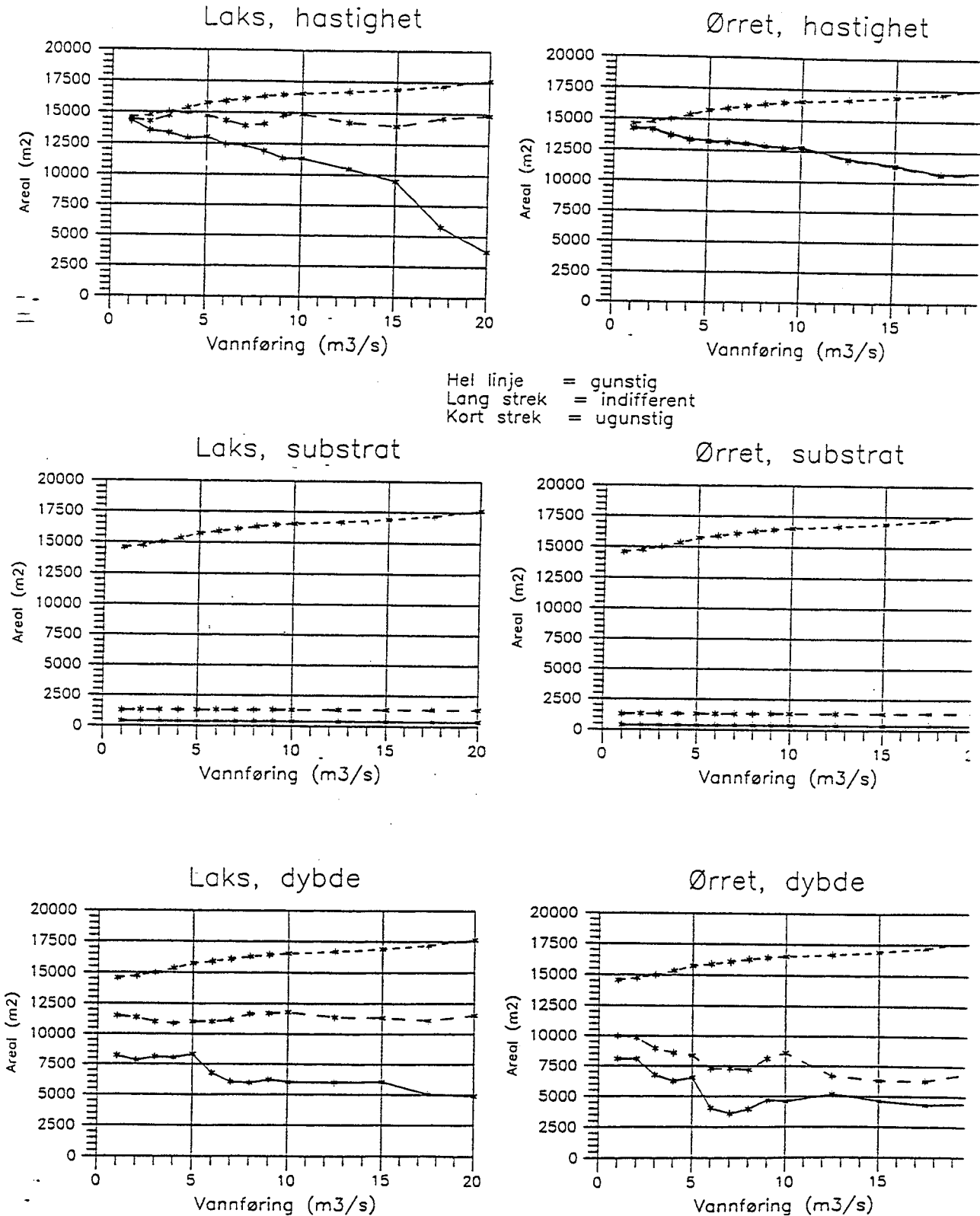


Fig. 22. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 4 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

Simuleringene basert på Gjengedalsdata viser et noe annet forløp (Fig. 20). Kurvene for vannhastighet og dyp for begge arter indikerer i utgangspunktet at de gunstige arealene er betydelig større, men at de avtar ettersom vannføringen øker, spesielt finner det sted en reduksjon i gunstig dyp når vannføringen overstiger  $5 \text{ m}^3/\text{s}$ .

For ørret øker areal med gunstig vannhastighet svakt mellom 4 og  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  på stasjon 5, Kleveland bru. Det er også en gradvis og betydelig økning i gunstig dyp opp mot  $7 \text{ m}^3/\text{s}$  (Fig.23). Areal med gunstig substrat er minimalt på lokaliteten og endres ikke med vannføring. For bekkerøye er det en relativt kraftig økning i gunstig areal for alle parametre med økning i vannføring.

Basert på Gjengedalsdata gir simuleringene for ørret omtrent det samme forløp, men et noe større areal med gunstige vannhastigheter (Fig.24). Størrelse på og endring av gunstig areal for laks er omtrent det samme som for ørret.

Areal med gunstig vannhastighet for ørret er lite på stasjon 6, Laudal, og endres ikke ved å øke vannføringen (Fig.25). Det gjør heller ikke størrelsen på areal med gunstig substrat, mens det ved økt vannføring finner sted en gradvis og betydelig økning i areal med gunstig dyp. Arealene med gunstig vannhastighet for bekkerøye er her større, og dette arealet sammen med areal for gunstig substrat og dyp øker med økning i vannføring.

Basert på data for habitatpreferanser i Gjengedal indikerer simuleringene totalt sett større arealer med gunstig habitat for ørret og laks (Fig.26). Imidlertid endres arealet med gunstige vannhastigheter og substrat lite gjennom økt vannføring. Gunstige dyp øker opp mot  $5-10 \text{ m}^3/\text{s}$ , men stabiliseres deretter, og det finner sted en reduksjon i gunstig dyp på høyere vannføringer ( $>15 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

## HABITATPREFERANSE: KLEVELAND BRU

Summerte verdier.

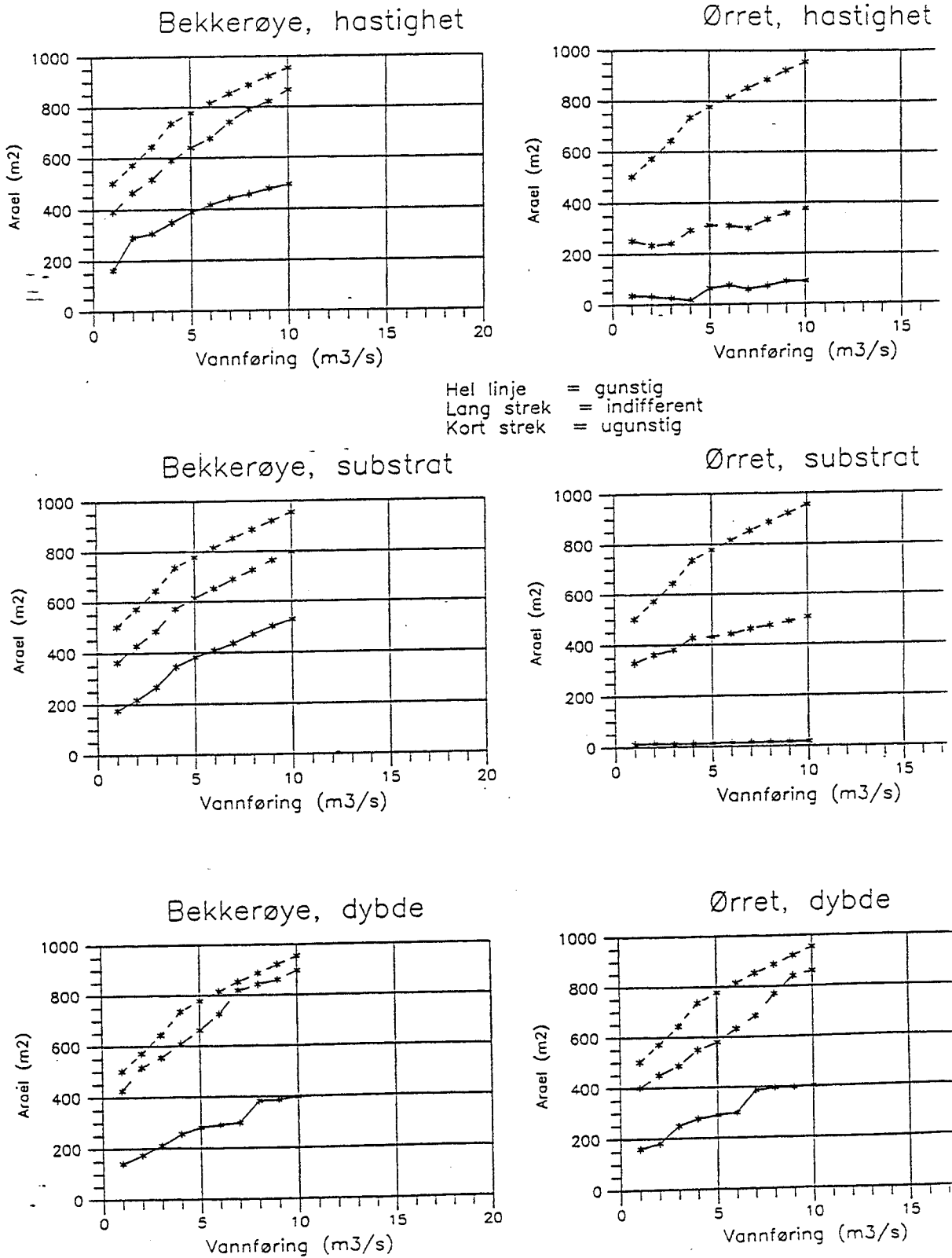


Fig. 23. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og bekkerøye ved ulike vannføringer på stasjon 5 i Mandalselva.



## HABITATPREFERANSE: KLEVELAND BRU

Summerte verdier.

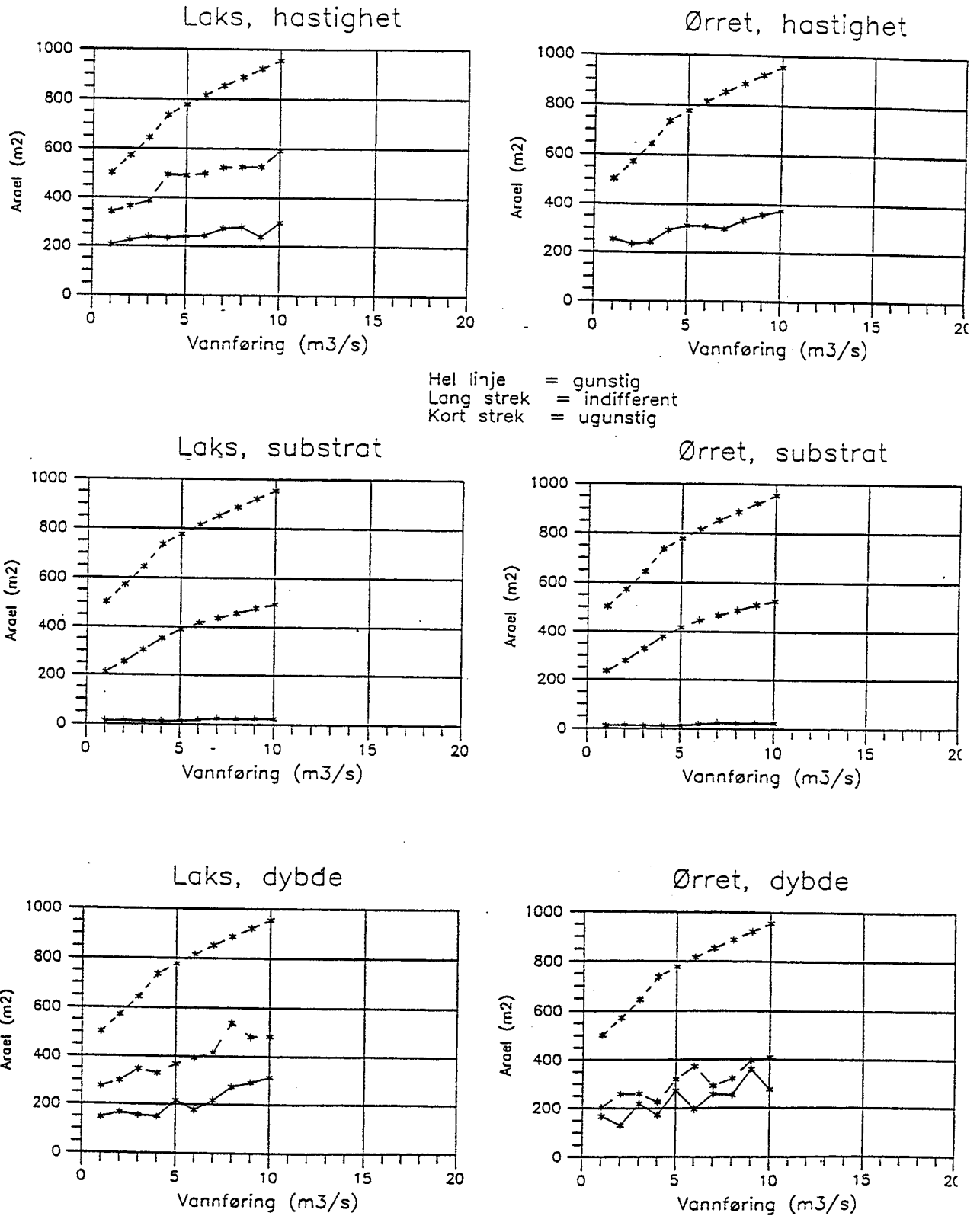


Fig. 24. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 5 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

## HABITATPREFERANSE: LAUDAL

Summerte verdier.

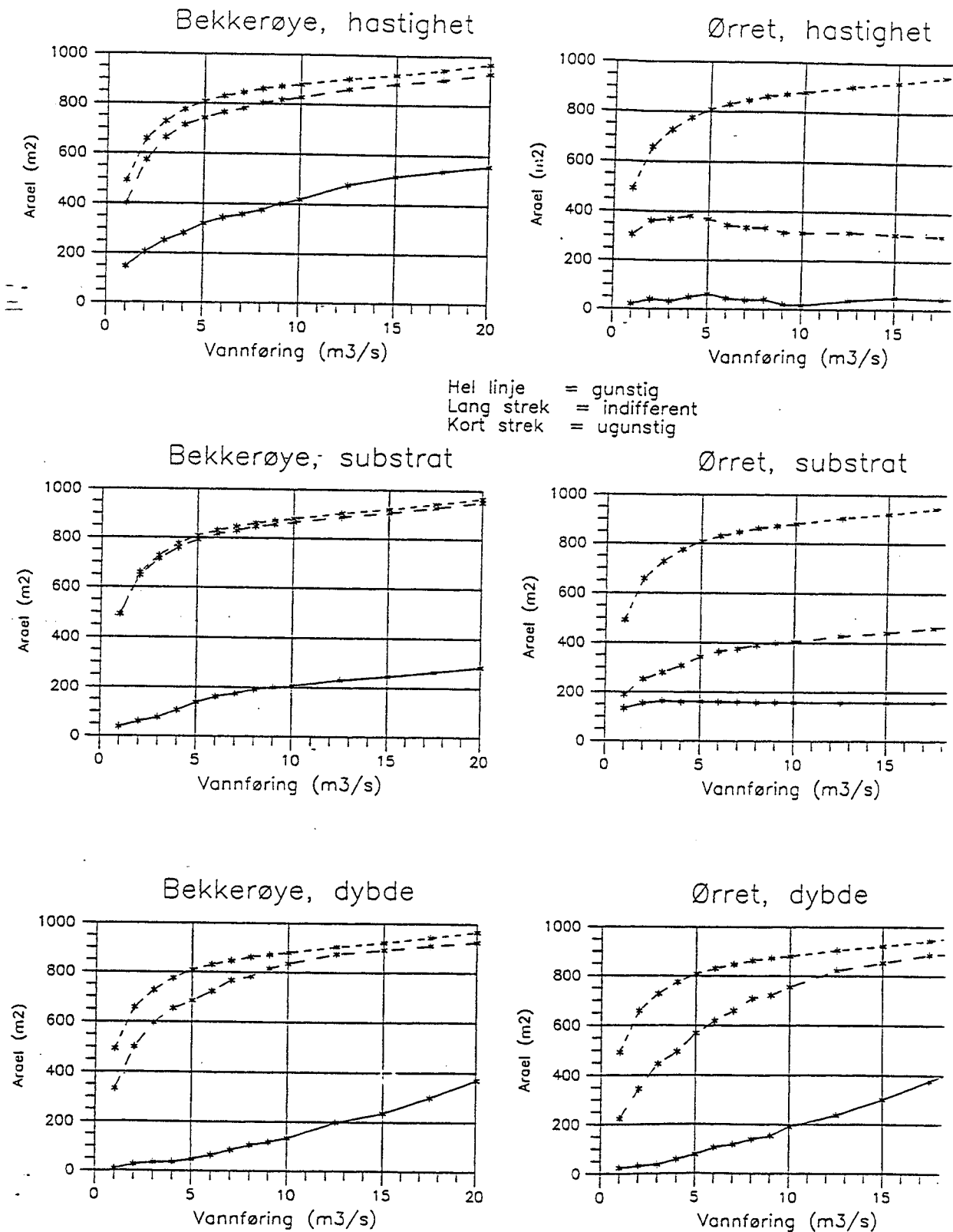


Fig. 25. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og bekkeroeye ved ulike vannføringer på stasjon 6 i Mandalselva.

## HABITATPREFERANSE: LAUDAL

Summerte verdier.

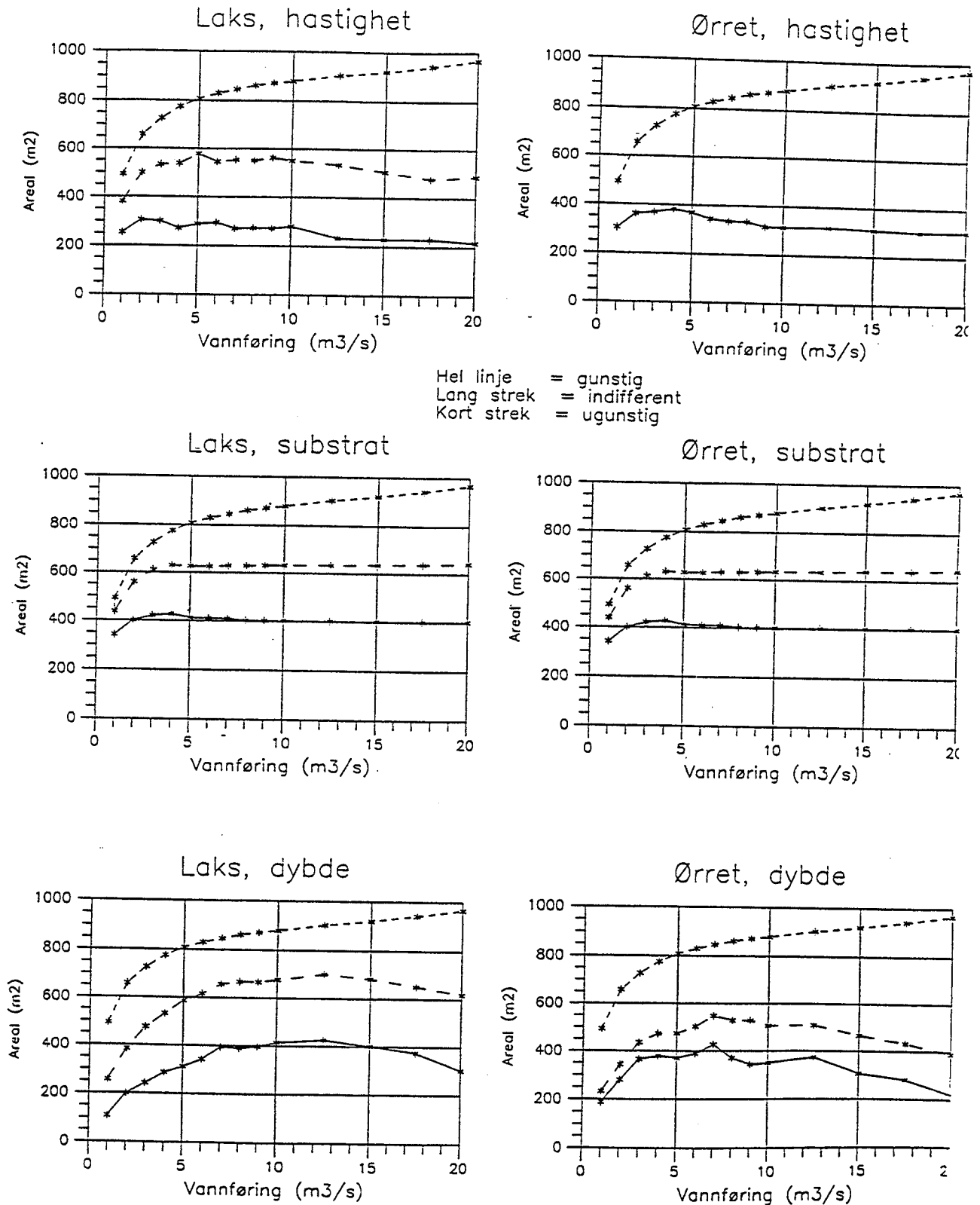
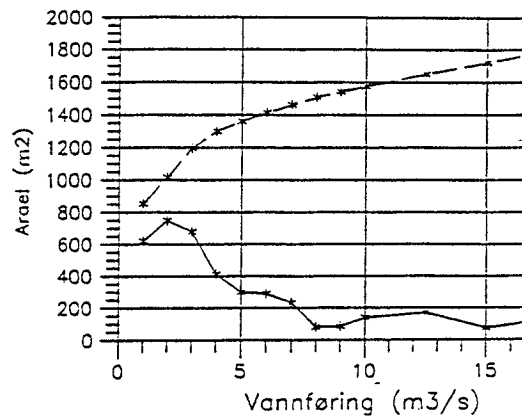


Fig. 26. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 6 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

## HABITATPREFERANSE: FINSÅDAL

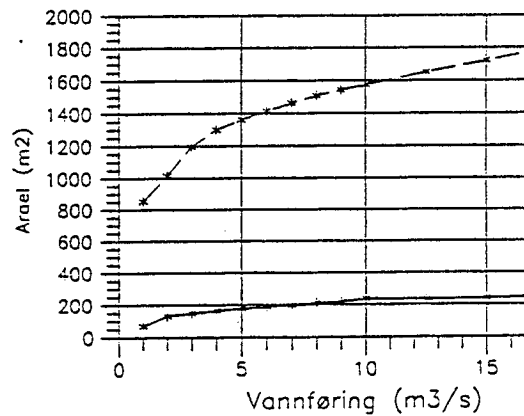
Summerte verdier.

## Ørret; hastighet



Hel linje = gunstig  
 Lang strek = indifferent  
 Kort strek = ugunstig

## Ørret, substrat



## Ørret, dybde

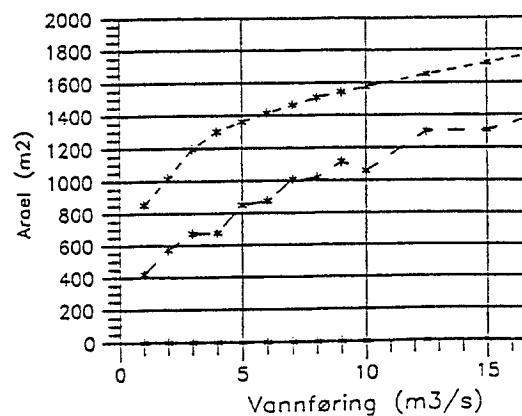


Fig. 27. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret ved ulike vannføringer på stasjon 7 i Mandalselva.

## HABITATPREFERANSE: FINSÅDAL

Summerte verdier.

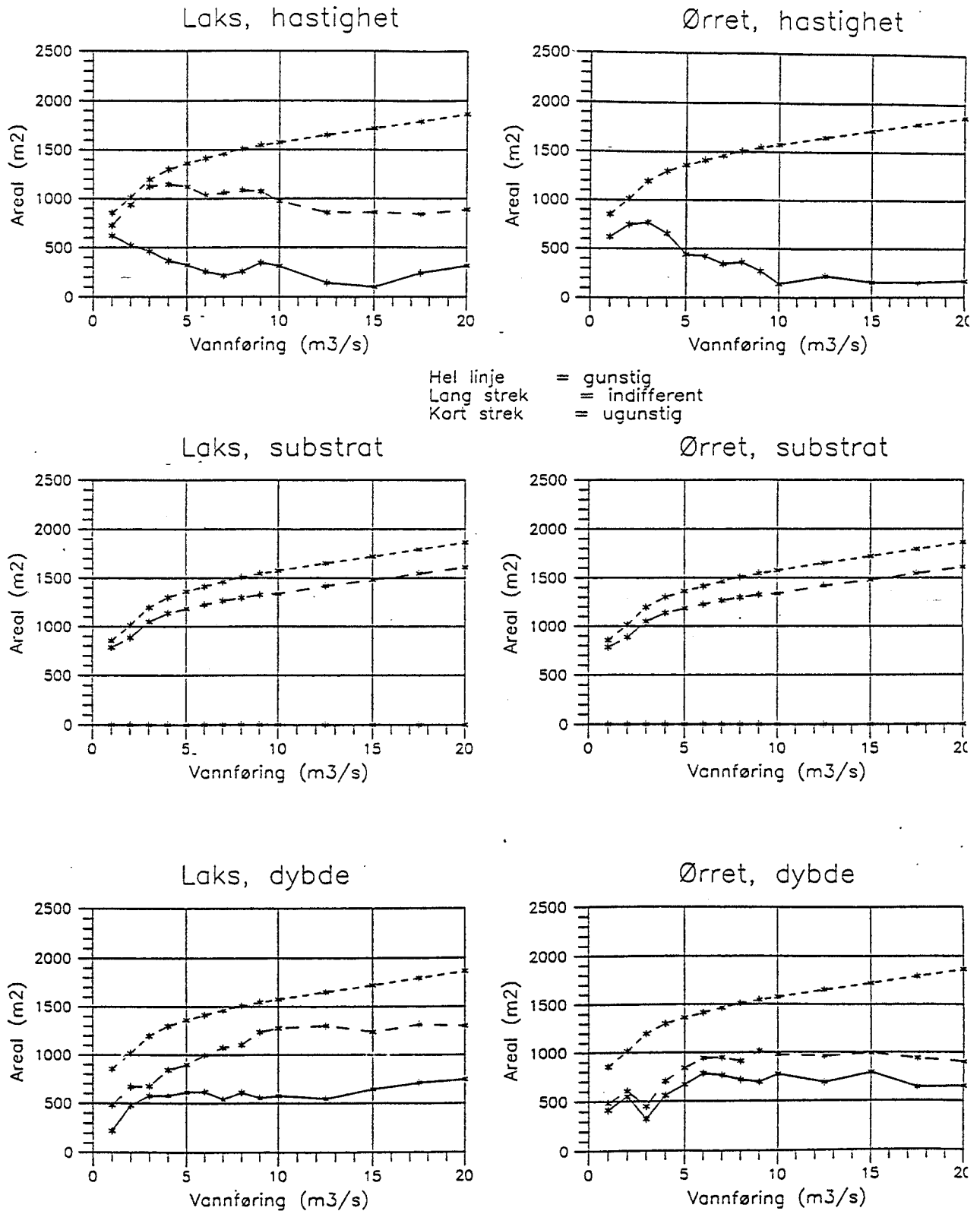
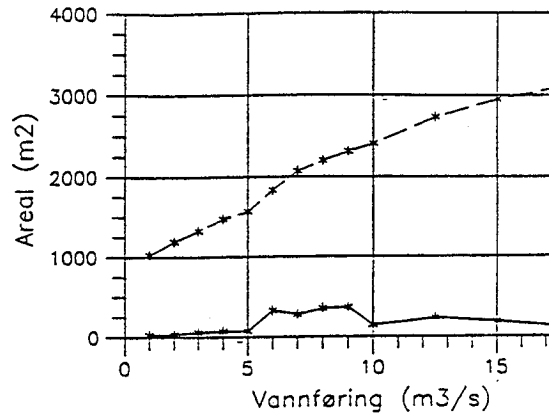


Fig. 28. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 7 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

## HABITATPREFERANSE: HOLMESLAND

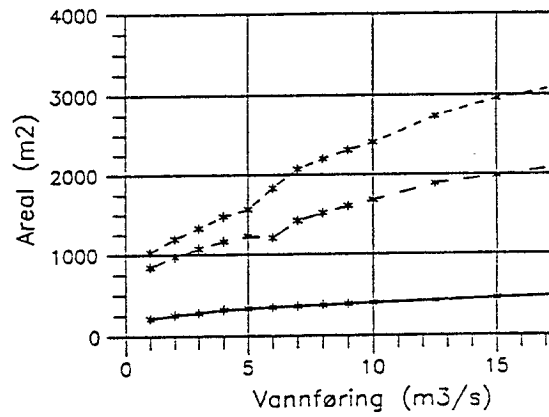
Summerte verdier.

## Ørret, hastighet



Hel linje = gunstig  
 Lang strek = indifferent  
 Kort strek = ugunstig

## Ørret, substrat



## Ørret, dybde

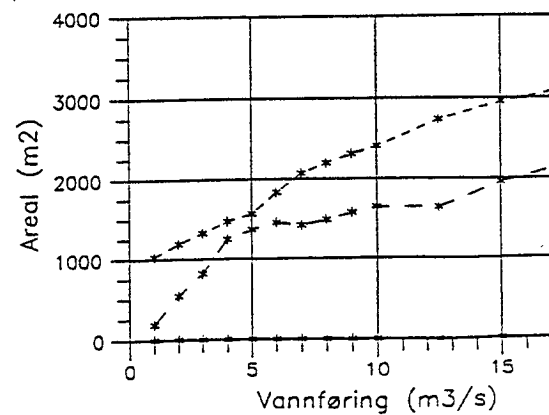


Fig. 29. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret ved ulike vannføringer på stasjon 8 i Mandalselva.

## HABITATPREFERANSE: HOLMESLAND

Summerte verdier.

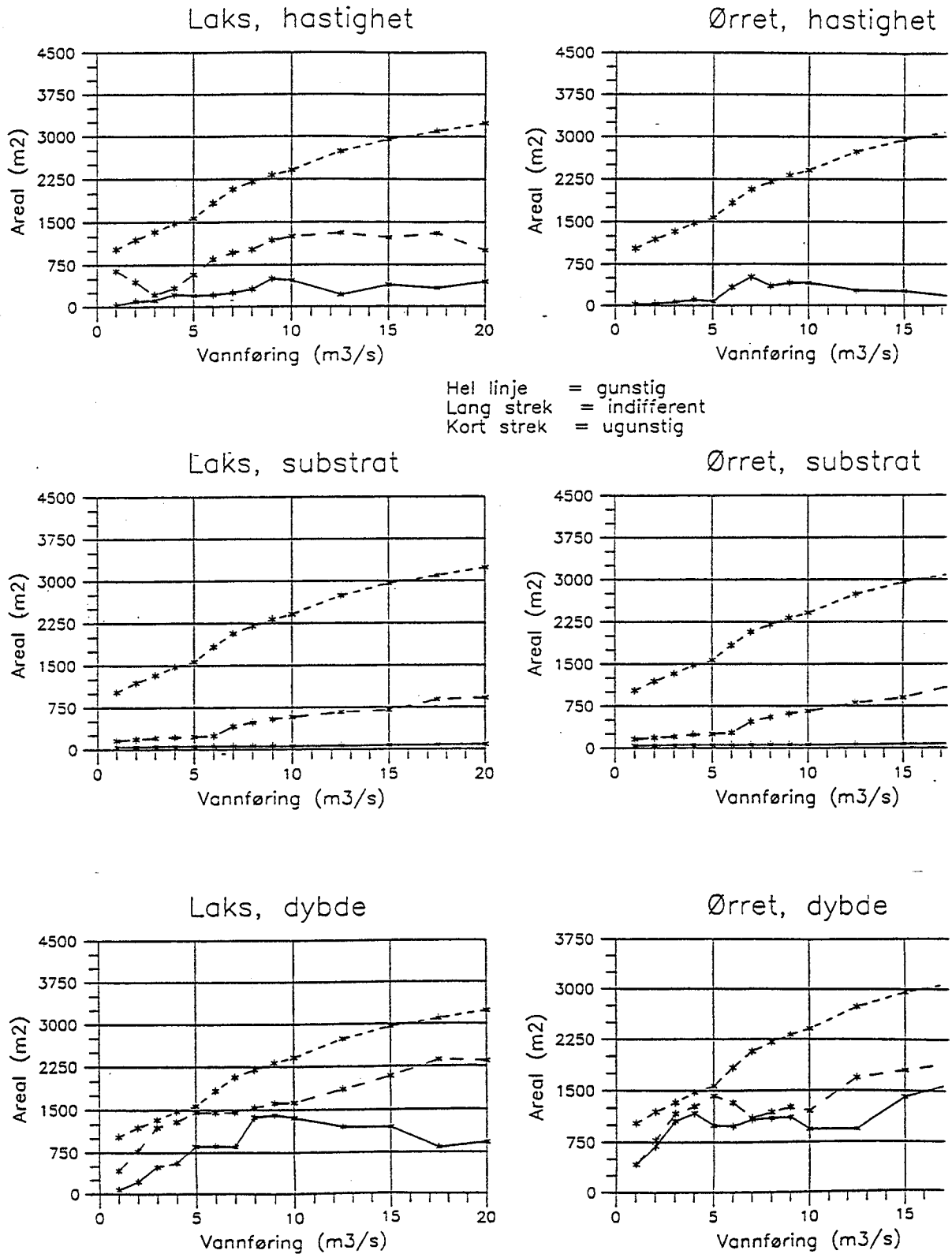


Fig. 30. Simulert størrelse på areal inneholdene foretrukket habitat i sommerhalvåret hos ørret og laks ved ulike vannføringer på stasjon 8 i Mandalselva, basert på data for habitatbruk i Gjengedalselva.

På stasjon 7, Finså, finnes størst areal med gunstig vannhastighet for ørret ved lav vannføring. Allerede ved 3 m<sup>3</sup>/s avtar arealet (Fig.27). Størrelse på areal med gunstig substrat og dyp er tilnærmet det samme ved alle vannføringer. Areal med gunstig dyp er imidlertid svært lite.

Basert på data fra Gjengedal, gir simuleringene, i motsetning til stasjonene ovenfor Laudal mindre størrelse på gunstig areal (Fig.28). På samme måte som for stedegne Mandalsdata, avtar også nå størrelsen på gunstige hastighetshabitater når vannføringen øker over 4-5 m<sup>3</sup>/s for ørret og ved lavere vannføring for laks. Substratet er generelt ugunstig for begge arter og påvirkes ikke av endret vannføring. Arealer med gunstige dyp øker opp mot 4-6 m<sup>3</sup>/s, og stabiliseres deretter.

Arealene med simulert gunstig habitat for ørret på stasjon 8, Holmesland er svært små. En økning i areal med gunstig vannhastighet finner sted mellom 5 og 10 m<sup>3</sup>/s (Fig.29).

Simuleringer med data for habitatpreferanser i Gjengedal, gir heller ikke nødvendigvis større totalareal med gunstig habitat mht. hastigheter og substrat. Disse endres også lite med vannføringer. Dette gjelder laks så vel som ørret. Gunstig dyp øker derimot ved vannføringer opp mot hhv. 4-5 m<sup>3</sup>/s for ørret og 7-8 m<sup>3</sup>/s for laks, (Fig.30).

## FISK OG FISKE I MANDALSELVA 1991

Selv om det verken i Mandalselva eller i de sidebekkene som ble undersøkt i forbindelse med foreliggende rapport (eller tidligere) er funnet lakseunger, går det fremdeles voksne laks på elva. I 1991 har det vært en rent eventyrlig oppgang av laks i Mandalselva (T. Sandnes, pers.medd.). Den første tid, d.v.s. i juni, kom det for det meste smålaks (1-2 kg), mens det i august ble tatt en del større fisk (4-7 kg). Laks på 14 og 17 kg skal være fanget. Selv om det var lange tørre perioder, ble



vann kjørt i Laudal kraftverk, noe som førte til en rask oppgang til Potthølen ved Laudal. Mandalselva har idag neppe egenproduksjon av laks, og den laks som nå fanges har derfor ikke vokst opp i vassdraget. For en rekke lakseelver påvises det en relativt stor prosent feilaktig tilbakevandring av laks (10-15%) (L.-P. Hansen, pers.medd.). Dette gjelder både for utsatt av smolt fra oppdrettsanlegg og for merket villfisk (L.-P. Hansen, pers.medd.). I de senere år har også rømt voksen laks fra oppdrettsanlegg blitt påvist i de fleste lakseelver, i enkelte elver i betydelige antall. Det meste av oppgangen i 1991 til Mandalselva skyldes imidlertid trolig de relativt store mengder laksunger som er satt i vassdraget de senere år (se Tabell 5). Flest laks ble satt i 1989, minst i 1991. I 1989 ble det satt ut 30.099 fisk og materialet besto både av årsunger (0+) og 1+. Settefisker stammer fra flere ulike vassdrag (se Tabell 5). I 1990 var ca. 2/3 av all settefisk 2+ smolt, og det ble satt ca. 9.700 fisk. I 1991 ble det satt nærmere 7.000 fisk, både 2+ og 1+.

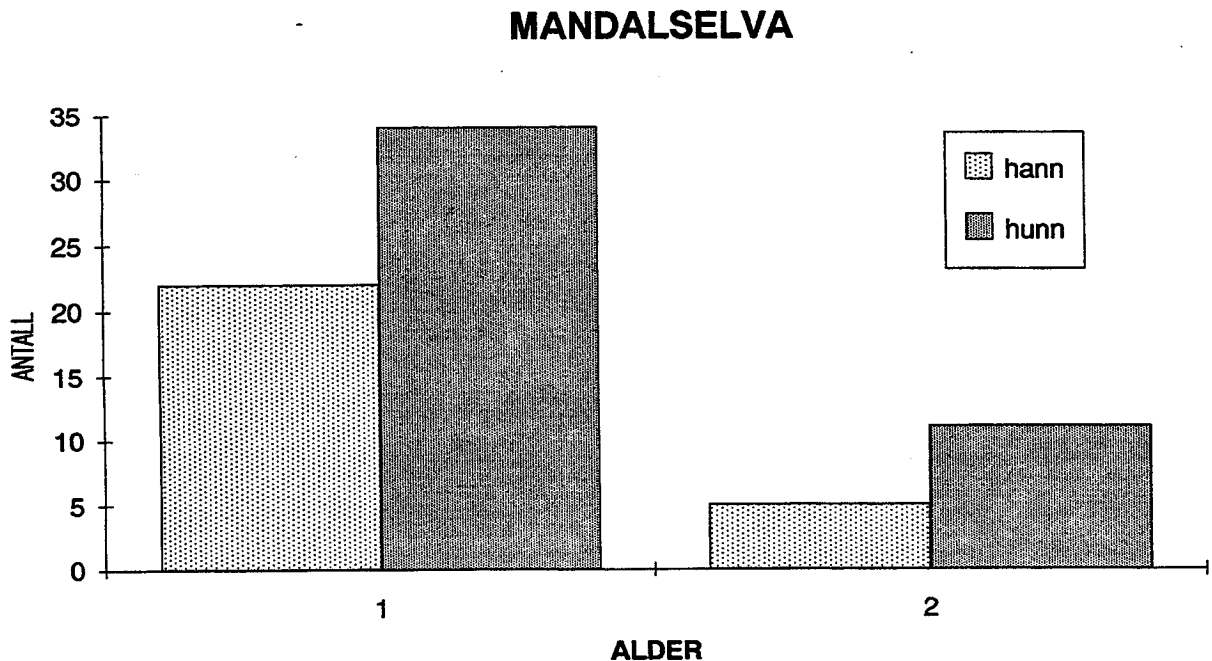


Fig. 31. Prosentvis fordeling av sjøalder fordelt på hanner og hunner hos laks fanget i Mandalselva i 1991.

Tabell 5. Antall, vekt og alder på laks av ulike stammer satt ut i Mandalselva i 1989, 1990 og 1991.

År	Stamme	Alder	Vekt (g)	Antall
1989	Alta	0+	2.13	2.488
	Alta	0+	3.76	12.101
	Alta	1+	368.00	
	Bomdal	1+	154.00	
	Eira	1+	133.00	
	Nidelv	1+	150.00	
	Nidelv	1+	169.00	
	Nidelv	1+	32.00	15.510
1990	Nidelva	2+	306.00	
	Alta	2+	482.00	
	Lone	2+	482.00	
	Nidelv	2+	419.00	
	Neva	2+	322.00	
	Neva	2+	312.00	
	Imsa op.	2+	305.00	6.323
	Nidelv	1+		3.399
1991	Alta	2+	370.00	
	Ogna	2+	414.00	1.600
	Imsa op.	1+		5.125

De fleste laks som inngår i fangstene i 1991 stammer trolig fra utsettingene både i 1989 og 1990. En betydelig del av den laksesmolten som hittil er satt i den kalkede naboelva Audna har returnert til Mandalselva (Ø. Haraldstad, pers.medd.). Alder i ferskvann var ikke mulig å lese, noe som også er vanskelig på fisk fra anlegg. De fleste laks hadde enten stått ett eller to år i sjøen (se Fig.31). Dette er i all vesentlig grad "svele"; fisk som veide mellom 1.5 og 2 kg. Gjennomsnittsvekt til de som hadde ett år i sjøen var 1.6 kg, mens gjennomsnittsvekt til de med to år i sjøen var 3.2 kg. Bare en fisk med flere år i sjøen inngikk i skjellprøve-materialet. Denne veide 8.5 kg. En uten skjellprøve veide 13.5 kg.

## KOMMENTARER

Laksen i Mandalselva gikk tidligere helt opp til Kavfossen. Etter utbyggingen av Bjelland kraftverk ble laksefisket på strekningen Monan-Kavfossen avskrevet. Utbyggingen av elva i Laudal kraftverk har medført at laks og/eller sjørret sjelden kan vandre til og eventuelt gyte i Mandalselva og tilløpsbekkene ovenfor Laudal. Ifølge T. Sannes (pers. medd.) lå 80% av gytearealet før utbygging ovenfor Laudal, men i de siste år før bygging av Laudal utgjorde utbyttet av sjørret og laks ovenfor Laudal ikke mer enn ti prosent av totalutbyttet. Nedenfor Laudal er forholdene for fisk eller for utførelsen av fisket neppe endret betydelig som følge av regulering.

Ved undersøkelser i 1979, rett før utbyggingen av Laudal kraftverk, ble det ikke registrert laksunger verken på elvestrekningen ovenfor eller på bekkene (Saltveit 1979), og sannsynligheten for at det skjedde en rekruttering til laksestammen fra strekningene ovenfor Laudal ble vurdert som meget liten (Saltveit 1979). Det er følgelig lite sannsynlig at nedgang i fangster nedenfor Laudal etter reguleringen kan skyldes at mindre fisk nå har mulighet til å passere denne strekningen og gyte oppstrøms. Selv om laksunger ikke påvises, går det fremdeles voksen laks på elva.

Av de undersøkte bekkene er det idag bare Kosåna som ikke har fisk. Kosåna-vassdraget ble også undersøkt i 1982 og det ble da bare påvist noen få fisk (hovedsakelig bekkerøye) i innsjøene, mens elvestrekningene var uten fisk (Saltveit 1984).

I Hessåbekken, Hommebekken, Skuåna og Logåna har bestanden av ørret økt siden 1979 (Saltveit 1979), og funn av gytefisk, årsunger (0+) og 1+ indikerer at vellykket reproduksjon av ørret finner sted. I Skuåna er imidlertid dette noe mer usikkert. Årsaken til forbedringene er de kultiveringstiltak som er igangsatt i bekkene i form av kalking og utsetting av fisk.

Ørret er dominerende fiskeart i bekkene nedenfor Laudal og i noen av bekkene er bestanden betydelig. Funn av årsunger indikerer at det foregår naturlig reproduksjon i de fleste.

Bekkerøye er tolerant overfor surt vann og tåler surt vann bedre enn både laks og ørret (Grande et al. 1978, Rosseland og Skogheim 1984). Fiskearten settes derfor ut i store mengder i innsjøer, elver og magasiner påvirket av surt vann. Bekkerøye inngikk ved undersøkelsene i 1979 bare i garnfangstene i Mandalselva like nedstrøms Kosåna (Saltveit 1979) og ble påvist i et lite antall i innsjøer i Kosåna-vassdraget i 1982 (Saltveit 1984). Bekkerøye har trolig spredd seg nedover vassdraget fra utsettinger høyere opp, men det er utelukket at bekkerøye ville ha etablert en så stor bestand i Mannflåvatn naturlig reproduksjon i området. Her har arten på svært kort tid etablert en betydelig bestand i noen av bekkene og arten er idag dominerende i Mannflåvatn (S. Haraldstad, pers.medd.).

I de fleste vassdrag synes tilstedeværelse av bekkerøye å være avhengig av utsettinger. Opplysninger om bestander som reproduserer naturlig er bare publisert fra to lokaliteter i Norge (Grande 1964, Eken 1988). Registrering av gyting og tilstedeværelse av årsunger indikerer at naturlig reproduksjon finner sted i Mannflåbekken (stasjon F), men trolig finner vellykket reproduksjon også sted i noen av de andre bekkene, f.eks. Kløvelandsbekken. "Lekende" bekkerøye er også påvist langs land i Mannflåvatn og i Mandalselva like oppstrøms innsjøen.

I bekkene nedenfor Laudal, inklusive Logåna, påvises bekkerøye bare sporadisk i noen av bekkene. Med unntak av en bekkerøye fra Logåna, var alle store og verken størrelsen på fisk eller bestand indikerer noen sannsynlig naturlig reproduksjon.

I en konkurransesituasjon dominerer sannsynligvis ørret over bekkerøye (Fausch og White 1981, 1986) og det er lite sannsynlig at bekkerøye vil greie å etablere store bestander i elver og vann som har naturlige sterke bestander av ørret.

Forholdene i Mandalselva synes å ha bedret seg betraktelig siden 1979 pga. kultiveringstiltak. Undersøkelsene i 1979 viste da bare en naturlig ørretbestand i Mannflåvatn og i en av bekkene i tilknytning til innsjøen (Saltveit 1979). I dag er det naturlig reproduserende bestander av bekkerøye i flere av bekkene og i Mannflåvatn, og ørretbestandene har tatt seg opp i flere av bekkene. Ved siden av bestand av innlandsørret, synes det å gå opp en del sjørret i Mandalselva. De ørret som høsten 1989 ble fanget i Klevelandsbekken og Skuåna viste kraftig vekst etter ett til to år på elv, noe som indikerer opphold i sjø. Kraftig vekst ble funnet i 2 til 4 år. Disse er derfor sannsynligvis sjørret, og viser at sjørret kan passere forbi den berørte elvestrekningen og opp i Mannflåvatn.

Den naturlig lave tettheten av ørret (og bekkerøye) i Mandalselva, gjør at det var vanskelig å skaffe et så stort datamateriale som ønskelig for å vurdere ørretens habitatbruk i elva, og til å simulere endringer i habitatforholdene med endringer i vannføring. Basert på de data vi har, kan det likevel trekkes en del interessante konklusjoner. Det var betydelige forskjeller i habitatbruk mellom artene. Ørreten brukte i stor grad store, dype elvepartier, f.eks. terskelbassenger, og ble sjelden observert på de frittrennende elvestrekningene med naturlig høyere gradient og restvannføring. Dette var imidlertid den habitattype hvor bekkerøya var vanligst. I systemer hvor begge arter har naturlig reproduserende bestander, dominerer ørreten over bekkerøye (Fausch og White 1981, 1986, Cunjak og Power 1986), og ørreten velger de gunstigste habitatene. Dette er nettopp de dype stilleflytende elvepartiene, slik det også ble observert i Mandalselva. Likevel brukte ørreten i mindre grad de naturlige elvestrekningene enn forventet utifra andre studier av ørretens habitatvalg (Heggenes 1988), og preferansen for de

store vannvolumene var mer markert. Denne preferansen er sannsynligvis også betydelig underestimert pga. tildels dårlig sikt under vann og større forstyrrelsesavstand for ørret i stillestående vann. Det er nærliggende å tro at dette delvis kan være et resultat av ulik toleranse overfor surt vann hos ørret og bekkerøye. De naturlige elvestrekningene som har naturlig restvannføring vil være svært utsatt når sure episoder inntreffer. Derimot vil de store vannvolumene hvor ørreten som regel ble observert, ha en større bufferkapasitet overfor slike episoder.

Simulering av endring i habitatforholdene med endringer i vannføring viste at bekkerøye vil få en betydelig fordel av økte vannføringer, mens endringene blir mindre for ørret. Dette skyldes igjen at bekkerøye forekom oftere på de naturlige elvestrekningene med restvannføringer, og det er denne type habitat som vil bli sterkest berørt av endringer i vannføring. Høler og terskelbassenger hvor ørreten dominerte, er betydelig mer stabile habitattyper. Det var ikke mulig å generelt identifisere noen kritiske vannføringer, dvs. vannføringer som ga særlig raske endringer i habitatforholdene over større arealer. Simuleringene med stedegne data, viste relativt god proporsjonalitet mellom vannføring og areal gunstig habitat for bekkerøye oppstrøms Laudal. Endringene for ørret var betydelig mer beskjedne, selv om det generelt var en svak økning i gunstig habitat med økende vannføring. Nedstrøms Laudal medførte økende vannføring en betydelig økning i arealer med gunstige dyp for ørret, mens vannhastigheter enten ble påvirket i liten grad eller i negativ retning. På disse stasjonene skjedde endringer i habitatforholdene raskt i vannføringsområdet 4-7 m<sup>3</sup>/s.

Parallellt med stedegne data fra Mandalselva, ble det også gjort simuleringer med preferansedata på ørret og laks fra Gjengedalselva, delvis fordi det ikke er mulig å skaffe stedegne data på laks og delvis fordi det stedegne materialet på ørret var lite. Disse simuleringene viste generelt høyere arealer med gunstig habitat på stasjonene ovenfor Laudal enn

stedegne data indikerte, mens det var mindre forskjeller nedstrøms Laudal. Generelt var imidlertid forløpet av kurvene for ørret for begge datasett relativt lite forskjellig nedstrøms Laudal, mens det på stasjonen oppstrøms Laudal var en sterkere tendens til utflating og tildels nedgang i gunstige habitatarealer på høyere vannføringer. Dette ble ikke indikert i simuleringer med stedegne data. Dette skyldes utvilsomt at preferansekurvene for ørret i Mandalselva viser at ørreten er relativt lite spesifikk mht. vannhastigheter, men foretrekker store dyp, mens data for Gjengedalselva viser preferanse for mellomliggende verdier. Man må imidlertid være meget forsiktig med å overføre habitatpreferansedata fra en elv til en annen, dels fordi elver er fysisk og hydrologisk/hydraulisk forskjellige (Orth 1987, Gore og Nestler 1988).

Preferansehistogrammene for ørret i Mandalselva og Gjengedalselva var derfor tildels svært forskjellige. Dette skyldes minst tre forhold; elvene er fysisk svært forskjellige, og det er kjent at habitattilbud påvirker habitatbruk (e.g. Heggenes), elvene er kjemisk svært forskjellige (surhet) og dette ser ut til å påvirke habitatbruk i betydelig grad (se foran), og endelig er data fra Mandalselva usikre pga. relativt få fiskeobservasjoner. Tilsammen gjør dette at vi vurderer det som meget tvilsomt å basere noen konklusjoner på simuleringene med Gjengedalsdata. Hvis vi ser spesielt på laks, er den generelt konkurransesvak for ørret på lave vannhastigheter, mens den er svært konkurransedyktig på høyere vannhastigheter (Heggenes 1991; se også Gibson og Cutting 1992). I Mandalselva vil rekruttering av laks i hovedsak foregå på naturlige elvestrekninger forutsatt tilstrekkelig høy pH. Det er derfor nærliggende å anta at simuleringene med data fra bekkerøye i Mandalselva, vil være mer representative for laks enn simuleringene for ørret. Det er sannsynlig at en eventuelt framtidig laksebestand i Mandalselva vil segregere ørret med omtrent slik bekkerøye og ørret gjør det idag. Når det gjelder habitat og vannføring vil vi derfor konkludere med:

1. Det har liten hensikt å øke minstevannføringen dersom målsettingen er å forbedre habitatforholdene for stedegen ørret. Produksjon av ørret foregår idag hovedsaklig i sidebekkene og i terskelbassengene.
2. Dersom målsettingen er å forbedre habitatforholdene for stedegen bekkerøye, vil en økt minstevannføring gi en omtrent proporsjonal økning i arealer med gunstig habitat.
3. Dersom pH heves i vassdraget vil dette favorisere ørret på bekostning av bekkerøye uansett.
4. Dersom målsettingen er å etablere en naturlig reproduserende laksebestand, må pH økes. Økt minstevannføring vil da gi en betydelig, kanskje tilnærmet proporsjonal økning i arealer med gunstig habitat.

Av Fig. 32 fremgår det at pH på strekningen Mannflåvatn-Laudal er god store deler av året; mellom pH 6.0 og 7.0 (Blakar og Digernes 1992). Imidlertid fremkommer mange korte episoder der pH hurtig reduseres til ca. pH 4.5. Dette er den pH Mandalselva har både ovenfor og nedenfor denne strekningen, se Fig. 32. Endringene i pH er sammenfallende med store flommer (Fig. 32).

Selv om det iverksettes tiltak både i form av kalking og minstevannføring, vil elvas mulighet til å kunne produsere laks være svært begrenset. Laks vil som gyte- og oppvekstområde velge hovedelva, mens ørret i langt større grad vil kunne nytte bekkene. En egen reproduserende bestand av sjørret og stasjonær ørret er derfor lettere oppnåelig enn en tilsvarende bestand av laks under de nåværende forhold. Egen produksjon av laks kan imidlertid være mulig på strekningen med redusert vannføring, d.v.s. Kosåna-Bjelland og Mannflåvatn-Laudal forutsatt at flomvannføringer ikke slippes i elveleiet. På de øvrige strekninger er vannføringen høy og effektiv kalking vil bli kostbar. Uten garanti mot sure episoder i form av flomvannføringer på elvestrekninger som har redusert vannføring, må trolig oppgang og fangst av laks opprettholdes gjennom



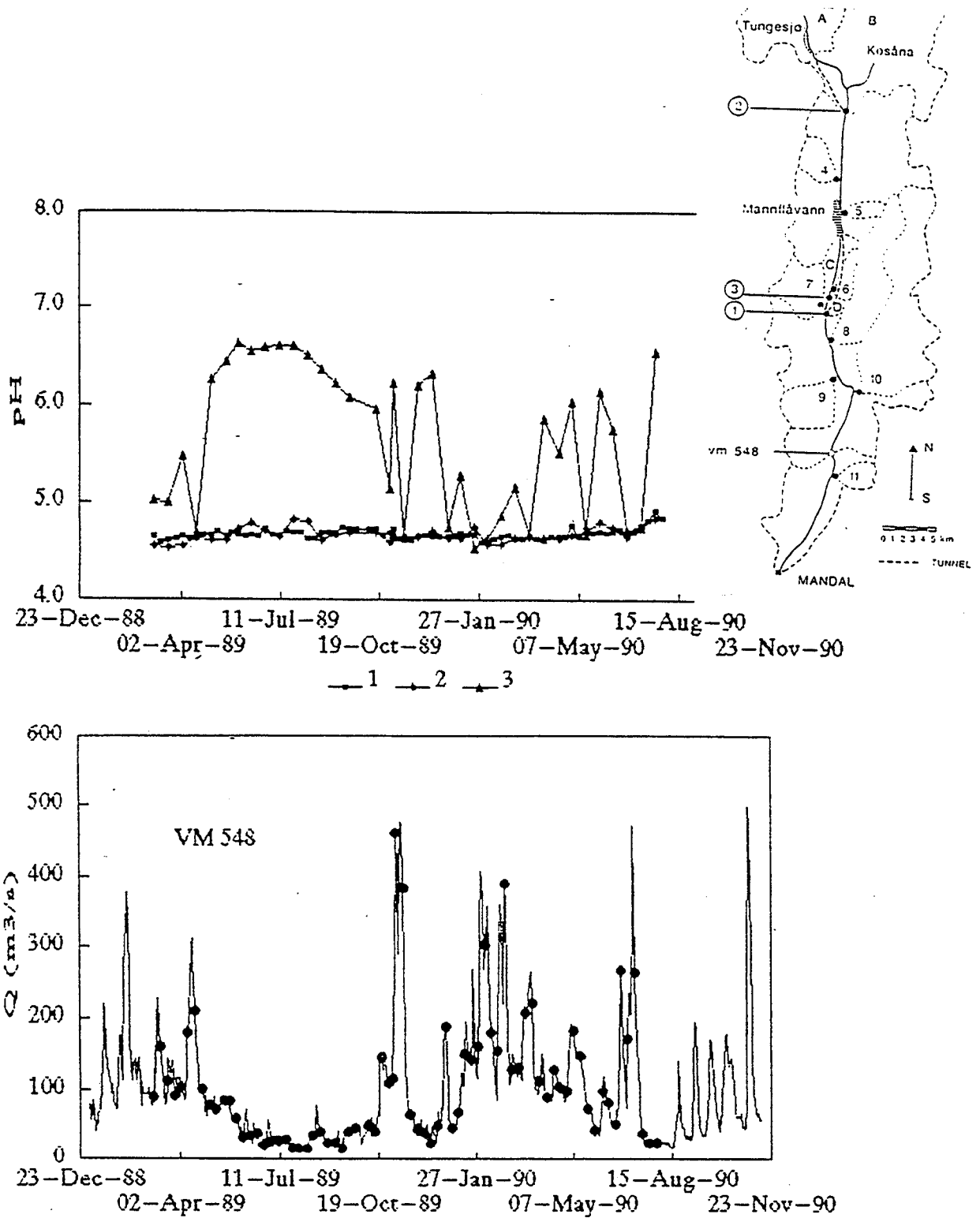


Fig. 32. Variasjon i pH på tre ulike lokaliteter i Mandalselva i perioden desember 1988 til november 1990 (øverst) vist sammen med variasjon i vannføring. Plassering av lokaliteter er vist på figur. (Etter Blakar og Digernes 1992).

utsettinger. Vandring forbi Laudal må imidlertid sikres gjennom økt minstevannføring.

Nabovassdraget Audna kalkes idag. Dette har en middelvannføring på ca. 20 m<sup>3</sup>/s og ca. 2 mill. kr. (1990) brukes til kalk.

Økt magasinkapasitet vil redusere faren for sure episoder under flom. Pr. idag foreligger ingen mulighet til å magasinere mer vann, men planer om å øke magasinkapasiteten foreligger i forbindelse med Nye Skjerka. Laudal kraftverk har en kapasitet på maks 110 m<sup>3</sup>/s. Vannføringer større enn dette vil måtte gå i elveløpet.

## LITTERATUR

Bain, M.B., Finn, J.F. og Booke, H.E. 1985. Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. Am. J. Fish. Management 5: 499-506.

Blakar, I. og Digernes, I. 1991. Vannkvalitet i Mandalselva med sidevassdrag. Rapport, 56 s.

Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Info. Pap. 12, U.S. Fish Wildl. Serv. FWS/OBS-82/26. 248 s.

Bovee, K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Info. Pap. 21, U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 86 (7). 235 pp.

Bovee, K.D. og Cochnauer, T. 1977. Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: fisheries. Instream Flow Info. Pap. 21, U.S. Fish Wildl. Serv. FWS/OBS-77/63. 38 pp.

- Cunjak, R.A. og Power, G. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1970-1981.
- Eken, M. 1988. Bekkerøye i Overnbekken. Bestandsdynamikk og habitatbruk hos en selvreproduserende bestand i Modum. Hovedoppgave ved NLH, Inst. for naturforvaltning. 57 pp.
- Fausch, K.S. og White, R.J. 1981. Competition between brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta) in a Michigan stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1220-1227.
- Fausch, K.S. og White, R.J. 1986. Competition among juveniles of coho salmon, brook trout and brown trout in a laboratory stream, and implications for Great Lakes tributaries. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 363-381.
- Gore, J.A. og Nestler, J.M. 1988. Instream flow studies in perspective. Regulated Rivers 2: 93-101.
- Grande, M. 1964. En undersøkelse av bekkeroya i Øyfjell i Telemark. Fauna 17: 17-33.
- Grande, M., Muniz, I.P. and Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. Verh. Internat. Verein Limnol. 20: 2076-2084.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (Salmo trutta) in riverine systems. Nord. J. Freshw. Res. 64: 74-90.
- Heggenes, J. 1991. Comparisons of habitat availability and habitat use by an allopatric cohort of juvenile Atlantic salmon Salmo salar under conditions of low competition in a Norwegian stream. Holarct. Ecol. 14: 51-62.

- Heggenes, J. og Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. J. Fish. Biol. 36: 707-720.
- Heggenes, J., Brabrand, Å. og Saltveit, S.J. 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by brown trout and Atlantic salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 119: 101-111.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ration and Ivlev's electivity index. Oecologia, 14: 413-417.
- Jensen, A.J. og Johnsen, B.O. 1986. Different adaption strategies of Atlantic salmon (Salmo salar) populations to extreme climates with special reference to some cold Norwegian rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 980-984.
- Junge, C.O. og Libosvasky, J. 1965. Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. Zool. listy 14: 171-178.
- Orth, D.J. 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. Regulated Rivers 1: 171-181.
- Rosseland, B. and Skogheim, O.K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich waters. II. Physical stress and mortality of one to two year old fish. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 61: 186-194.
- Saltveit, S.J. 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 41, 46 s.

- Saltveit, S.J. 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget, Aust- og Vest-Agder. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 67, 21 s.
- Saltveit, S.J. og Heggenes, J. 1991. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II: Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 125, 98 s.
- Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. 1981. Biometry. New York: Freeman. 859 s.
- Zipin, C. 1958. The removal method of population estimation. J. Wildl. Mgmt 22: 82-90.

OVERSIKT OVER UTGITTE RAPPORTER FRA LABORATORIUM FOR  
 FERSKVANNØKOLOGI OG INNLANDSFISKE (LFI), ZOOLOGISK MUSEUM,  
 UNIVERSITETET I OSLO.

- 1, 1970. Mårvatn. Rapport om fiskeribiologiske undersøkelser i august 1969.
- 2, 1970. Stolsvannsmagasinet. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 3, 1970. Savalen. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser sommeren 1969.
- 4, 1971. Årsrapport om fiskeribiologiske undersøkelser i Hallingdal sommeren 1970.
- 5, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Savalen 1969 og 1970.
- 6, 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970.
- 7, 1971. Innledende undersøkelser av ørret- og abborbestanden i Flyvann i Vestre Slidre. Forslag til tiltak for å øke avkastningen.
- 8, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser på Blefjell.
- 9, 1972. Korttidseffekten av en øket senkning av Mårvann på ørretbestanden.
- 10, 1972. Fisket i Strandavatn i Hol kommune.
- 11, 1972. Fisket i Ustevann, Sløtfjord, Nygårdsvann, Bergsmulvann og Finsevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 12, 1972. Fiskeribiologiske undersøkelser i Feragen, Rien og Hyllingen i Sør-Trøndelag.
- 13, 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the Brown trout population of Mårvann, a Norwegian reservoir.
- 14, 1973. Kontinuasjonsskjønn for strekningen Nomelandsmo - Byglandsfjorden. Reguleringens virkninger på fisket.
- 15, 1973. Regulering av Tronstadvann. Virkninger på fisket.
- 16, 1973. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.
- 17, 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatt/Vestvatn.
- 18, 1974. Dybdefordeling og ernæring hos sik, røye og ørret i Ustevann. Forslag til beskatningsmåter.
- 19, 1974. Østerdalskjønnet - Savalen. En vurdering av regulerings virkninger på fisket ved reguleringshøyder på 3.0 og 4.7 m.
- 20, 1974. Lomen kraftverk. Virkninger på faunaen i Øystre Slidre-vassdraget. Del I. Fisk.
- 21, 1974. Oppsamlingsskjønn for Norsjø m.v. Ovenforliggende regulerings virkning på fiskebestander og utøvelsen av fisket.
- 22, 1975. 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, 1975. Fisket i regulerte vann i Hallingdal og Hemsedal. I. Fløvatn/Gyrinosvatn, Vavatn, Stolsmagasinet og Bergsjø.
- 24, 1975. Fisket i Glåma på strekningen Hommelvold-Telneset. Virkninger ved utbygging av Tolga-fallene.
- 25, 1976. Østerdalskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket.
- 26, 1976. Utbyggingsplaner for Faslefos kraftverk. Virkninger på fisket.
- 27, 1976. Skjønn Nisser og Fyresvatn. Ovenforliggende regulerings virkning på fisket i Nisser, Borstadvatn og Fyresvatn/Drang.
- 28, 1976. 1. Øvre- og Nedre Smådalsvatn. En limnologisk undersøkelse med 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, 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift.
- 30, 1976. Ørretbestanden i Tinnelva. Virkninger på fisket ved utbygging av fallet mellom Tinnsjøen og Årlifoss.
- 31, 1976. Fiskeundersøkelser i Straumsfjorden, Gjeddevatt, Kilevatn, Topsø og Grøssø.

- 32, 1976. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del I. Bunndyr i Akerselva. Fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken.
- 33, 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn.
- 34, 1978. Reguleringsundersøkelser i Nedre Heimdalsvatn. I. Dyreplankton, bunndyr og ernæring hos ørret. II. Fisk og fiske. III. Innvirkninger på fugl og pattedyr.
- 35, 1978. Skjønn Øvre Otra. Utbyggingens virkninger på fisket i magasinene.
- 36, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Øyangen, Volbufjorden og Strandefjorden, Øystre Slidre.
- 37, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nidelva og Gjøv i Åmli, Aust-Agder.
- 38, 1978. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del II. Bunndyr og fisk i Akerselva, Sognsvannsbekken - Frognerelva, Holmenbekken-Hoffselva og Mærradalsbekken 1976 og 1977.
- 39, 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i Numedalslågen ved Skollenborg.
- 40, 1979. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, Østfold.
- 41, 1979. Skjønn Laudal kraftverk. Fiskeribiologiske forhold i Mandalselva og Mannflåvatn.
- 42, 1980. Bunndyr i elver og bekker i Tovdal, Aust-Agder.
- 43, 1980. Smeland kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Logna og Monn, Vest-Agder.
- 44, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. I. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin.
- 45, 1980. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. II. Registrering av fisk i Randsfjorden ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 46, 1981. 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, 1981. Undersøkelse av bunndyr og fisk i Store Svarttjern og reguleringsmagasinet Øksne ved Hakavik, Eikernvassdraget, Buskerud.
- 48, 1981. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del III. Status for fisk i innsjøer i Tovdal og Skjeggedal, basert på litteratur.
- 49, 1981. Flytting av Nisserdam i Nidelva, Telemark. Virkninger på fisket.
- 50, 1981. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med endret regulering av Trevatn, Oppland.
- 51, 1981. En vurdering av skader på fisket ved utvandring av fisk via tunneler fra Norsjø til Rafnes og Porsgrunn fabrikker.
- 52, 1981. Registrering av fisk i Gjersjøen ved hjelp av hydroakustisk utstyr.
- 53, 1982. Fiskeribiologiske undersøkelser av Brødbølvasdraget, Kongsvinger, Hedmark.
- 54, 1982. Reguleringsundersøkelser i Flena-vassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 55, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Studier på laks- og ørretunger i 1980 og 1981.
- 56, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om bygging av Hekni kraftverk, Aust-Agder, Del. 1. Fisk.
- 57, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Landefoss, Numedalslågen.
- 58, 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr.
- 59, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med planer om en overføring av Heistadvassdraget til Hovatn, Aust-Agder. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 60, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i innsjøene Leirungsvatn, Råkåvatn, Utletjønnene og i Finna elv, Oppland.

- 61, 1983. Biologisk undersøkelse av Mari-dalsvannet, Oslo kommune.
- 62, 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Skasenvassdraget, Hedmark.
- 63, 1984. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del III. Bunndyr og fisk i Ljanselva.
- 64, 1984. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del IV. En vurdering av den lakseførende del av Tovdalselva.
- 65, 1984. Registrering av fiskebestanden i V'attern med hydroakustisk utstyr.
- 66, 1984. Reguleringsundersøkelser i Skafsåvassdraget, Telemark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 67, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Kosånassdraget i Aust- og Vest-Agder.
- 68, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Eidsfossen, Begna elv, Oppland.
- 69, 1984. Fiskeribiologiske undersøkelser i Svartangen og Dalelva i Lardal, Vestfold.
- 70, 1984. Fauna i elver og bekker innen Oslo kommune. Del IV. Bunndyr og fisk i Loelva.
- 71, 1985. Reguleringsundersøkelser i Søkkundavassdraget, Hedmark fylke. I. Fisk og bunndyr. II. Hydrografi og dyreplankton.
- 72, 1985. Kanalisering nedstrøms Bingsfoss kraftverk i Glomma (Akershus): En fiskeribiologisk vurdering av virkningene på fisk og utøvelsen av fisket.
- 73, 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984
- 74, 1985. Sundheimselva kraftverk, Vestre Slidre, Oppland. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på fisk og næringsdyr i berørte innsjøer og elvestrekninger.
- 75, 1985. Haukrei kraftverk. Fiskeribiologiske undersøkelser i Finndølavassdraget, Telemark fylke.
- 76, 1985. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sandgrovvatna, Møre og Romsdal.
- 77, 1985. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del V. Bunndyr og fisk i Akerselva.
- 78, 1985. Minstevannføringer i Øystre Slidre-vassdraget: Virkninger på bunndyr, driv og fisk i forbindelse med overføring av vann fra Øyangen til Lomen kraftverk.
- 79, 1985. Randsfjorden: Undersøkelse og vurdering av fiskeribiologiske forhold.
- 80, 1985. Hydroakustisk registrering av fisk i V'anern og Hjalmaren.
- 81, 1985. Skjønn Trollheimen kraftverk. Undersøkelser av laks og ørret i Surna i 1984.
- 82, 1986. Utbyggingsplaner for Kilåvassdraget, Telemark. En vurdering av de fiskeribiologiske forhold og virkninger på bunndyr og fisk.
- 83, 1986. Bygging av Skarg kraftverk og ytterlige overføringer til Brokke kraftverk, Aust-Agder. Hydrografi og bunndyr i sidevassdragene til Otra.
- 84, 1986. Temperaturøkning nedstrøms kraftverk: Virkning på utviklingstid av sikrogn. Eksperimentelle studier.
- 85, 1986. 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, 1986. Brukerundersøkelse av sportsfiske i Numedalslågen ved Skollenborg, Buskerud Fylke.
- 87, 1986. Hydroakustisk registrering av fisk i Storsjøen, J'amtland.
- 88, 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Bunndyr og fisk i Lysakerelva.
- 89, 1986. Fish distribution and density investigated by quantitative echosounding - Some ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs.
- 90, 1986. Tilslamning og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkninger på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure.
- 91, 1986. Skjønn Borgund kraftverk. II. Lengdefordeling, vekst og tetthet hos laks og ørretunger i Lærdalselva, Sogn og Fjordane i perioden 1980 til 1986.
- 92, 1986. Fiskedød i Akerselva. Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp.
- 93, 1986. Flomsikring i Sandvikselva. En vurdering av konsekvenser for fisk og utøvelsen av fisket.
- 94, 1987. Lokalisering av kilde for fiske-død i Akerselva, desember 1986.



- 95, 1987. Biologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for Moksavassdraget i Øyer, Oppland fylke. fylke. I. Bunndyr og fisk.
- 96, 1987. Tiltaksanalyse for Mjøsa -Endring av fiskebestand.
- 97, 1987. Bunndyrundersøkelser i Kjelavassdraget, Telemark: En vurdering av minstevannføring og forurensningsbelastning.
- 98, 1987. Skjønn Borgund kraftverk. Del III. En vurdering av fiskeutsetting i Lærdalselva, Sogn og Fjordane ovenfor Skjurhaugsfoss.
- 99, 1987. Undersøkelser av bunndyr og fisk Flya mellom Veslevatn og Tisleifjorden, Oppland/Buskerud.
- 100, 1988. Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret.
- 101, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Slidrefjorden, Oppland fylke. Vurdering av tilslag på settefisk.
- 102, 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.
- 103, 1988. Modum-prosjektet: Undersøkelse av fisk, bunndyr og driv i Snarumselva og Drammenselva, Buskerud fylke, i forbindelse med endret regulering.
- 104, 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med overføringer til Napetjern kraftverk, Telemark fylke
- 105, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VII. Bunndyr og fisk i Sognsvannsbekken og Frognerelva.
- 106, 1988. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. VIII. Bunndyr og fisk i Holmenbekken og Hoffselva.
- 107, 1988. Langtidsutvikling av radiocesium i høyfjellsøkosystemet Øvre Heimdalsvatn.
- 108, 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann.
- 109, 1988. The biology and population dynamics of Gammarus lacustris in relation to the introduction of minnows, Phoxinus phoxinus, into Øvre Heimdalsvatn, a Norwegian subalpine lake.
- 110, 1989. Overføring av Flisa til Osensjøen, Hedmark; Undersøkelser av konsekvenser for bunndyr og fisk.
- 111, 1989. Konesjonsbetingede undersøkelser i Dokkavassdraget: Bunndyr, tetthet av ørretunger og livssyklusstudier av strømsik, Oppland Fylke.
- 112, 1989. Faunanen i elver og bekker innen Oslo kommune. IV. Bunndyr og fisk i Mærradalsbekken.
- 113, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Suldalslågen, Rogaland.
- 114, 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden.
- 115, 1989. Bestrandsstruktur hos ørret (Salmo trutta) i Eidisvatn, Færøyene.
- 116, 1989. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del XI. Bunndyr og fisk i Ljanselva 1987 og 1988.
- 117, 1989. Forsknings- og referansevasdrag. Metodikk for fysisk elvebeskrivelse og innsamling av biologiske habitatdata.
- 118, 1989. En vurdering av naturlig rekruttering ovenfor Sjurhaugfoss i Lærdalselva, Sogn og Fjordane.
- 119, 1990. En vurdering av storørretstammene i Hurdalssjøen og Vorma/Glomma i Akershus.
- 120, 1990. Vannbruksplanlegging: Fisk og bunndyr i Liervassdraget.
- 121, 1990. Fornyet konsesjon for Kongsfjord kraftverk. Vurdering av reguleringsvirkninger på laks, røye og ørretunger i Kongsfjordelva, Finnmark, og forslag til ny manøvrering.
- 122, 1990. Effekter på bunndyr og fisk ved en eventuell senking av Totak i Telemark.
- 123, 1990. Småmuslinger i norske vann og vassdrag - lokaliteter og miljøforhold.
- 124, 1990. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med kalking av innsjøer og tjern på Romeriksåsene.
- 125, 1991. En konsekvensvurdering av reguleringsvirkninger på laks og ørret i Gjengedalsvassdraget, Sogn og Fjordane. II. Lengdefordeling, vekst, tetthet og habitatvalg hos laks og ørretunger.
- 126, 1991. Ørekyt i Lærdalselva, Sogn og Fjordane. Utbredelse og forslag til tiltak.

- 127, 1991. Bunndyr og plankton i de gruvepåvirkete  
Visnesvatna på Karmøy, Rogaland.
- 128, 1991. Faunanen i elver og bekker innen Oslo  
kommune. XI. Bunndyr og fisk i Loelva  
1988 og 1989.
- 129, 1991. Hovedflyplass på Gardermoen:  
En fiskeribiologisk konsekvensvurdering.
- 130, 1991. Ørekyt: En litteraturoversikt om  
økologi og utbredelse i Norge.
- 131, 1991. Vassdragssimulator.  
Økologiske data på fisk og bunndyr.
- 132, 1992. Vassdragssimulator.  
Modeller for rennende vann.
- 133, 1992. Status og framtid for fisk i  
Nedre Leira, Skedsmo kommune.
- 134, 1992. Planlagt kalkning av Nisser:  
En fiskeribiologisk vurdering av  
tiltaket.
- 135, 1992. Reetablering av fiskebestanden i  
Mandalselva.