

LFI

LABORATORIUM FOR FERSKVANNSSØKOLOGI OG INNLANDSFISKE

Rapport 193 - 2000

ISSN 0333 - 161x

SOMMERHABITATVALG TIL ØRRET
I MÅNA, TELEMAR, OG MODELLERTE
KONSEKVENSER AV ULIKE VANNFØRINGER

Jan Heggenes, Trond Bremnes, Henning Pavels
og Atle Harby



ZOOLOGISK MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO

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

Tlf. 22 85 17 60.

Telefax 22 85 18 37.

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

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

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

For tiden har laboratoriet oppdrag i forbindelse med:

- Vassdragsreguleringer
- Vassdragskjønn
- Eutrofiering
- Vassdragsovervåking
- Biotopforbedring
- Fiskeforsterkning

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

LFI-Oslo har idag følgende personale:

Forskere:	cand.real. Åge Brabrand dr.philos John E. Brittain cand. scient. Trond Bremnes dr.philos Jan Heggenes
Professor II	cand.real. Svein Jakob Saltveit (leder)
1.amanuensis:	cand.agric. Erland Røsten (timelønnet)
IT-konsulent:	cand. mag. Zofia Dzikowska
Forskningstekniker:	Henning Pavels
Forskningstekniker	Finn Smedstad
Universitetstekniker:	Aud Johansen
Kontorsekretær:	

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

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

**SOMMERHABITATVALG TIL ØRRET I MÅNA,
TELEMARK, OG MODELLERTE KONSEKVENSER AV
ULIKE VANNFØRINGER**

JAN HEGGENES, TROND BREMNES, HENNING PAVELS og ATLE
HARBY

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

FORORD

Det er gitt 3 reguleringskonsesjoner for Møsvatn, i 1903, 1908 og 1942. Konsesjonene fra 1903 og 1908 er tidsubegrensede og omfatter et reguleringsintervall på 14,5 m (HRV: kote 914,5 og LRV: kote 900,0). Konsesjonen fra 1942 omfatter en ytterligere regulering på 4 m ved oppdemming, slik at Møsvatns samlede reguleringsintervall er 18,5 m (HRV: kote 918,5 og LRV: kote 900,0). 1942-konsesjonen er tidsbegrenset til 60 år og løper ut i 2002.

Øst-Telemarkens Brukseierforening (ØTB) vil fremme søknad om ny reguleringskonsesjon for Møsvatn med sikte på å videreføre reguleringen etter 1942-konsesjonen. Som et ledd i arbeidet med denne søknaden, er det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Måna og Møsvatn. Etter avtale er disse undersøkelsene gjennomført av Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI) ved Universitetet i Oslo. I elven Måna har ørretbestanden fått endret sine habitatforhold betydelig pga. reguleringsinngrep. Ved søknad om fornyet konsesjon er en vurdering av dette, samt mulighetene for avbøtende tiltak, viktig. I 1994 ble det igangsatt undersøkelser av ørretbestanden og nåværende habitatforhold i Måna. Habitatundersøkelsene rapporteres her. Forfatterne er ansvarlige for opplegg og gjennomføring av feltarbeid. Andre deler av de fiskebiologiske konsekvensutredningene blir omskrevet i egne rapporter, herunder gytebestander og gyteplasser, bestandsforhold og vandringer.

Notodden, 26 november 1999

Jan Heggenes

INNHold

SAMMENDRAG	4
INNLEDNING	5
OMRÅDEBESKRIVELSE	6
METODER	8
Stasjoner	8
Fiskens habitatbruk	10
Habitattilbud	13
Habitategnethet og habitatpreferanser	14
RESULTATER OG KOMMENTARER	15
Atferd	16
Habitatbruk	17
Habitattilbud	23
Habitatpreferanser	24
MODELLSIMULERINGER OG KONSEKVENSER AV ENDRET VANNFØRING	29
Konsekvenser for vanndekket areal	29
Konsekvenser for habitatkvalitet	33
KONKLUSJONER OG TILTAK	42
LITTERATUR	43

SAMMENDRAG

Habitatbruken til ørret på restvannføring om sommeren på utvalgte stasjoner i Måna ble undersøkt ved dykking i 1994, 1997 og 1998. Data er basert på observasjon av 326 ørret, hovedsakelig 5-18 cm (63.5%) med gjennomsnitt 12.0 cm (\pm SD 6.5). Habitatbruken til ørret i Måna lå innenfor variasjonsområdet som er funnet i andre undersøkelser i mindre norske elver. Lave restvannføringer gjorde at habitattilbudet var begrenset. Data fra Måna alene gir derfor et relativt snevert bilde av habitatbruken. Ettersom ørret i noen grad er fleksibel mht. habitatbruk ble det derfor benyttet supplerende data ved beregning av habitatpreferanser. Ørekyte er trolig i ekspansjon i vassdraget. Arten kan konkurrere meget hardt med ørret, men er mindre tolerant for høyere vannhastigheter enn ørret. Dette ble også vektlagt i beregnede preferanser. Ørretens habitatpreferanser ble koblet med hydrauliske data, og mulige konsekvenser av ulike vannføringer simulert i Vassdragssimulatoren. De habitat-hydrauliske modellsimuleringene er gjort på en stor romlig skala i forhold til ørretens habitatbruk. Dette gir mindre modellfølsomhet for lokale endringer i habitatforholdene.

Modellsimuleringene viste at større sommervannføringer utover dagens nivå, gir betydelig gevinst mht. habitatforholdene, særlig på de laveste vannføringene, 2 – 4 m³s⁻¹. Simuleringene viste også forskjeller mellom morfologisk forskjellige stasjoner. Dette innebærer at for en gitt vannføring, kan tiltak i elveleiet gi betydelig forbedring i habitatforholdene for ørret på de ugunstige habitatstasjonene.

Sommerhabitat er trolig i sterkere grad en begrensende faktor i Måna enn vinterhabitat, pga. de lave restvannføringene. Substratforholdene er generelt gunstige mht. vinterskjul. En relativt lav minstevannføring om vinteren, forsøksvis 0.5 – 1 m³s⁻¹, vil trolig være tilstrekkelig i Måna. Det er ikke gjort særskilte undersøkelser om dette.

Temperaturforholdene i Måna må vurderes i sammenheng med vannføring. Temperatur bestemmer fiskens atferd, habitatpreferanser og næringstilgang. Lav temperatur (under ca. 8°C) i kombinasjon med høy vannføring, er uheldig. Økt vannføring tidlig på våren i Måna, vil forlenge perioden med lav vanntemperatur, mens større vannføring om høsten vil forlenge perioden med høy temperatur (veksts sesongen). Et fleksibelt og temperaturjustert minstevannføringsregime bør vurderes i Måna, med lavere vannføringer om våren og høyere utover sommeren/høsten. Dette gir mer variable habitatforhold, men lengre veksts sesong.

INNLEDNING

I 1903 fikk Skiens Brugseierforening den første konsesjon på regulering av Møsvatn. Senere konsesjoner er gitt i 1908 og 1942. Ubygging av Møsvatn og dermed Måna startet med bygging av Vemork kraftstasjon (A/S Rjukanfos) og dam i Møsvatn i 1905-1911 (Øst Telemarkens Brukseierforening (Hallesby 1953). Denne utbyggingen endret vannføringsforholdene og dermed levetilstandene for ørret (*Salmo trutta*) som eneste art av betydning i Måna. Den forandret vannføringsregimet til høyere vintervannføring og lavere flomtopper, men uten å endre vesentlig total årlig vannføring. Det fysiske elveleiet eller lengden på vannførende strekning i Måna ble i liten grad berørt. I 1912-16 ble de øvre 5 - 6 km av Måna tørrlagt og undergitt restvannføring gjennom utbygging av Såheim kraftstasjon som tok inn vannet fra undervann Vemork. I 1953 - 55 og 1957 ble de siste større utbyggingene, Moflåt (Rjukan III) og Mæl, gjennomført. Vannet ble tatt inn ved dam undervann Såheim og dam dale Dale, og slippes ut ved Mæl, dvs. nesten i Tinnsjø (Fig. 1). Strekningen Såheim - Dale (ca. 5,5 km) og Dale - Tinnsjø (ca. 8 km) er undergitt restvannføring som innebærer store endringer i habitatforholdene. Dammen ved Dale stenger for videre oppvandring av fisk. I 1985 - 1991 ble dessuten de nederste 4 km av Måna kanalisert av Norges Vassdrags og Energiverk (NVE). Dette endret det fysiske elveleiet vesentlig, og dermed habitat for fisk. Disse regulerings- og kanaliseringstiltakene har derfor hatt store konsekvenser for Måna som leveområde for ørret. Omkring 1980 ble også ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) påvist i Tinnsjø. Ørekyte er, i motsetning til de andre kjente fiskeartene i Tinnsjø, en potensiell konkurrent til ørret på rennende vann (e.g. Aass 1995).

Tettheter hos elvelevende ørret reguleres av tetthetsavhengige biotiske faktorer, f.eks. konkurranse og predasjon (e.g. Elliott 1994), og tetthetsuavhengige abiotiske miljøfaktorer, d.v.s. habitatforholdene (e.g. LeCren 1965, Heggenes 1989). De abiotiske faktorene bestemmer produksjonskapasitet i et vassdrag. Vannføring og temperatur er viktige abiotiske faktorer som påvirker habitatvalg og atferd hos ørret (e.g. Heggenes et al. 1999). Mens biotiske faktorer som konkurranse og predasjon er vanskelige å studere og kvantifisere og dermed også å modellere, kan de abiotiske forholdene lettere undersøkes kvantitativt. Studier av habitatvalg og atferd hos sameksisterende arter, som f.eks. ørret og ørekyte i Måna, gir også indikasjoner på konkurranse og dominansforhold mellom arter.

Habitatvalg hos fisk påvirkes av habitattilbudet, dvs. det hydro-fysiske landskapet fisken lever i. Fordi vannets bevegelser følger fysiske lover, kan konsekvensene av varierende vannføringer for det hydro-fysiske landskapet (og dermed habitattilbud) lettere simuleres i

hydrauliske modeller. Vi kan kombinere empiriske modeller for habitatvalg og -preferanser til ørret med hydrauliske modeller. Dermed har man et redskap til å si noe om mulige konsekvenser for fisken av ulike tiltak eller inngrep som endrer vannføringen eller elveleiet, f.eks. reguleringer (e.g. Fjeldstad og Heggenes 1999). Slike undersøkelser krever grundige feltstudier og datainnsamling i aktuelle vassdrag, både for fiskens habitatvalg og de hydrauliske forhold. Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske (LFI) og SINTEF – Bygg og Miljøteknikk (SINTEF-BM) (hydraulisk modellering) har i samarbeid utviklet et slikt modellanalyseverktøy (e.g. Harby og Heggenes 1995).

Som en del av de aktuelle konsekvensanalyser, var det ønskelig å

- framskaffe mer kunnskap om ungfiskens og stasjonær ørrets mikrohabitatbruk i Måna, både på kanalisert og naturlig strekning, samt evt. ørekytas habitatbruk og -valg i Måna (LFI 1994), for å
- gi et bedre grunnlag for å vurdere betydningen av dynamikk i habitattilbud og -bruk, og dermed
- vurdere potensialet for Måna som framtidig produksjonsområde ved ulike vannføringer og/eller effekter av andre avbøtende tiltak.

ØTB ønsket undersøkelsene for spesielt å gi et bedre vurderingsgrunnlag for hvilke virkninger ulike minstevannføringer har på habitatforholdene til ørret i Måna. Resultater for de hydrauliske undersøkelsene er rapportert separat (Harby et al. 1998).

OMRÅDEBESKRIVELSE

Måna ligger i Tinn kommune, Telemark (Fig. 1). For detaljert beskrivelse av vassdraget henvises til Hallesby (1953).

På den aktuelle elvestrekningen dam Dale - Tinnsjø (ca. 8 km) ble seks stasjoner valgt ut for nærmere undersøkelser (Fig. 1). Etter ønske fra ØTB og i samarbeid med SINTEF ble det i 1998 gjort noen tilleggsundersøkelser på fire stasjoner på elvestrekningen dam Såheim - dam Dale (ca. 5,5 km).

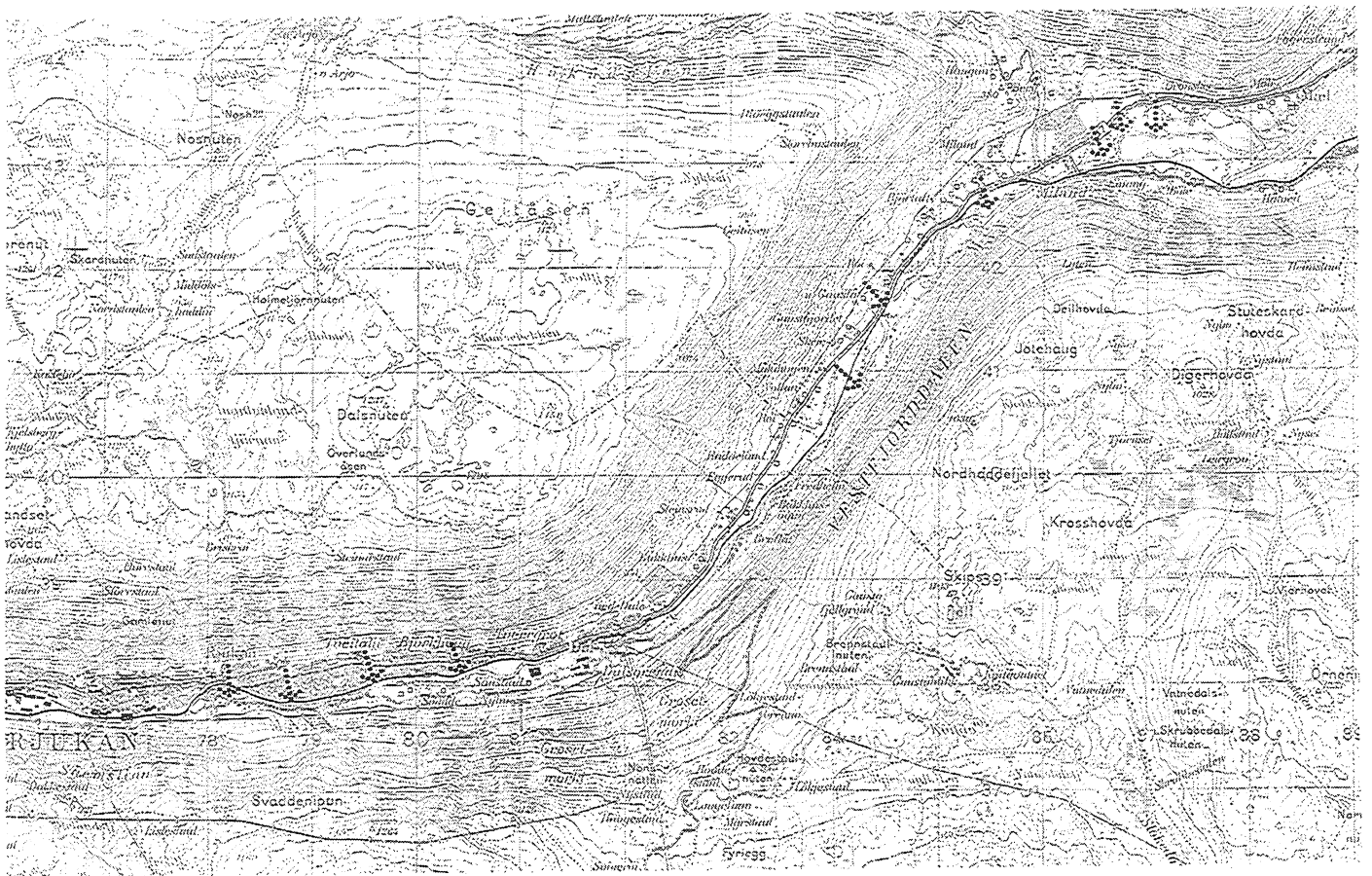


Fig. 1. Kart over Måna med de undersøkte stasjonene avmerket med nummerering. M 1:50 000.

METODER

Stasjoner

Stasjoner for feltarbeid ble valgt ut etter en nøye vurdering av hele den aktuelle elvestrekning med sikte på utvalg av stasjoner som var egnet for innsamling både av fiskeøkologiske og hydrauliske data.

Seks stasjoner, ca. 50 m lange, ble valgt til feltstudier (Fig. 1, Tab. 1). Disse ble plukket ut slik at de til sammen dekket mest mulig av den tilgjengelige habitatvariasjonen for ørret i Måna. Undersøkelser på slik utvalgte stasjoner gir det beste datagrunnlaget for å vurdere mulige endringer i atferd og habitatvalg med endringer i de hydrofysiske forholdene. Stasjonene er følgelig ikke valgt ut for å være representative for Måna som helhet slik elven ser ut idag. Utover dette ble også hydro-fysisk like stasjonene valgt geografisk nær hverandre som 'pseudo-replikater', dvs. mest mulig like stasjoner for bestandsundersøkelser vha. elektrofiske (Heggenes et al. in prep.).

En oversiktlig beskrivelse av stasjonene er gitt i Tab. 1. En mer detaljert hydraulisk beskrivelse for stasjonene mellom dam Såheim og dam Dale finnes i Harby et al (1998).

Tabell 1. Stasjonsbeskrivelser for habitatundersøkelsene i Måna.

<u>LOKALITETS- OG STASJONSBESKRIVELSE FOR MÅNA NEDSTRØMS DAM DAL</u>
<p>Måna elv fra utløp til Tinnsjøen rett ved RV fra Tinnoset/ Gransherad, og ca. 8 km oppstrøms til dam ved Dal. De nedre ca. 4 km opp til bru ved Gaustå er sterkt forbygd og kanalisert med ialt 6 kunstig anlagte terskler. De øvre ca. 4 km fra Gaustå bru og oppstrøms til kraftverksdammen ved Dal (inntak for Mel kraftstasjon) går i det gamle naturlige elveleiet. Elva er bred og grunn hele veien. Ikke pålagte minstevannføringer betyr at restvannføringen øker noe nedover. I tørre perioder om sommeren slippes vann fra dammen ved Dal av hensyn til jordbruket. Ved vannføringer mindre enn 8 m³/s kjøres ikke Mel kraftstasjon, og restvannet går i elveleiet.</p> <p>Det er 6 stasjoner for dykking (D); 3-4 på kanalisert og 2-3 på naturlig strekning; se kart.</p>
<p><u>STAJONSBESKRIVELSER (nedenfra og motstrøms)</u></p> <p><i>St. 1.D:</i> Øvre del av bredt, grunt riffle mellom terskel 1 og 2 - ca. 50 m oppstrøms st. 1.E, midt i elveleiet. Svakt over i grunn run på øverste del av stasjonen. 26 transekter merka, hver 2. m, 50 m lang.</p> <p><i>St. 2.D:</i> I Terskel 2-bassenget. Pool > deep run > shallow run > riffle, meget fine overganger, relativt uniform og rimelig dyp, ligger mot høyre (nordre) forbygning (veisida). 52 transekter merka, hver 2. m, 100 m lang (ev. 2 x 50 m).</p> <p><i>St. 3.D:</i> Riffle/rapid, høyere gradient, grov blokk, liten overfallskulp under terskel 3, ellers trappekulper.</p>

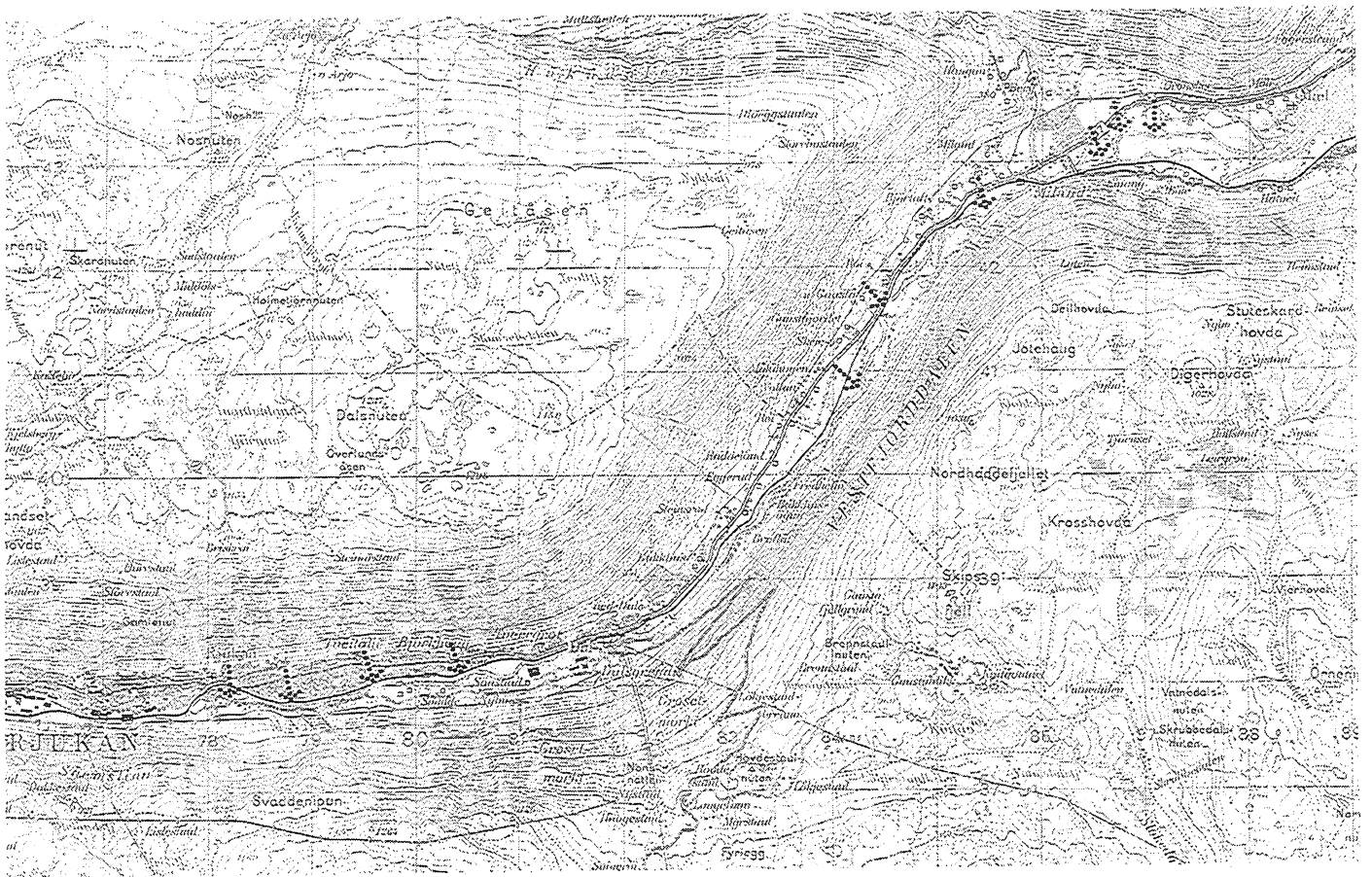


Fig. 1. Kart over Måna med de undersøkte stasjonene avmerket med nummerering. M 1:50 000.

METODER

Stasjoner

Stasjoner for feltarbeid ble valgt ut etter en nøye vurdering av hele den aktuelle elvestrekning med sikte på utvalg av stasjoner som var egnet for innsamling både av fiskeøkologiske og hydrauliske data.

Seks stasjoner, ca. 50 m lange, ble valgt til feltstudier (Fig. 1, Tab. 1). Disse ble plukket ut slik at de til sammen dekket mest mulig av den tilgjengelige habitatvariasjonen for ørret i Måna. Undersøkelser på slik utvalgte stasjoner gir det beste datagrunnlaget for å vurdere mulige endringer i atferd og habitatvalg med endringer i de hydrofysiske forholdene. Stasjonene er følgelig ikke valgt ut for å være representative for Måna som helhet slik elven ser ut idag. Utover dette ble også hydro-fysisk like stasjonene valgt geografisk nær hverandre som 'pseudo-replikater', dvs. mest mulig like stasjoner for bestandsundersøkelser vha. elektrofiske (Heggenes et al. in prep.).

En oversiktlig beskrivelse av stasjonene er gitt i Tab. 1. En mer detaljert hydraulisk beskrivelse for stasjonene mellom dam Såheim og dam Dale finnes i Harby et al (1998).

Tabell 1. Stasjonsbeskrivelser for habitatundersøkelsene i Måna.

LOKALITETS- OG STASJONSBESKRIVELSE FOR MÅNA NEDSTRØMS DAM DAL

Måna elv fra utløp til Tinnsjøen rett ved RV fra Tinnoset/ Gransherad, og ca. 8 km oppstrøms til dam ved Dal. De nedre ca. 4 km opp til bru ved Gaustå er sterkt forbygd og kanalisert med ialt 6 kunstig anlagte terskler. De øvre ca. 4 km fra Gaustå bru og oppstrøms til kraftverksdammen ved Dal (inntak for Mel kraftstasjon) går i det gamle naturlige elveleiet. Elva er bred og grunn hele veien. Ikke pålagte minstevannføringer betyr at restvannføringen øker noe nedover. I tørre perioder om sommeren slippes vann fra dammen ved Dal av hensyn til jordbruket. Ved vannføringer mindre enn 8 m³/s kjøres ikke Mel kraftstasjon, og restvannet går i elveleiet.

Det er 6 stasjoner for dykking (D); 3-4 på kanalisert og 2-3 på naturlig strekning; se kart.

STAJONSBESKRIVELSER (nedenfra og motstrøms)

St. 1.D: Øvre del av bredt, grunt riffle mellom terskel 1 og 2 - ca. 50 m oppstrøms st. 1.E, midt i elveleiet. Svakt over i grunn run på øverste del av stasjonen.
26 transekter merka, hver 2. m, 50 m lang.

St. 2.D: I Terskel 2-bassenget.

Pool > deep run > shallow run > riffle, meget fine overganger, relativt uniform og rimelig dyp, ligger mot høyre (nordre) forbygning (veisida).
52 transekter merka, hver 2. m, 100 m lang (ev. 2 x 50 m).

St. 3.D: Riffle/rapid, høyere gradient, grov blokk, liten overfallskulp under terskel 3, ellers trappekulper.

Ved hver observasjon av fisk ble følgende data registrert av dykker:

- 1) Art.
- 2) Lengde (cm).
- 3) Aktivitetstype.
- 4) Høyde over bunn (cm).
- 5) Substrat ved snuteposisjon (Tab. 2).
- 6) Eventuell hjemmestein (karakteristisk stein hvor fisken holder posisjon).

Fiskens nøyaktige posisjon ble så av dykker markert med et farget sylindrisk blylodd (70 x 22 mm), med loddets ene merkede ende plassert på fiskens snuteposisjon. En feltassistent målte følgende data i fiskens posisjon (etter at dykker var ferdig):

- 7) Posisjon på transektet (cm).
- 8) Totalt vanddyb (cm).
- 9) Snutespiss vannhastighet (cms^{-1}).
- 10) Midlere vannhastighet (cms^{-1} på 0.6 x totalt dyp).
- 11) Overflate vannhastighet (cms^{-1} , 2 cm under overflaten).
- 12) Dominerende substrat i 50 cm diameter (Tab. 2).
- 13) Mengde finsubstrat (klasser 0-4).
- 14) Skjultype.
- 15) Grad av skjul (%).
- 16) Habitattype.

Ørret og ørekyte skilles lett under vann ved å se på pigmentering, sidelinje, (fett)finner, størrelse og parrmerker. Fiskens lengde og høyde over bunn ble enten målt direkte ved å holde en målestokk mot den, eller indirekte ved å assosiere snute og hale med nærliggende objekter (stein) og så måle denne avstanden etterpå. Aktivitetstype ble definert og klassifisert som 1) holde posisjon, 2) næringsopptak, 3) forflytning, 4) observasjon (av dykker, dvs. oppmerksom på dykker), 5) hvile, 6) sosial interaksjon, 7) i skjul, 8) i substratet, eller 9) i vegetasjon. Vannhastigheter ble målt med en Höntzsch μP Flowtherm med en 18 mm diameter propell. Dominerende substratstørrelse ble klassifisert etter Tab. 2, og gitt et tall for å kunne beregne et middel og en variasjonsindeks. Skjultype ble definert og klassifisert som (1) tre-røtter el. l. under vann, (2) andre strukturer under vann, (3) stein/blokk, (4) fint organisk materiale (< 10 cm), (5) vegetasjon under vann, (6) under elvekant, (7) brutt overflate, (8) overhengende kantvegetasjon (< 0,5 m) og (9) overflate is. Habitattyper ble klassifisert som (1) kulp, (2) overfallkulp, (3) bakevjekulp, (4) sidekulp, (5)

terskelkulp, (6) sidekanal, (7) avdelt dam, (8) innsmalningskulp, (9) stille vann, (10) flater, (11) dyp blankstryk, (12) grunn blankstryk, (13) lett stryk, (14) stryk, (15) hardstryk, (16) trappekulper og (17) hvitstryk (se Padmore et al. 1997).

Posisjoner til synlig skremt fisk ble ikke registrert. Metodikken gir små feilkilder, og få fisk skremmes. Imidlertid blir den minste fisken, yngel av året, av metodiske grunner normalt underrepresentert (e.g. Heggenes et al. 1990).

Tabell 2. Modifisert Wentworth skala for klassifisering av de ulike substrattyper.

TYPE	med mer	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

Feltarbeid med dykking ble i 1994 gjennomført i periodene 20. – 24. juni med temperatur 7 - 9.5 °C og 14. – 20. august, med en temperatur på ca. 9 - 12.5 °C. I 1997 ble habitatbruk undersøkt i periodene 20. – 24. juni med temperatur 7 - 9.5 °C og 14. – 20. august, med en temperatur på ca. 9 - 12.5 °C. I 1998 dykket vi på høyere vannføring på stasjonene 10 - 13 (ovenfor) i periodene 20. – 24. juni med temperatur 7 - 9.5 °C og 14. – 20. august, med en temperatur på ca. 9 - 12.5 °C. Omfanget på innsatsen ved hver feltrunde varierte pga. ustabile vannføringsforhold.

De gjennomførte studier undersøker fiskens habitatbruk i forhold til det hydrofysiske miljø. Det er viktig å understreke at denne undersøkelsen ikke direkte omfatter biotiske forhold slik som næringstilgang, konkurranse og predasjon. Det henvises til egne rapporter om omhandler næring og fisketettheter og bestandsstruktur.

Habitattilbud

Beskrivelsen av det totalt tilgjengelige habitat på utvalgte stasjoner, er gjort av SINTEF ved hjelp av innmåling av tverrprofiler med en innbyrdes avstand fra 100 m til 500 m (Harby et al. 1998), dvs. en betydelig grovere romlig skala enn for habitatbruk. Til sammen 5 stasjoner ble valgt ut for detaljstudier av hydro-fysiske leveforhold; st. 6, 8, 10, 12 og 13. Tverrprofilene ble inndelt i cm og målepunkter valgt hvor det var endringer i de hydrofysiske forhold (stratifisert sampling). For hvert valgt målepunkt ble følgende variable målt:

avstand fra elvebredd,
total vanndybde og bunnivå,
gjennomsnittlig vannhastighet,
og dominerende substratklasse.

Avstand fra land og vanndyp ble målt til nærmeste cm. Vannhastighet ble her målt ved hjelp av en Ott Propeller (10 cm diam.). Gjennomsnittshastigheten ble målt ved $0,6 \times$ totalt dyp når dypet var mindre enn 75 cm, og på dypere vann ved $0,2$ og $0,8 \times$ totalt dyp. For klassifisering av substrat ble det benyttet den samme modifiserte Wentworth skala (Tab. 2) som for habitatbruk.

I tillegg ble total elvebredde, gradient og vannlinje ved ulike vannføringer målt på hver stasjon.

Data er primært samlet inn i perioder der det har vært sluppet vann. Dette gir muligheter til å kalibrere de hydrofysiske (hydrauliske) modellene. Hydrofysiske forhold på de mellomliggende vannføringer i intervallet $0 - 10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, blir simulert i en hydraulisk modell (Harby et al. 1998). Det er vesentlig å påpeke at bruk av en hydraulisk modell i Måna, her modellen Hec-2, nødvendigvis representerer en betydelig forenkling av de aktuelle hydrofysiske forhold. Ettersom den nedre elvestrekningen i Måna, strekningen Tinnsjø - Gaustå bru, er kanalisert og derfor uniform, er det gjort få målinger i felt her. Habitatpreferansedata (nedenfor) er basert på simuleringer gjort på den nedre, kanaliserte, del av stasjon 6 ved Gaustå bru. Denne er antatt å være representativ for den nedre kanaliserte strekning (Harby et al. 1998).

Habitategnethet og habitatpreferanser

Det enkleste mål på habitatbruk som brukes i modellering, er habitategnethet (Habitat Suitability Index; e.g. Scruton et al. 1998). Habitat egnethetskurver konstrueres ut fra frekvens histogrammer for fiskens habitatbruk (for hver enkelt målte habitatvariabel). Valg av polynomisk modell kan gjøres ut fra noe ulike kriterier, e.g. goodness of fit r^2 , relativ reduksjon i feil for hver orden, residualfeil og/eller ved subjektiv tilpasning til datafordelingen (Scruton et al. 1998).

Habitattilbudet bestemmer imidlertid fiskens valgmuligheter, og dette påvirker fiskens habitatvalg (e.g. Heggenes et al. 1991). Data for habitatvalg bør derfor korrigeres for habitattilbud, dvs. det bør beregnes indekser for habitatpreferanser (e.g. Krebs 1989). Dette er gjort for habitat i Måna (nedenfor). Et problem med de fleste indekser som kan brukes i en slik sammenheng, er at de er sensitive overfor små klasser, dvs. tilbud av lite forekommende habitattyper (Krebs 1989). Data ble derfor gruppert for å gjøre de mer robuste.

Verdier for habitatpreferanse (D) ble beregnet etter Jacobs 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.

Denne formelen skalerer habitatpreferansene fra -1, ugunstig, til 0, nøytralt, og +1, gunstig. Dersom en ressurs brukes i samme grad som tilbudet tilsier, er verdien 0, brukes den mer enn forventet er verdien positiv, og tilsvarende negativ dersom den brukes mindre enn forventet ut fra tilbudet.

Resultater ble sammenlignet statistisk for forskjeller i gjennomsnittsverdier ved hjelp av ANOVA, mens fordelinger (spredningen) ble sammenlignet ved å bruke ikke-parametriske tester: Kolmogorov-Smirnov test for de kontinuerlig variable (dyp, vannhastighet) og Kruskal-Wallis test for kategoriske data (substrat, skjul). Ikke-parametriske tester er brukt fordi de ikke gjør noen forutsetninger om underliggende fordelinger, og dessuten er robuste for "uteliggere" (Sokal og Rohlf 1995). Alle analyser er gjort i SAS (SAS 1987).

Habitatpreferanser for ulike habitatvariable er gruppert i gunstig, nøytral og ugunstig, basert på frekvensanalyser.

RESULTATER OG KOMMENTARER

Totalt ble det gjort observasjoner av 326 ørret, men et noe mindre antall er brukt videre i databehandlingen. Små avvik i antall skyldes at data er usikre eller vanskelige å lese (fiskeatferd, regn, papirskader etc.).

Prosjektet ble i hovedtrekk gjennomført som planlagt. Feltforholdene var noe vanskeligere enn forutsatt. Dette skyldes særlig tildels svært variabel vannføring i forbindelse med revisjonsarbeider. Kombinasjonen av høy vannføring og lav temperatur gjorde at planlagte feltperioder måtte endres undervegs. Den prosjekterte metodikken fungerte ellers godt og etter forventningene, og resultatene fyller i hovedsak de oppsatte mål.

Det er hovedsaklig mindre ørret i størrelse 5-18 cm (63.5%) med gjennomsnitt 12.0 cm \pm SD6.5) som er observert på de undersøkte stasjonene i Måna. Det ble også gjort observasjoner av enkelte større individer av ørret (Fig. 2). Fig. 2 indikerer at den minste (< 5 cm) ørreten, som forventet av metodiske grunner, er underrepresentert i materialet.

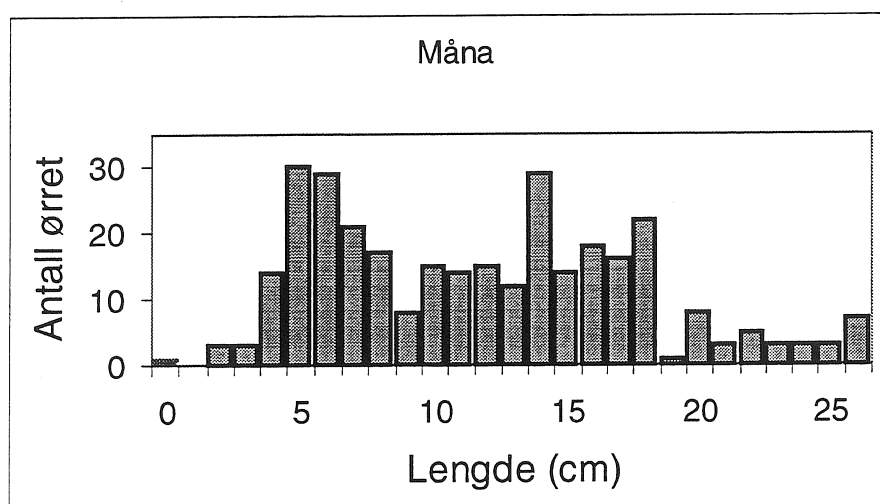


Fig. 2. Lengdefordeling av ørret observert ved dykking i Måna 1994, 1997 og 1998 (n=313).

Ørekyte ble bare observert fåtallig og tilfeldig, og observasjonene gir ikke grunnlag for videre bearbeidelse.

Atferd

Hovedaktiviteten for ørret observert om dagen i vekstsesongen (Fig. 3), var å holde posisjon i strømmen (40.8 %), en betydelig andel ble observert i skjul (30.4 %) fortrinnsvis i substratet. En tredje viktig aktivitet var rimeligvis fødeopptak (19.3 %). En betydelig aktivitet var forflytning (8.3 %; Fig. 3).

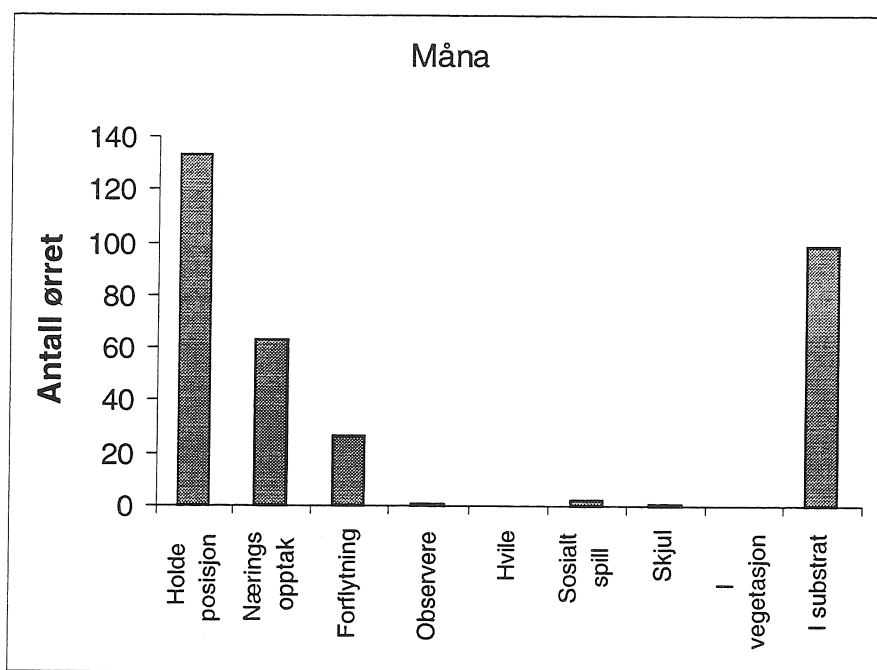


Fig. 3. Aktivitetstyper for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=326$).

Den relativt høye andelen av å holde posisjon i forhold til aktivt næringsopptak, er som forventet ut ifra ørretens måte å ta til seg næring på i elv. Den vanlige furasjeringsstrategien om sommeren, er en 'sit and wait'-strategi (e.g. Bachman 1984). Ørreten holder posisjon i strømmen og gjør korte og raske enkeltutfall mot næring som kommer drivende. Atferdsdata i Fig. 3 reflekterer en slik strategi. En betydelig andel av ørreten ble også observert i skjul. Dette har sammenheng med at en del av feltarbeidet måtte gjennomføres på relativt lav temperatur (foran). I kaldere vann har ørreten en sterkere preferanse for skjul (nedenfor; Heggenes et al. 1999)

Habitatbruk

For å undersøke habitatbruken på en litt større romlig skala (mesohabitat) som er intuitivt relevant for en menneskelig aktør, ble den 'generelle' habitatbruken angitt for all observert fisk (Fig. 4). Ørreten ble først og fremst observert på strykparterier i Måna (Fig. 4). Over 85% av observasjonene var i blankstryk eller (lette) strykparterier, mens litt over 10% av ørreten ble observert å bruke kulper (Fig. 4).

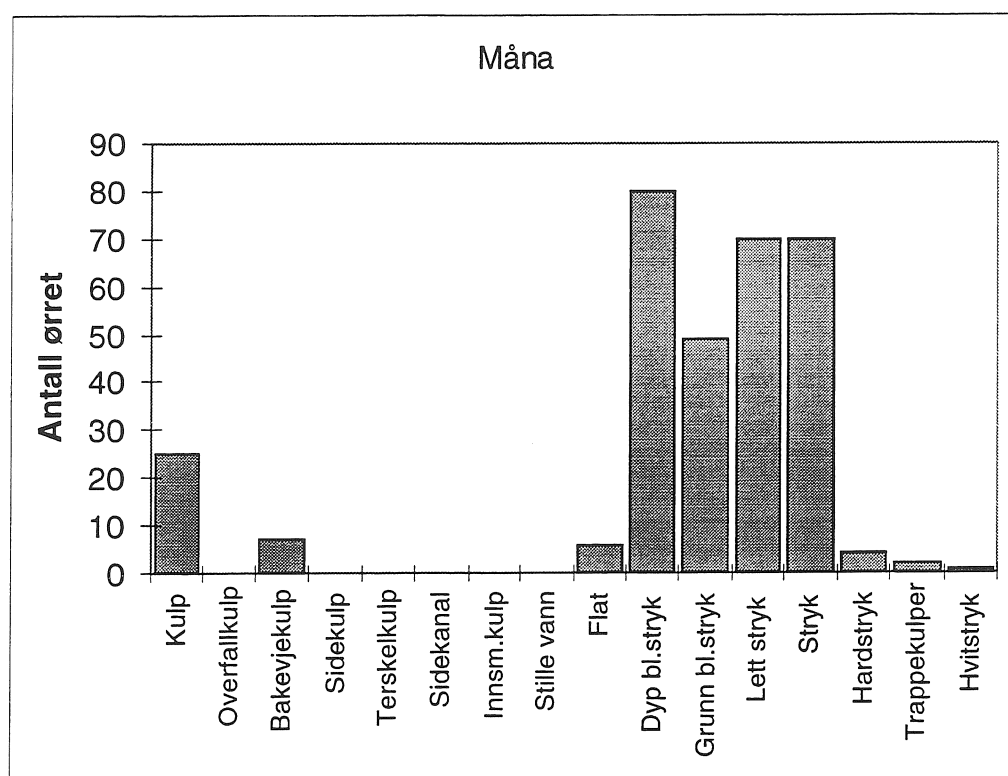


Fig. 4. Generelle habitattyper brukt av ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 (n=314).

Vi undersøkte også mikrohabitatvalg til ørreten, delvis for å få kvantitative data som også er direkte relevante for habitathydraulisk modellering. Disse resultatene er derfor presentert som frekvensanalyser for viktige mikrohabitatvariable innmålt ved enkeltfiskenes posisjon.

Ørreten brukte et relativt bredt spekter av vanddyp (Fig. 5) med et gjennomsnittlig vanddyp på 57.8 cm \pm SD23.7, men unngår de grunne områdene mindre enn 20 cm dype. Denne tendensen forsterkes av at tilbudet av dypere habitat er sterkt begrenset, pga. den generelt lave restvannføringen og kanalisering av betydelige deler av Måna til et bredt elveleie. På den annen side bemerkes at den minste fisken (< 5 cm), som bruker de grunneste områdene

(Hubert et al. 1994, Heggenes et al. 1999), av metodiske grunner er underrepresentert i dette materialet (ovenfor).

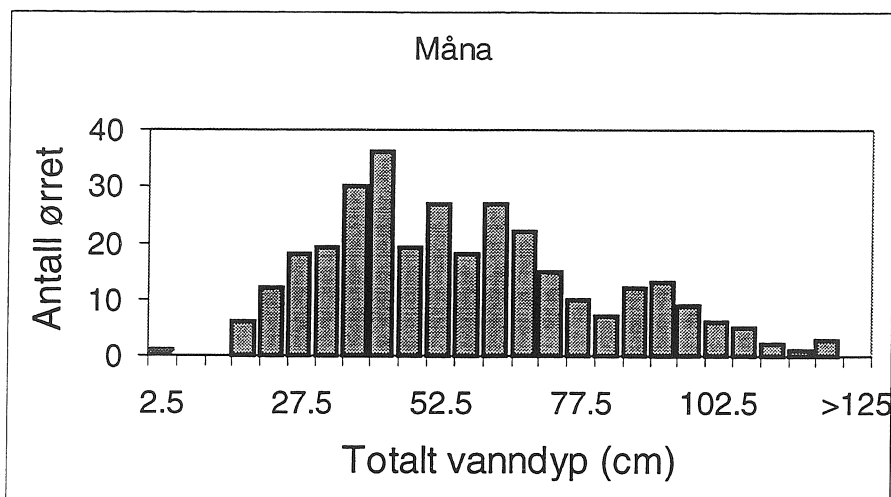


Fig. 5. Bruk av vanddyb før ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=317$).

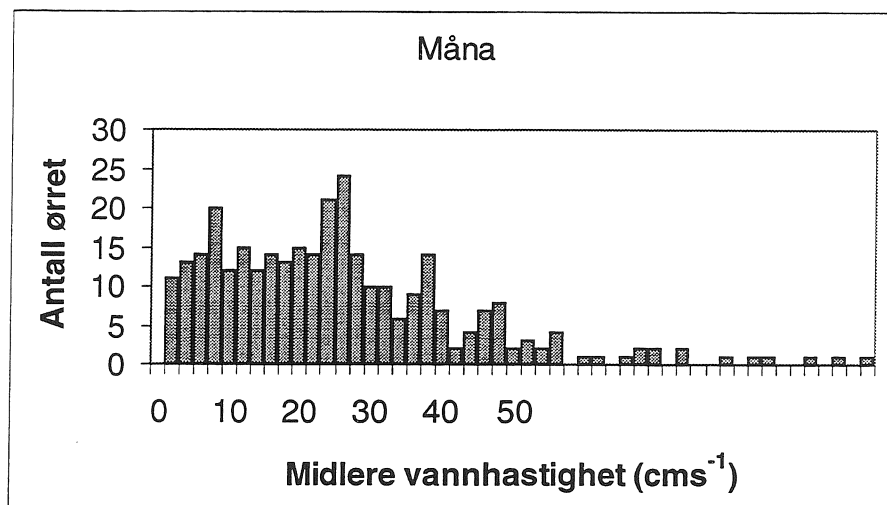


Fig. 6a. Bruk av midlere vannhastighet for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=316$).

Ørretens hyppige forekomst på strykstrekninger, gjenspeiler seg i bruk av midlere vannhastighet (Fig. 6a), som i gjennomsnitt var $25.2 \text{ cm s}^{-1} \pm \text{SD}17.8$. Ørreten bruker alle vannhastigheter $2 - 40 \text{ cm s}^{-1}$, men med betydelig lavere frekvens på høyere vannhastigheter. Høyere vannhastigheter er lite tilgjengelige i Måna på restvannføring om sommeren.

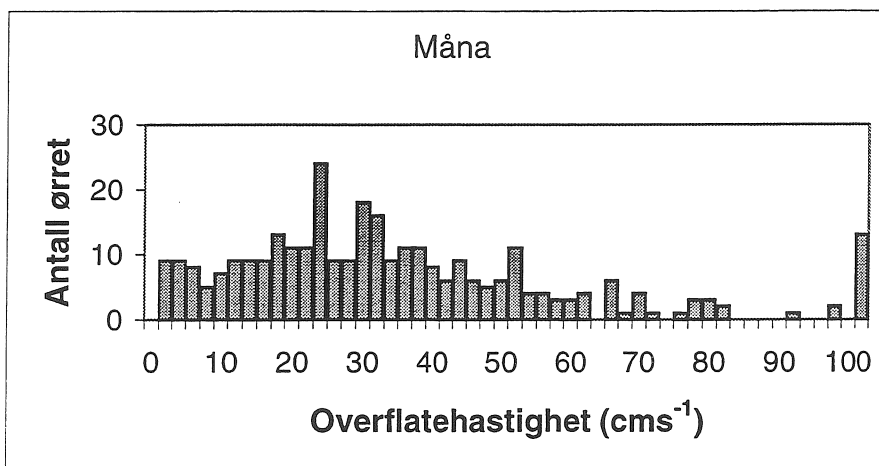


Fig. 6b. Bruk av overflatevannhastighet for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=314$).

Målte overflatevannhastigheter viser et lignende mønster, men ligger generelt høyere og med noe større spredning (gjennomsnitt $36.2 \text{ cm s}^{-1} \pm \text{SD } 27.7$; $P < 0.001$, K-S-test; Fig. 6b).

Substratbruken varierte noe avhengig av tilbudet på de ulike stasjonene. Generelt er det mye stein og lite finsubstrat i Måna. Dette passer ørreten: stein på 6 - 25 cm blir mest brukt av fisken i elva (55.8%; Fig. 7a), men også grov grus på 3 - 6 cm (20.3%) blir hyppig brukt. Subdominerende substrat er som ventelig, noe finere (Fig. 7b). Gjennomsnittlig dominerende substratstørrelse ved snuteposisjon (individuell målt stein) var $10.8 \text{ cm} \pm \text{SD } 13.3$ (Fig. 7c). Dette viser at ørreten har en tendens til å velge posisjon over noe finere substrat, men omgitt av grovere stein.

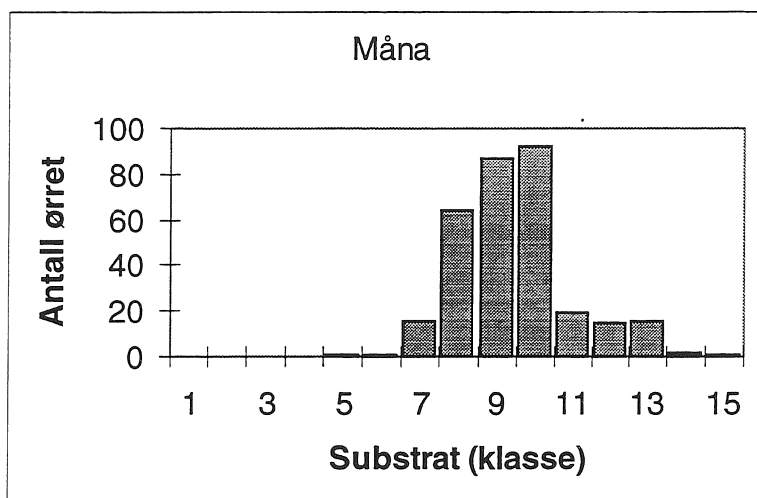


Fig. 7a. Bruk av dominerende steinstørrelser for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=315$).

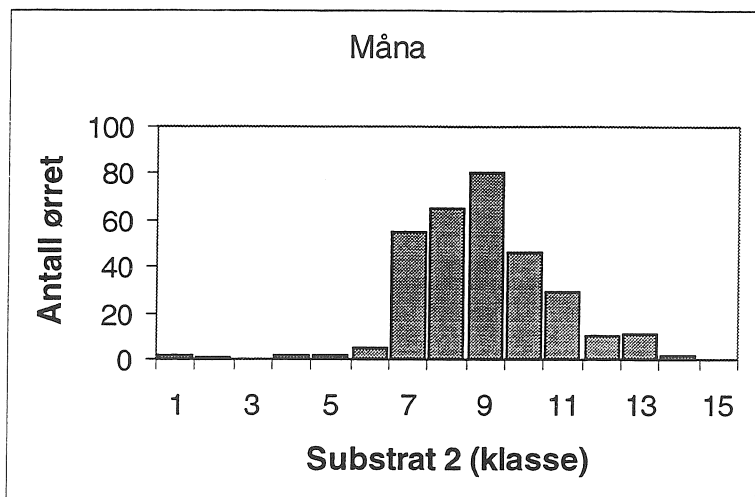


Fig. 7b. Bruk av sub-dominerende steinstørrelser for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 (n=310).

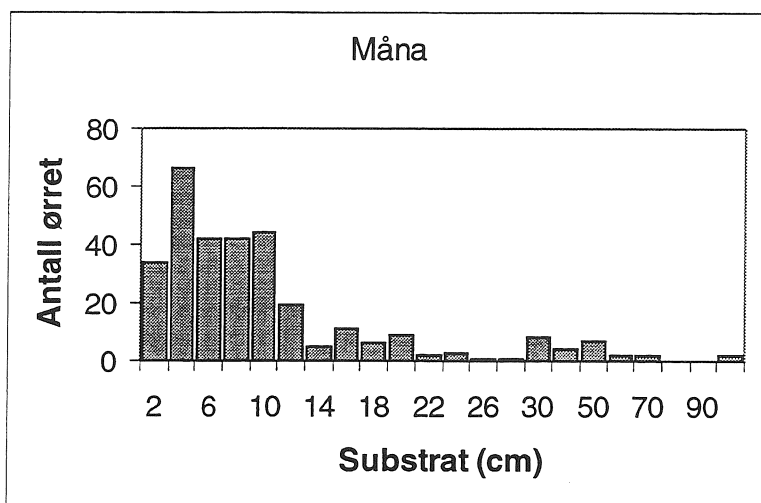


Fig. 7c. Bruk av steinstørrelser ved snuteposisjon for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 (n=310).

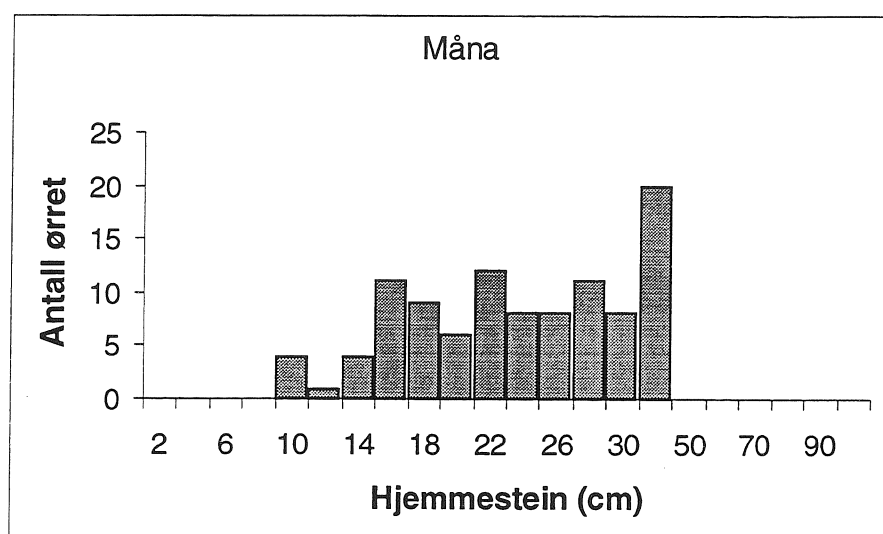


Fig. 7d. Bruk av steinstørrelse på 'hjemmestein' for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 (n=102).

En del individer ($n=102$) velger også å holde posisjon i nærheten av en større og framtreddende hjemmestein (Fig. 7d).

Ørret er kjent som en relativt sky laksefisk, og foretrekker en viss grad av skjul dersom dette er tilgjengelig. I Måna fant vi at nesten all fisken holdt posisjon nær en eller annen form for skjul, og helst mye skjul (Fig. 8a). Ettersom mest ørret ble funnet på (blank)strykpartier i elva (ovenfor), er det ikke overraskende at den dominerende form for skjul er brutt overflate (68.5 %; Fig. 8b), men større enkeltsteiner/blokker ble også mye brukt (31.2 %; Fig. 8b).

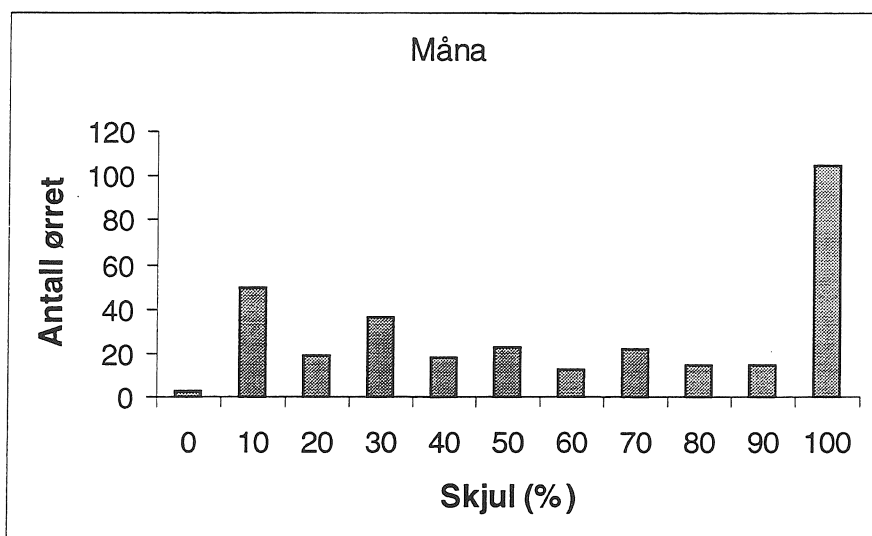


Fig. 8a. Grad av skjul for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=317$).

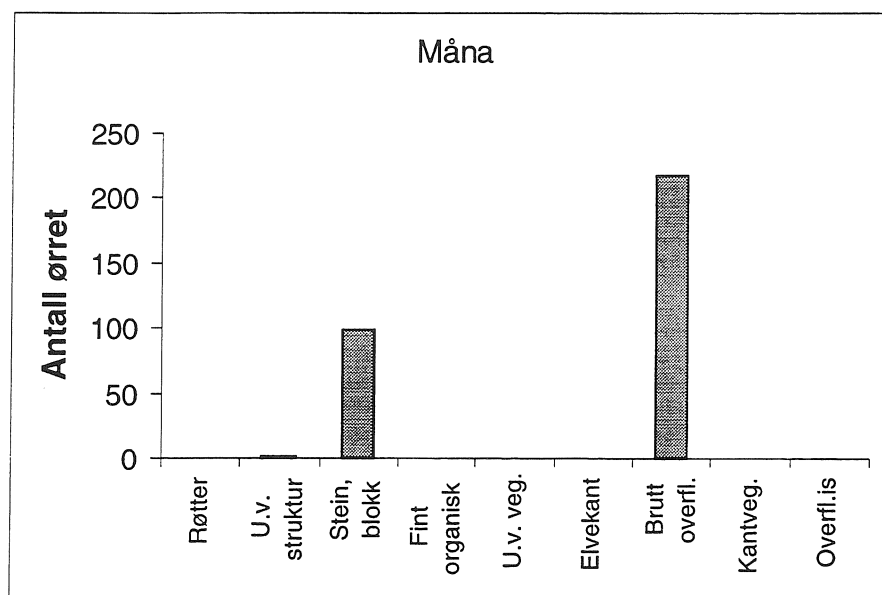


Fig. 8b. Type av skjul brukt av ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=317$).

Ørreten hadde et snevrere valg av to viktige mikrohabitat parametre som karakteriserer fiskens nøyaktige posisjon i vannmassene, nemlig snutevannhastighet (Fig. 9a) og høyde over bunn (Fig. 9b).

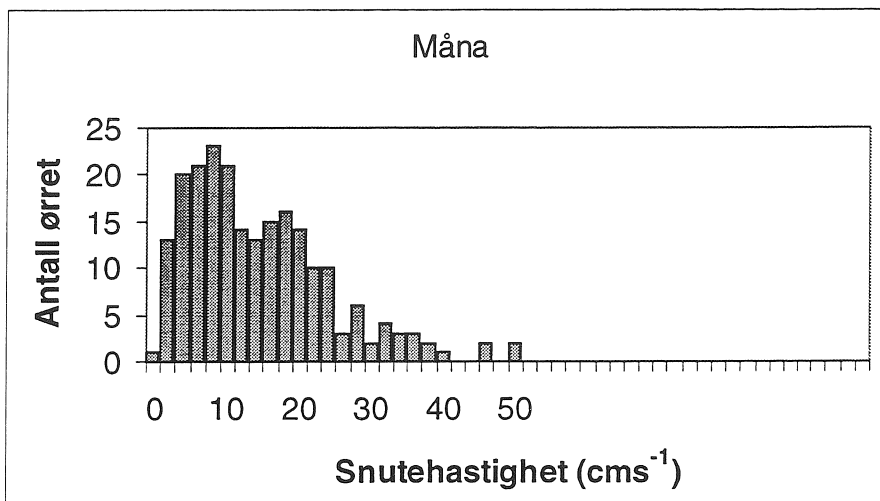


Fig. 9a. Valg av snutevannhastigheter for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=219$).

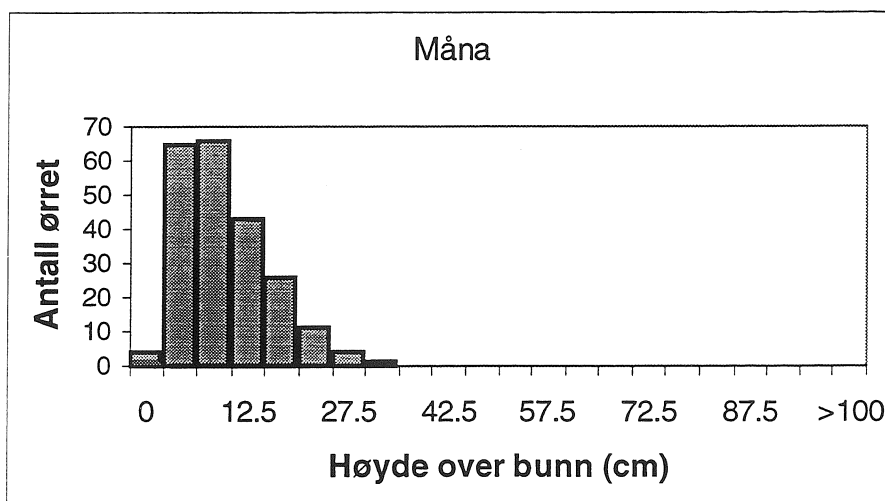


Fig. 9b. Valg av høyde over bunn for ørret om dagen i vekstsesongen i Måna 1994, 1997 og 1998 ($n=223$).

Ørreten foretrekker betydelig lavere snutevannhastighet sammenlignet med midlere vannhastighet; henholdsvis gjennomsnittlig $14.1 \text{ cms}^{-1} \pm \text{SD}9.9$ og $25.2 \text{ cms}^{-1} \pm \text{SD}17.8$ ($P < 0.01$, K-S-test). Snutevannhastigheten reguleres ved at fisken beveger seg opp og ned i forhold til bunnen, hvor de laveste vannhastighetene finnes. Derfor holder ørreten i noen grad posisjon nær bunnen, gjennomsnittlig $10.6 \text{ cm} \pm \text{SD}6.9$, jfr. bruk av dyp (Fig. 5). Lavere

snutevannhastigheter velges fordi fisken vil spare energi, og det er en direkte sammenheng mellom vannhastighet og energiforbruk ved å holde posisjon (e.g. Hill og Grossmann 1993). Samtidig lever ørret i elv hovedsaklig av driv, og søker derfor å oppholde seg i områder som også har nærliggende høyere vannhastigheter som skaffer mer driv.

Habitattilbud

Ørretens bruk av habitat er dynamisk. Tilbudet av ulike habitater påvirker i noen grad ørretens bruk av habitat (e.g. Heggenes 1996). Videre endrer tilbudet av habitat seg betydelig med endringer i vannføring. Habitatbruken til ørret vil derfor i noen grad endre seg avhengig av vannføring. I Fig. 10 - 12 er det modellerte tilbudet av dyp, midlere vannhastigheter og substrat (Harby et al. 1998) for ørret vist i forhold til observert habitatbruk. Det er betydelige forskjeller mellom tilbud og bruk. Dette viser at ørreten er selektiv i valg av habitat. Disse data er lagt til grunn ved beregning av habitatpreferanser.

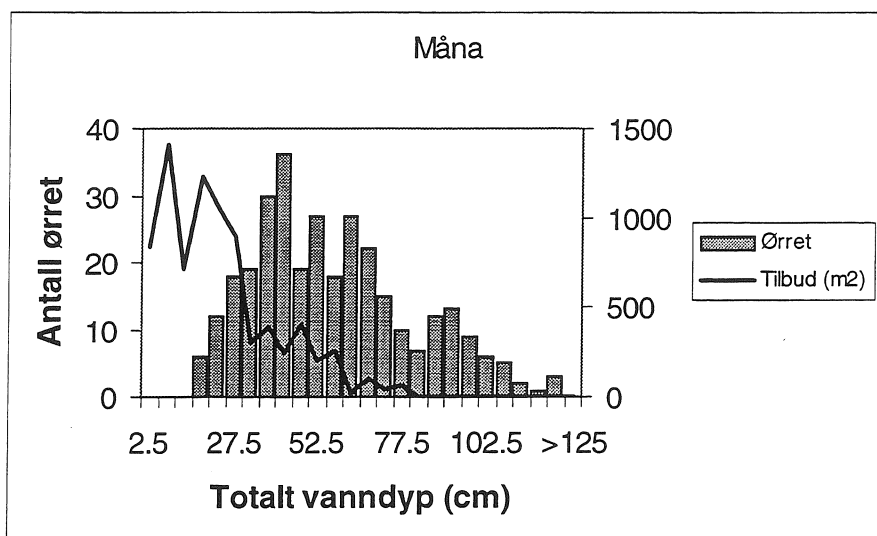


Fig. 10. Modellert tilbud (linje) og observert bruk av vanddyp (stolper) for ørret i Måna 1994, 1997 og 1998.

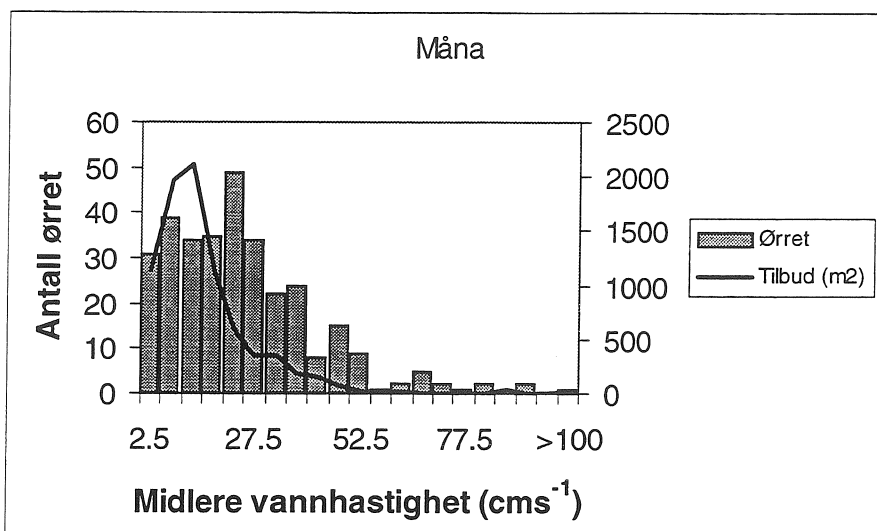


Fig. 11. Modellert tilbud (linje) og observert bruk av midlere vannhastigheter (stolper) for ørret i Måna 1994, 1997 og 1998.

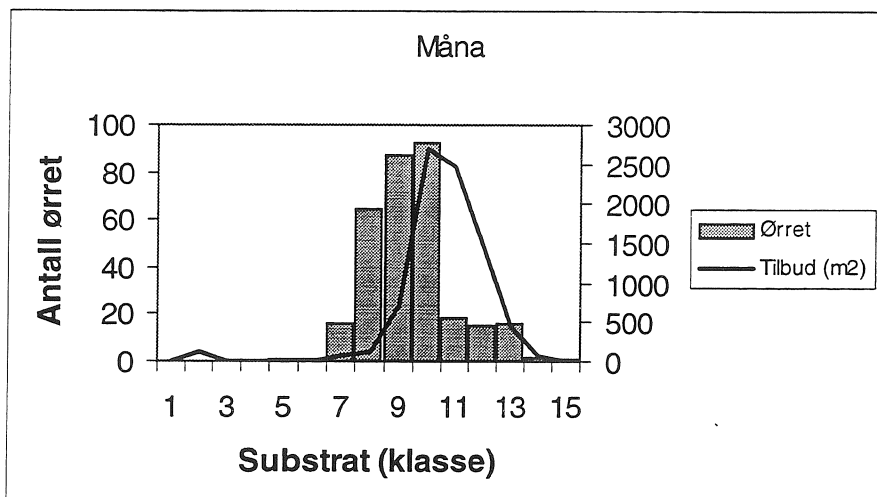


Fig. 12. Modellert tilbud (linje) og observert bruk av substrat (stolper) for ørret i Måna 1994, 1997 og 1998.

Det må bemerkes at den hydrauliske simulering av habitattilbud bygger på data fra 5 av stasjonene. Disse er hydraulisk kalibrert og simulert, og gir data for modellert habitattilbud.

Habitatpreferanser

Et enkelt mål på habitatbruk som ofte brukes i modellering (f.eks. PHABSIM; Bovee 1995), er indeksskurver for habitategnethet (Habitat Suitability Index = HSI). Disse konstrueres som en polynomisk modell for hver enkelt variabel ut fra frekvens histogrammer for fiskens målte habitatbruk (ovenfor; e.g. Scruton et al. 1998). Nedenfor har vi valgt å også beregne

disse, for å vise at bruk av denne type modell vil komme skjevt ut for habitat-hydraulisk modellering i Måna (Fig. 13-15).

Habitattilbudet bestemmer imidlertid fiskens valgmuligheter, og dette påvirker fiskens habitatvalg (ovenfor; Fig. 10-12). Data for habitatvalg bør derfor korrigeres for habitattilbud, dvs. det bør beregnes indekser for habitatpreferanser. Dette er gjort for habitat i Måna (D-preferanser etter Jacobs' formel; Fig. 13-15), og er lagt til grunn for den videre modellering (nedenfor). Sammenligningen av beregnede HSI og D-preferanser i Fig. 13-15 begrunner dette.

Ørreten i Måna unngår de grunneste elvepartiene (< 20 cm), bruker mellomdype områder på 20 - 50 cm omtrent i forhold til tilbudet, men har en klar preferanse for dypere områder (> 50 cm). Det knytter seg en viss usikkerhet til beregning av preferanser for de dypeste områdene, fordi de er så sparsomt representert i Måna (Fig. 10). På den annen side er ørretmaterialet dominert av relativt liten ørret (5 - 18 cm). Tendensen til å foretrekke dypere områder er klar, og samsvarer med det som er vist særlig for større ørret i andre undersøkelser (Heggenes et al. 1999) - større ørret foretrekker de dypere elveområdene. Fig. 13 viser også klart at en HSI indeks ikke reflekterer disse forhold, fordi den ikke tar hensyn til ulikheter i habitattilbud.

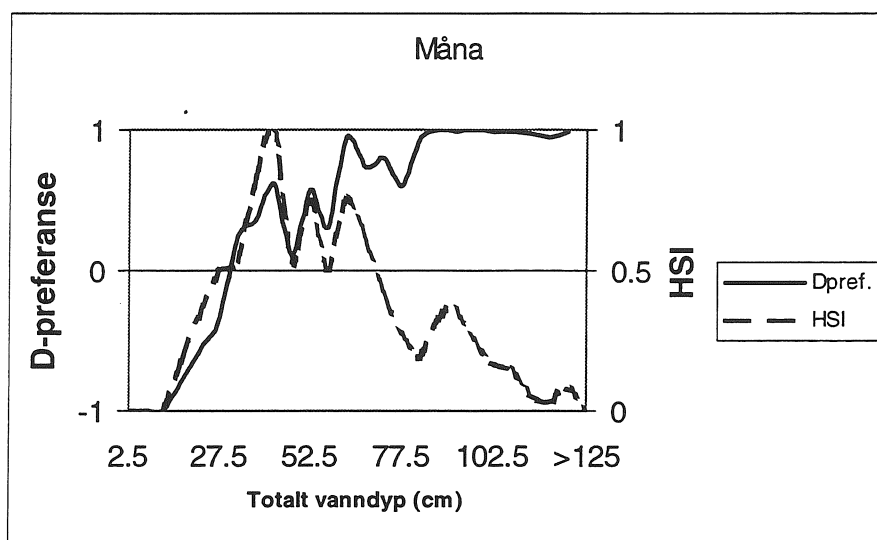


Fig. 13. HSI-indeks (brutt linje) og D-preferanser (hel linje) for vanndyp for ørret i Måna 1994, 1997 og 1998.

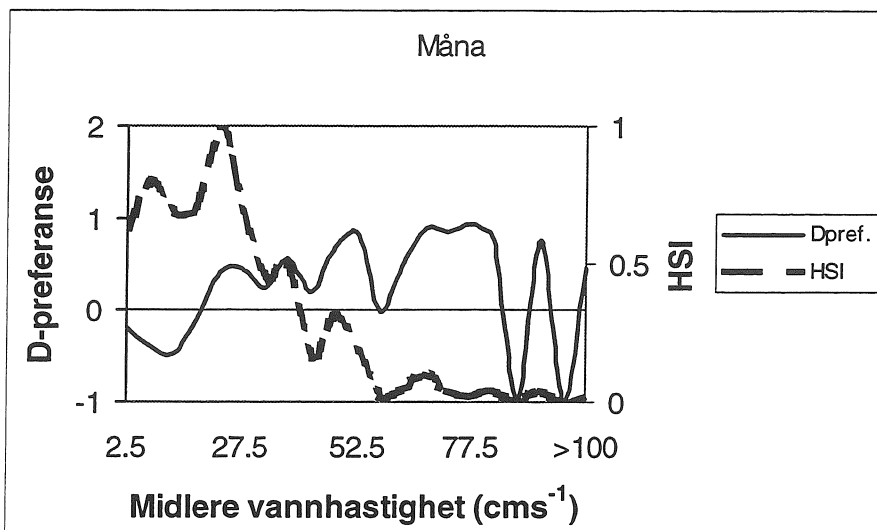


Fig. 14. HSI-indeks (brutt linje) og D-preferanser (hel linje) for midlere vannhastigheter for ørret i Måna 1994, 1997 og 1998.

For midlere vannhastigheter er det noe mindre forskjeller på habitatbruk og -tilbud enn for vanndyp (Fig. 10 og 11). Ørreten er likevel klart selektiv ved valg av vannhastigheter (Fig. 14). Den unngår de stille partiene, viser ingen spesielle preferanser for mellomhøye hastigheter ($10 - 30 \text{ cms}^{-1}$), prefererer høyere hastigheter, men unngår de høyeste vannhastighetene ($> 80 \text{ cms}^{-1}$). Igjen er det stor forskjell mellom HSI og D-preferanser, hvor HSI bare reflekterer aktuell bruk, mens D-preferansene tar hensyn til ulikheter i tilbudet, dvs. hvilket utvalg ørreten har. Valg av relativt høye vannhastigheter må her ses i sammenheng med vanndyp. I Måna, hvor det er liten restvannføring i et stort elveleie, vil dypområder finnes hvor vannføringen er konsentrert, særlig på den øvre naturlige strekning (Gaustå bru – Dale), eller eventuelt demt opp for eksempel av blokk eller terskler. Ørretens preferanse for høyere vannhastigheter gjenspeiler derfor i noen grad en sterk preferanse for dypere habitater.

For substrat i Måna er det mer samsvar mellom tilbud og bruk, og som derfor forventet, også mellom beregnet HSI og D-preferanse (Fig. 15). Dette skyldes for en stor del at tilbudet særlig av finere partikkelstørrelser er svært lite. Fisken har derfor mindre å velge i. Ørret foretrekker grus til rullesteinsbunn. Det er viktig med lite finmateriale mellom steinene. Når fisken søker skjul, er hulrom mellom steinene på bunn den viktigste habitatfaktoren, dvs. en preferanse for grovere substrat. I Fig. 15 er det forskjell mellom HSI og D-preferanser med hensyn til bruk av finere grus og fjell. Dette er nok dels noe tilfeldig, fordi bunnpartier med finsubstrat og fjell var svært begrenset og spredt til enkelte partier på de utvalgte stasjonene. Problemet med at de fleste preferanse indekser er sensitive overfor små klasser, dvs. tilbud av lite forekommende habitattyper (Krebs 1989), kan derfor forklare dette.

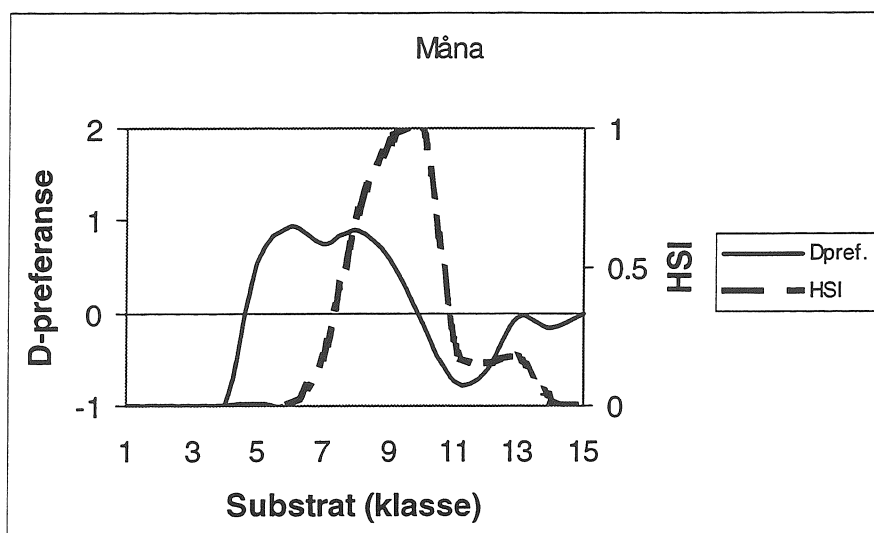


Fig. 15. HSI-indeks (brutt linje) og D -preferanser (hel linje) for substrat for ørret i Måna 1994, 1997 og 1998.

Det begrensede habitattilbudet i Måna innebærer generelt at det må utvises forsiktighet når det beregnes preferanser for den videre habitathydrauliske modellering. Derfor ble preferansedata for Måna gruppert i gunstig, nøytral og ugunstig. Kanskje medfører dette tap av noe informasjon, men det gjør preferansedata mer robuste. Ettersom materialet fra Måna ikke i seg selv er stort, og dessuten i noen grad representerer noe spesielle habitatforhold, bl.a. begrenset tilgang på ulike mesohabitater i aktuelle deler av Måna, kanalisering, lite vann i stort elveleie og en ørekytebestand sannsynligvis i ekspansjon, ble det ved gruppering av preferansedata også tatt hensyn til mer generell kunnskap om ørretens habitatbruk (e.g. Heggenes et al. 1999).

Det må også tas hensyn til at bare 5 av stasjonene er hydraulisk kalibrert og simulert, dvs. har data for modellert habitattilbud.

Stedegne data for Måna med preferanse for dypere elveområder, særlig for større fisk, samsvarer med andre undersøkelser (se oversikter i Heggenes 1989, Heggenes et al. 1999). Sammenlignet med disse undersøkelser, velger ørreten i Måna i stor grad relativt rasktflytende elvepartier. Det er tatt hensyn til dette ved den videre modellering ved å være konservativ mot høyere vannhastigheter. På den annen side er det også tatt hensyn til at ørreten vil kunne komme i en framtidig konkurransesituasjon med ørekyte på stilleflytende og grunne, varme områder (e.g. Aass 1995, Garner et al. 1998).

Tilbudet av ulike substrattyper var begrenset i Måna. Ved beregning av substratpreferanser er det derfor også tatt hensyn til en del data fra andre norske elver (e. g. Heggenes et al.

1996, Heggenes unpubl.). Fiskens bruk av substrat i elva om sommeren er også som regel sekundært i forhold til dyp og vannhastigheter, unntatt når fisken søker skjul.

Det er indikasjoner på døgnendringer i bruk av habitat til ørret om sommeren (Harris et al. 1992, Hubert et al. 1994, Roussel & Bardonnnet 1996), idet ørreten synes å bruke en bredere nisje om natta med flere fisk i kantsonene mot land. Dette bør være et hensyn ved beregning av habitatpreferanser. Imidlertid er konkurranse med ørekyte nettopp i denne type habitat (Garner et al. 1998) et motsatt hensyn. Denne potensielle konkurransesituasjonen er tillagt større vekt ved beregning av habitatpreferanser for ørret i Måna.

Ørret har ulike habitatpreferanser avhengig av vanntemperatur. Når vanntemperaturen synker under ca. $8 \pm 2^\circ\text{C}$, går fisken over til vinteratferd dvs. passivt skjul i dagslys og aktivitet bare om natta (Heggenes et al. 1993). Denne atferdsendringen medfører en sterkere preferanse for skjulmuligheter om dagen, og for mer stilleflytende partier når fisken er aktiv om natta. Imidlertid er sommersituasjonen, dvs. habitatbruk og tilbud ved lav vannføring (begrenset habitat) og høy temperatur (vekst, stort energibehov) trolig mer begrensende i Måna pga. den lave restvannføringen. Preferanser og habitat-hydraulisk modellering ved lav ($< 8^\circ\text{C}$) vanntemperatur, dvs. om vinteren, har derfor ikke vært en del av undersøkelsene her.

Sammenfattende er habitatpreferansene som er lagt til grunn ved den videre modellering (nedenfor) grovt sett slik (Tab. 3):

Tabell 3. Preferansedata for ørret (lengde 12.0 \pm SD 6.5 og større) i Måna som er lagt til grunn ved habitathydraulisk modellering.

Totalt vanddyp:	Ugunstig: 1-25 cm Nøytralt: 26-55 cm Gunstig: > 55 cm
Midlere vannh.het:	Ugunstig: 0-9 cm/s Nøytralt: 10-19 cm/s Gunstig: 20-55 cm/s Nøytralt: 56-85 cm/s Ugunstig: > 85 cm/s
Substrat:	Ugunstig: klasse 1-4 Nøytralt: klasse 5-8 Gunstig: klasse 9-10 Nøytralt: klasse 11-14 Ugunstig: klasse 15

Ørret, bortsett fra ørretunger av året, unngår de grunneste partiene nær land, og er tolerante overfor dypområder, særlig om sommeren. Større individer vil ha sterkere preferanse for noe dypere partier. Ørreten i Måna foretrekker elveområder med noe fall, dvs. noe fart på vannet. Den potensielle konkurransesituasjonen med ørekyte tilsier også at stilleflytende og spesielt grunne, varme elvearealer vil være ugunstig for ørret. Ørreten favoriserer områder med noe grovere substrat med skjulhulrom mellom steinene.

MODELLSIMULERINGER OG KONSEKVENSER AV ENDRET VANNFØRING

I samarbeid med SINTEF (Harby et al. 1998), er det utført modellsimuleringer av de hydrofysiske forhold og habitatkvalitet for ørret ved ulike sommervannføringer i området $0.5 - 10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ på 5 undersøkte stasjoner. Habitatpreferansene i Tab. 3 for ørret er lagt til grunn.

Konsekvenser for vanddekket areal

Simuleringer av sammenheng mellom vannføring og vanddekket areal finnes i Harby et al. (1998). Størrelsen på det vanddekkete areal definerer til enhver tid det maksimale livsrom (habitatkvantitet) for fisk og næringsdyr. Det er derfor av mer generell interesse fra et biologisk synspunkt. Endringer i vanddekket areal med endringer i vannføring er stort sett betinget av morfologien på de undersøkte stasjonene. Denne er i hovedsak bestemt av gradient og (historiske) flomvannføringer på strekning med naturlig elveleie (dam Dale - Gaustå bru), og av teknisk utforming på kanalisert strekning (Gaustå bru - Mel). Høye gradienter fører ofte til raskere endringer i vanddekket areal, mens det forventes mer stabile forhold på lavere gradienter. Dette gjenspeiles nettopp i de hydraulisk simulerte stasjonene i Måna. Det er typisk at mindre vann skaper raskere endringer i vanddekket areal, når vi kommer høyere opp i elva. dette skyldes en endring i elva fra å være bred med lav gradient i nedre deler, til relativt sett smalere elv og høyere gradient lenger opp. Raske endringer i vanddekket areal inntreffer også når vannføringene blir mindre enn det som er nødvendig for å fylle det naturlige elveleiet. Dette er en svært aktuell problemstilling i Måna, hvor elveleiet er utformet (enten naturlig eller kunstig) for vannføringer som ligger langt over den normale sommer restvannføringen. Det visuelle og økologisk funksjonelle bildet av Måna i dag er en liten elv i et stort elveleie. Raske endringer i vanddekket areal inntreffer

også når vannføringene blir større enn det som rommes i elveleiet, dvs. elven går over sine bredder, men dette er en lite aktuell problemstilling i Måna slik elven ser ut i dag.

Stasjon 5D + 6E Gaustå bru er delvis forbygd med elvemurer, og delvis naturlig, særlig selve elveleiet. Elven renner i dag relativt samlet i ett løp mot nordre forbygningskant på st. 5D og 6E. Modelleringen av stasjonen innbefatter imidlertid også tilliggende strekninger, til sammen 286 m (Harby et al. 1998). Simuleringene viser at vanddekket areal på stasjon Gaustå bru bli nesten fordoblet når vannføringen øker fra 0.5 til 10 m³s⁻¹ (Fig. 16). Økningen er imidlertid ikke proporsjonal med vannføring. Økningen er særlig rask for de første 2-3 m³s⁻¹ når elveleiet fylles (Fig. 16), og vanddekket areal øker fra litt over 15 til 27-28 m² pr. løpemeter elv når vannføringen øker fra 0.5 til 5 m³s⁻¹. En relativt beskjeden økning i vannføring gir derfor stor biologisk gevinst mht. habitatkvantitet.

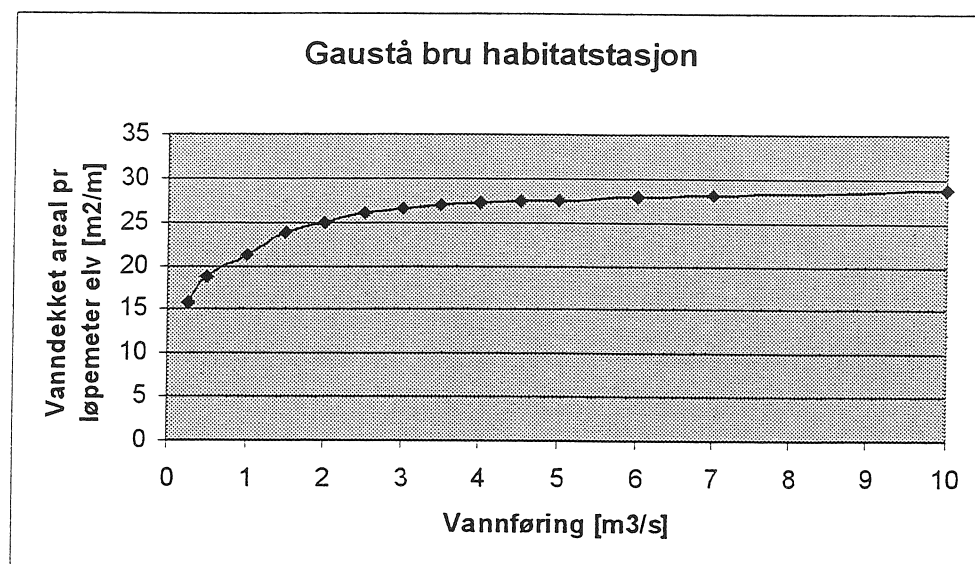


Fig. 16. Modellert vanddekket areal (habitatkvantitet) pr løpemeter elv på Gaustå bru (fra Harby et al. 1998).

Stasjon Svadde (10E; pseudo-replik for stasjon 10D) er kanalisert, relativt bred og grunn med lav gradient og en del oppstikkende blokk på normal restvannføring. Hydrofysisk modellering viser at en økning i vannføring fra 0.5 til 4 m³s⁻¹ gir en stor økning i vanddekket areal, fra 20 til 36-37 m²/m (Fig. 17). Videre økning i vannføring gir en videre økning, men betydelig mindre, i vanddekket areal (habitatkvantitet), ettersom elveleiet da i hovedsak er fylt. Derimot endrer habitatkvalitet seg betydelig (nedenfor).

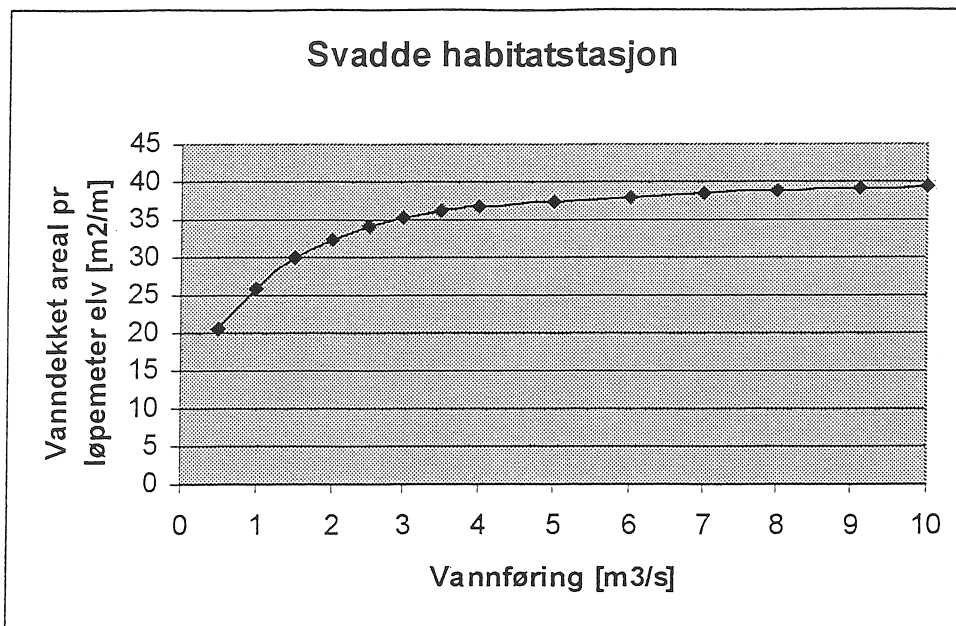


Fig. 17. Modellert vanddekket areal (habitatkvantitet) pr løpemeterv på Svadde (fra Harby et al. 1998).

Stasjon 12E Gjelet (pseudo-replikat for st. 12D) er som navnet indikerer, den smaleste, strieste og mest turbulente av de undersøkte stasjonene. Dette er interessant fra et fiskebiologisk synspunkt, men skaper betydelig vanskeligheter for hydrofysisk modellering som kan være utilfredsstillende (Harby et al. 1998). Modellering viser at vanddekket areal fordobles (fra 6 til 12 m²/m) med en økning i vannføring fra 0.25 til 4 m³s⁻¹ (Fig. 18). Arealet fortsetter å øke litt med vannføringen, opp til 13 m²/m ved 10 m³s⁻¹.

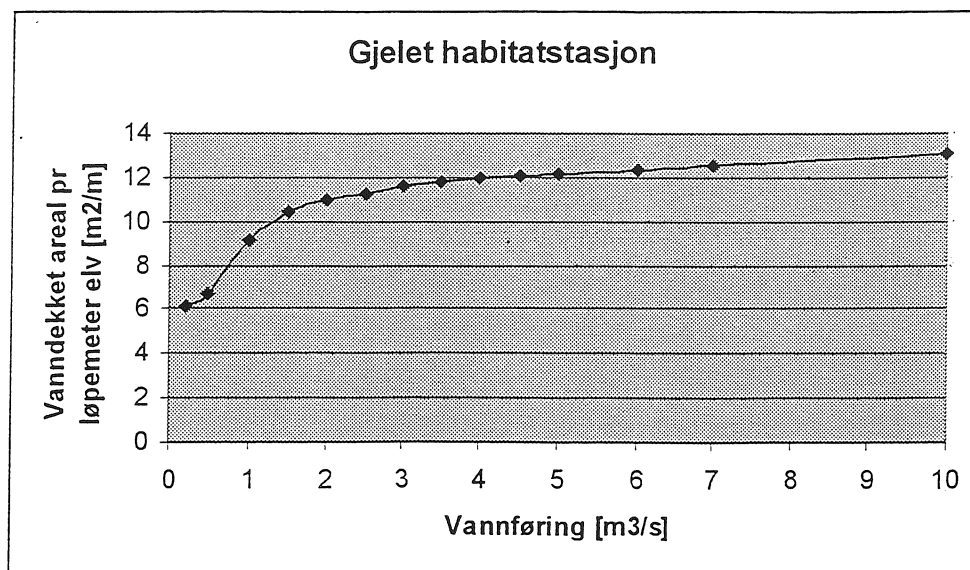


Fig. 18. Modellert vanddekket areal (habitatkvantitet) pr løpemeterv på Gjelet (fra Harby et al. 1998).

Stasjon 13E Meland er en stryk - kulp sekvens med varierende substrat. Modellering av vanndekket areal viser en rask økning i areal fra litt over 10 til litt under 14 m²/m når vannføringen øker opp til 2 m³s⁻¹, dvs. elveleiet fylles (Fig. 19). Deretter fortsetter vanndekket areal å øke, men mye senere og omtrent proporsjonalt med vannføring innenfor det modellerte området, til 16 m²/m ved 10 m³s⁻¹.

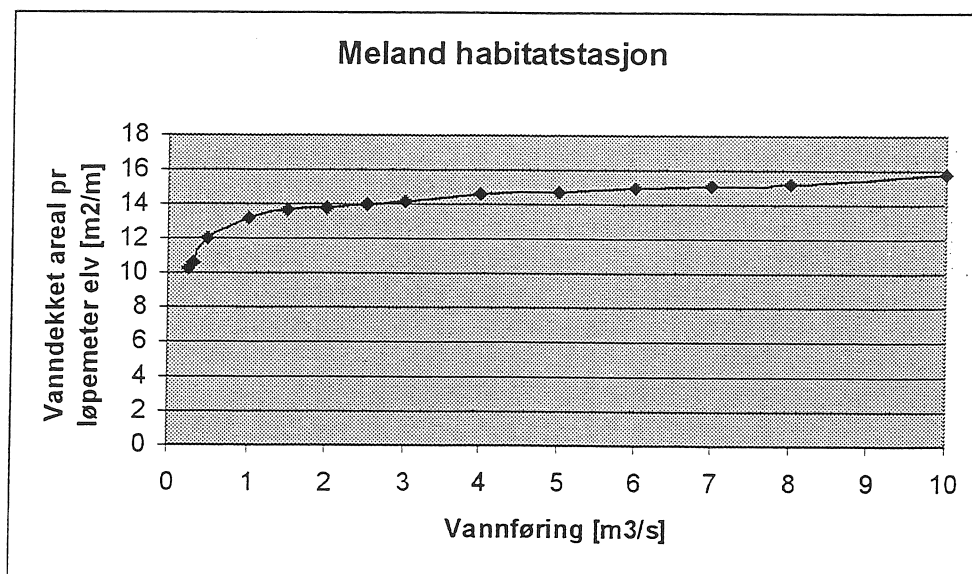


Fig. 19. Modellert vanndekket areal (habitatkvantitet) pr løpemeterv elv på Meland (fra Harby et al. 1998).

Selv om den absolute vannføringen varierer noe, er selve mønsteret mht. sammenhengen vanndekket areal og vannføring, nokså likt for de modellerte stasjonene innenfor det modellerte vannføringsintervall på 0.5 - 10 m³s⁻¹. Det er en betydelig og raskere økning i vanndekket areal, dvs. habitatkvantitet, ved de lavere vannføringene (2 - 4 m³s⁻¹). Deretter fortsetter vanndekket areal å øke litt, men mye senere og tilnærmet proporsjonalt med vannføring. Alle stasjonene viser derfor at det kan defineres en kritisk terskelverdi med hensyn til vanndekket areal. Denne reflekterer at elveleiet fylles med vann (Harby et al. 1998). Relativt beskjedne økninger i vannføring gir derfor stor gevinst i habitatkvantitet. Men selv om de kvantitative endringer i habitatforholdene er små ved de høyere vannføringene, kan det være betydelige endringer i det kvalitative habitat, f.eks. dyp og vannhastigheter. Derfor har vi videreført modelleringsarbeidet til å omfatte habitatkvalitet for fisk.

Konsekvenser for habitatkvalitet

Modellsimuleringer av sammenhengen mellom vannføring og de økologisk viktige habitatvariablene totalt vanddyb, gjennomsnittlig vannhastighet og substrat er vist som egnethetsarealer i Fig. 20-23 for henholdsvis stasjonene Gaustå bru (5D + 6E), Svadde (10E), Gjelet (12E) og Meland (13E). Figurene gir et uttrykk for modellerte endringer i habitatkvalitet for ørret om sommeren med varierende vannføring opp til $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. For alle stasjonene gir disse et mye mer nyansert bilde av habitatforholdene enn de enkle simuleringene av totalt vanddekket areal (over).

På stasjon Gjelet var det vanskelig å gjennomføre hydrauliske modellberegninger for å simulere habitattilbud på de mest rasktflytende og turbulente partiene (Harby et al. 1998). De kompliserte strømningsforholdene på stasjonen var også vanskelige å måle inn. Gjelet har høy gradient, er den eneste stria, storsteina stasjonen med sterkt varierende mikromosaikk i habitatforhold, og ble valgt spesielt ut i fra fiskebiologiske vurderinger. Samlet innebærer dette at modellsimuleringene er usikre på høye gradienter med grovt substrat i Måna. Dette er imidlertid også en mer sjeldent forekommende habitattype på de nedre deler av elva.

Generelt viser modellsimuleringene at de forskjellige habitatvariablene påvirkes ulikt av endringer i vannføring. Egnethet med hensyn til substrat er mest rettet og stabil, særlig på høyere vannføringer. Substrategnethet endrer seg betydelig ved lavere vannføringer opp til $2 - 3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, men påvirkes mindre og stort sett proporsjonalt av endringer i vannføring over ca. $3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Fig. 20-23). Dette er det samme på alle stasjoner, og reflekterer de forholdsvis ensartede substratforholdene over tverrsnittene på de modellerte stasjonene i Måna. Substratforholdene kommenteres derfor ikke i detalj. For de to andre variablene, vanddyb og vannhastighet, er det derimot betydelige og ulike endringer avhengig av vannføring og morfologi på stasjonene.

Stasjon Gaustå bru

Stasjon Gaustå er arealmessig klart den største av de modellerte stasjonene. Den har et relativt smalt vanddekket tverrsnitt på lavere vannføringer, mens selve elveleiet er bredt. Stasjonen har relativt lav gradient og varierer mellom blankstryk på grensen til kulp, og grunnere stryk.

Areal med gunstig dybdehabitat om sommeren øker omtrent proporsjonalt med økende vannføring opp til $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, dvs. innenfor det modellerte variasjonsområdet (Fig. 20). Dette er knyttet til at økt vannføring gir jevnt større tilbud av prefererte dypområder, særlig for større ørret. Areal med 'nøytralt' dybdehabitat, dvs. dybder som ørreten bruker omtrent i forhold til tilbud, øker derimot relativt raskere opp til $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, for deretter å øke proporsjonalt med vannføring omtrent på samme måte som gunstig dybdehabitat. Den raskere økningen i 'nøytrale' dybdearealer på lavere vannføringer, skyldes at en del grunne partier (på restvannføring) blir raskt dypere ved beskjedne økninger i vannføring. Ugunstige dybdearealer øker relativt mye ved lave vannføringer opp til $3\text{-}4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, for deretter å flate ut. Dette skyldes at forholdsvis store arealer i elveleiet ved Gaustå som er tørrlagte ved restvannføringer, settes under vann ved $3\text{-}4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Arealer med gunstige og nøytralt habitat mht. midlere vannhastigheter øker raskt, og raskere enn for dyp, opp til $3\text{-}4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, for deretter å flate ut og avta ved høyere vannføringer ($> 4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for gunstige og $> 6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ for nøytrale). Mindre egnede midlere vannhastigheter ved større vannføringer, skyldes at hastighetene blir høye i forhold til ørretens preferanser. Dette vil fisken kompensere ved å søke lavere hastigheter ned mot bunn og inn mot elvebreddene.

Samlet sett på stasjon Gaustå bru vil økt vannføring opp til ca. $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ relativt raskt gi mer og bedre dybdehabitat, og økt vannføring opp til $3\text{-}4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ gir bedre habitat også mht. vannhastigheter. Ved fortsatt økt vannføring, øker dybdehabitat for ørret fortsatt, men mindre fort og omtrent proporsjonalt med vannføring. En fortsatt økt vannføring vil særlig favorisere større ørret. Derimot avtar arealer med godt egnede midlere vannhastigheter med økende vannføringer, i.e. vannhastighetene blir relativt høye. På den annen side innebærer dette en konkurransefordel i forhold til ørekyte. Egnethet av substrat øker noe ved de laveste vannføringene opp til ca. $3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, men har relativt mindre betydning enn dyp og vannhastigheter. En økning av sommervannføringen fra nåværende restvannføring og opp til ca. $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ vil derfor gi en relativt sett stor gevinst mht. sommerhabitat for ørret på strekninger av Måna som har en morfologi lik Gaustå bru.

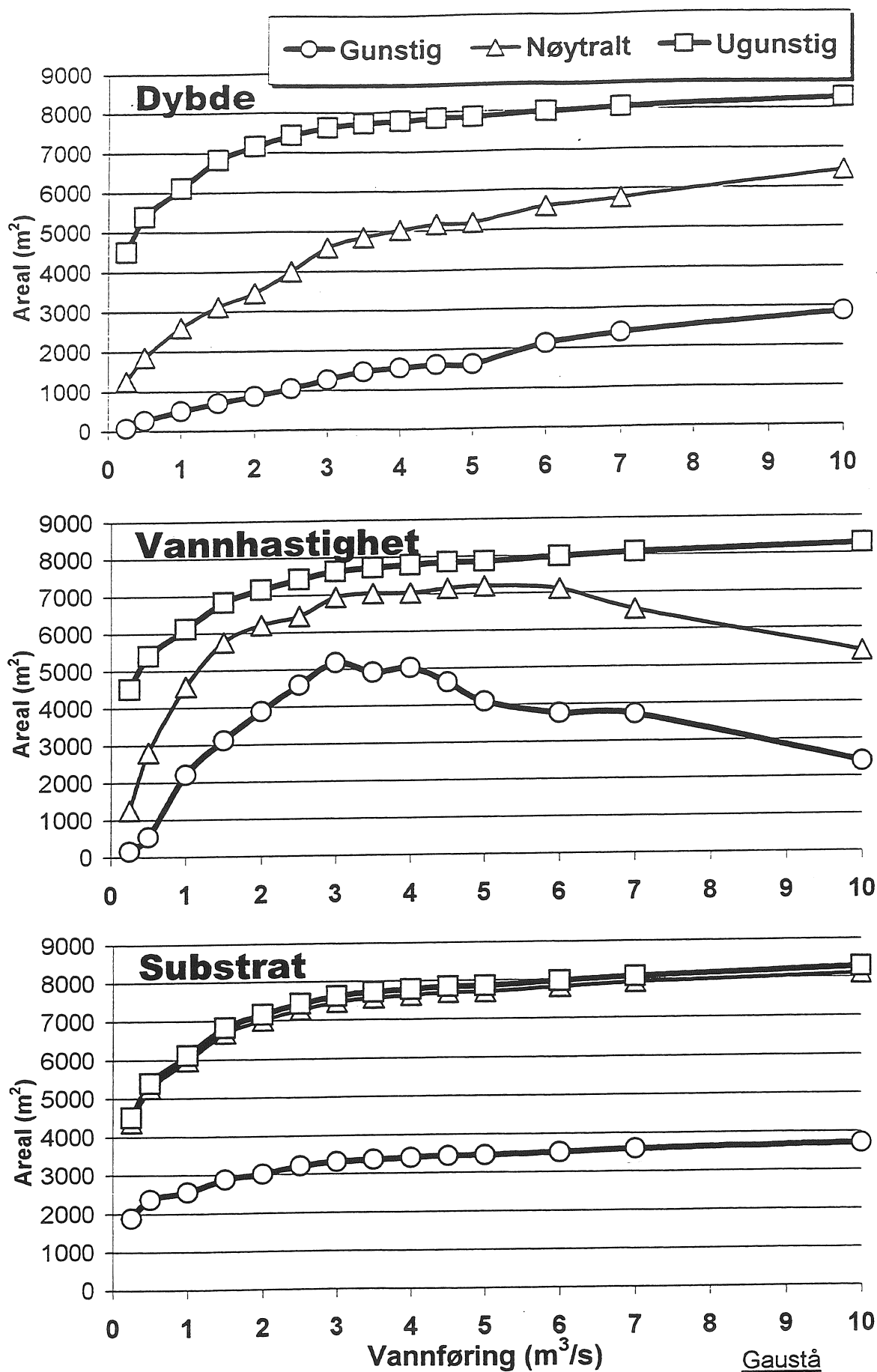


Fig. 20. Habitat-hydraulisk modellering av totalt areal (m²) gunstig, nøytralt og ugunstig habitat mht. variablene vanddyb, midlere vannhastigheter og substrat på Gaustå bru (fra Harby et al. 2000).

Stasjon Svadde

Stasjonen er bred og grunn, og består av er svak (blank)stryk nedstrøms fra en terskel. Blankstryken er oppbrutt av større stein og blokk. For fisk er habitatmosaikken på stasjonen relativt grovkornet og ensartet. Dette gjenspeiles i de modellerte endringer i habitatforholdene som er relativt entydig dynamiske i forhold til endringer i vannføring (Fig. 21). Stasjonen er også relativt lett å modellere hydraulisk. For alle simulerte habitatvariable er det raske endringer opp til ca. $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Da er sannsynligvis elveleiet fylt. Deretter er endringene mindre, men fremdeles relativt jevne og entydige.

Nøytralt dyp viser en tilnærmet proporsjonal økning med vannføring innenfor det simulerte intervallet (Fig. 21). Ugunstig dybdehabitat avtar raskt opp til ca. $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, deretter flater det ut. Dette skyldes av en større del av elveleiet settes under vann inntil det er fylt. Bare små effekter av økende vannføring på gunstig dyp inntil $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ forklares ved at elvebunnen er jevn og stasjonen bred og dermed grunn. Det skal større vannføringer til for å gi stasjonene større dypområder. Gunstige vannhastigheter øker raskt med vannføring opp til ca. $3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ hvor det kulminerer pga. noe høye hastigheter. Både det nøytrale og ugunstige vannhastighetsområdet fortsetter imidlertid å øke relativt raskt med vannføring opp til $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Deretter blir økningen betydelig langsommere, og flater helt ut for nøytrale hastigheter, mens de ugunstige hastighetsarealer fortsetter å øke svakt også opp til $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Modelleringen for substrat indikerer også raske endringer opp til ca. $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, mest for nøytralt og ugunstig substrat, mens det rimeligvis bare er små endringer etter at elveleiet er fylt ved vannføringer større enn $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Ørekyte kan bli en viktig konkurrent til ørret på denne type stasjon på lave vannføringer, fordi elva da er bred med store grunne arealer, og sakteflytende, slik modelleringen viser (Fig. 21). Det er en betydelig gevinst i habitatkvaliteten for ørret opp til ca. $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Ørekyte kan bli en viktig konkurrent på denne type stasjon på lave vannføringer, fordi elva da er bred med store grunne arealer, og sakteflytende. Også ved høyere vannføringer vil det være en gevinst på denne type stasjon pga. betydelig økende nøytralt dyp og relativt sett noe mindre økning i ugunstig hastighetshabitat. Økningen er imidlertid betydelig mindre når vannføringen går over $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

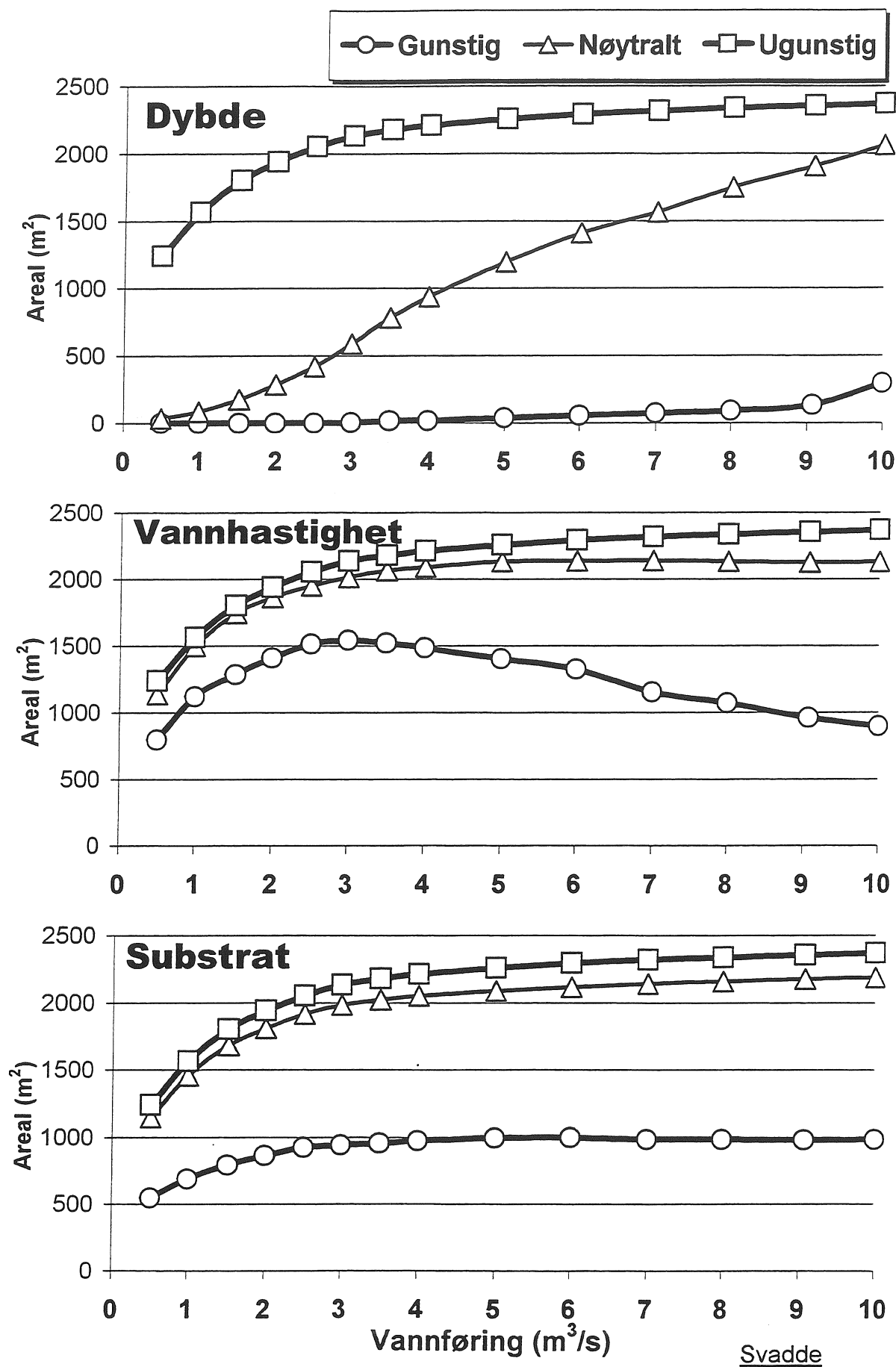


Fig. 21. Habitat-hydraulisk modellering av totalt areal (m²) gunstig, nøytralt og ugunstig habitat mht. variablene vandedyp, midlere vannhastigheter og substrat på Svadde (fra Harby et al. 2000).

Stasjon Gjelet

På den strie stasjonen Gjelet er det en nesten proporsjonal sammenheng mellom areal gunstig og nøytralt dybdehabitat og vannføring innenfor det modellerte vannføringsintervallet (Fig. 22). Årsaken er at det smale tverrsnittet på stasjonen gir betydelig mer med dypere områder ved større vannføringer. Nøytralt dybdehabitat har likevel en noe raskere økning opp til ca. $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Likeledes øker ugunstig areal relativt raskt opp til ca. $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, når tørrlagte strandområder settes under grunt vann. Deretter flater økningen ut og er relativt liten. Midlere vannhastigheter viser derimot et ganske annet bilde. Gode hastighetshabitater øker raskt opp til $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, flater ut og avtar ved høyere vannføringer. Denne følsomheten for større vannføringer skyldes at stasjonen i utgangspunktet har en høy gradient og et smalt tverrsnitt. Det er derfor lite nødvendig å ta hensyn til konkurranse med ørekyte, som neppe vil etablere seg på denne type elv uansett hastigheter. Substratets egnethet påvirkes liksom på Gaustå relativt sett mindre av vannføringen, men med noe større endringer opp til $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Fig. 22)

Egnethet mht. vanddyb og vannhastighet har derfor nokså forskjellig forløp på denne type stasjon i Måna. Vannhastighetene bli ugunstige over $2\text{-}3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, mens dybdehabitat fortsatt blir betydelig bedre ved økende vannføringer. Pga. den svært oppbrutte topografien på stasjonen, er mikromosaikken i habitat viktigere enn de gjennomsnittsforhold som kan simuleres hydraulisk. Dette innebærer at det sannsynligvis vil være dybde- og hastighetsrefugier innenfor det simulerte vannføringsintervallet, men som i liten grad gjenspeiles i simuleringene (Fig. 21). Det er derfor grunn til å være mer forsiktig i vurderingen av resultatene fra modellsimuleringene på denne stasjonen. Det knytter seg også usikkerhet til de hydrauliske simuleringene. Ørekyte vil neppe bli en viktig konkurrent på denne type elv, uansett vannføring.

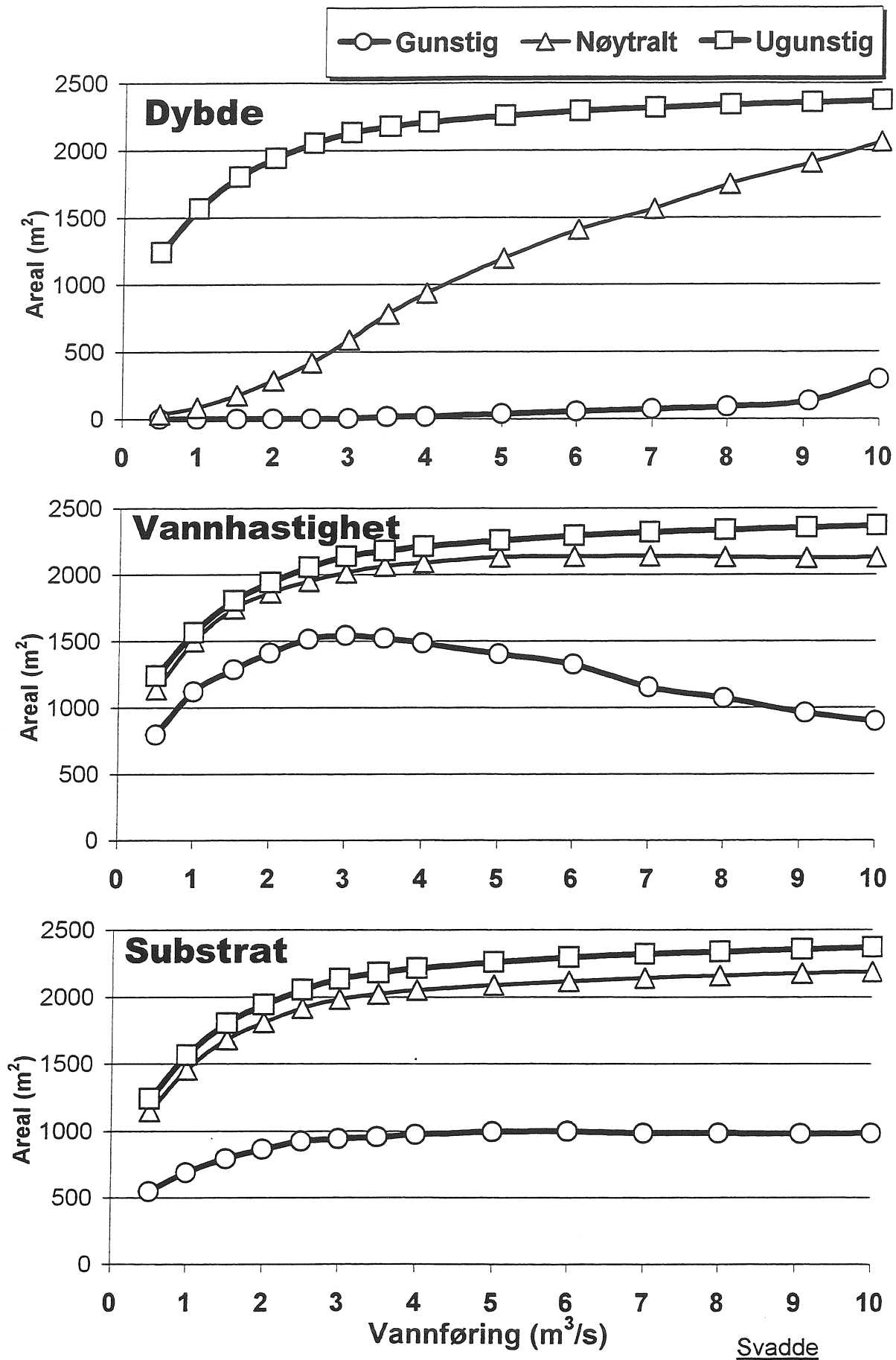


Fig. 21. Habitat-hydraulisk modellering av totalt areal (m²) gunstig, nøytralt og ugunstig habitat mht. variablene vanndyp, midlere vannhastigheter og substrat på Svadne (fra Harby et al. 2000).

Stasjon Gjelet

På den strie stasjonen Gjelet er det en nesten proporsjonal sammenheng mellom areal gunstig og nøytralt dybdehabitat og vannføring innenfor det modellerte vannføringsintervallet (Fig. 22). Årsaken er at det smale tverrsnittet på stasjonen gir betydelig mer med dypere områder ved større vannføringer. Nøytralt dybdehabitat har likevel en noe raskere økning opp til ca. $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Likeledes øker ugunstig areal relativt raskt opp til ca. $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, når tørrlagte strandområder settes under grunt vann. Deretter flater økningen ut og er relativt liten. Midlere vannhastigheter viser derimot et ganske annet bilde. Gode hastighetshabitater øker raskt opp til $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, flater ut og avtar ved høyere vannføringer. Denne følsomheten for større vannføringer skyldes at stasjonen i utgangspunktet har en høy gradient og et smalt tverrsnitt. Det er derfor lite nødvendig å ta hensyn til konkurranse med ørekyte, som neppe vil etablere seg på denne type elv uansett hastigheter. Substratets egnethet påvirkes liksom på Gaustå relativt sett mindre av vannføringen, men med noe større endringer opp til $2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Fig. 22)

Egnethet mht. vanddyb og vannhastighet har derfor nokså forskjellig forløp på denne type stasjon i Måna. Vannhastighetene bli ugunstige over $2\text{-}3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, mens dybdehabitat fortsatt blir betydelig bedre ved økende vannføringer. Pga. den svært oppbrutte topografien på stasjonen, er mikromosaikken i habitat viktigere enn de gjennomsnittsforhold som kan simuleres hydraulisk. Dette innebærer at det sannsynligvis vil være dybde- og hastighetsrefugier innenfor det simulerte vannføringsintervallet, men som i liten grad gjenspeiles i simuleringene (Fig. 21). Det er derfor grunn til å være mer forsiktig i vurderingen av resultatene fra modellsimuleringene på denne stasjonen. Det knytter seg også usikkerhet til de hydrauliske simuleringene. Ørekyte vil neppe bli en viktig konkurrent på denne type elv, uansett vannføring.

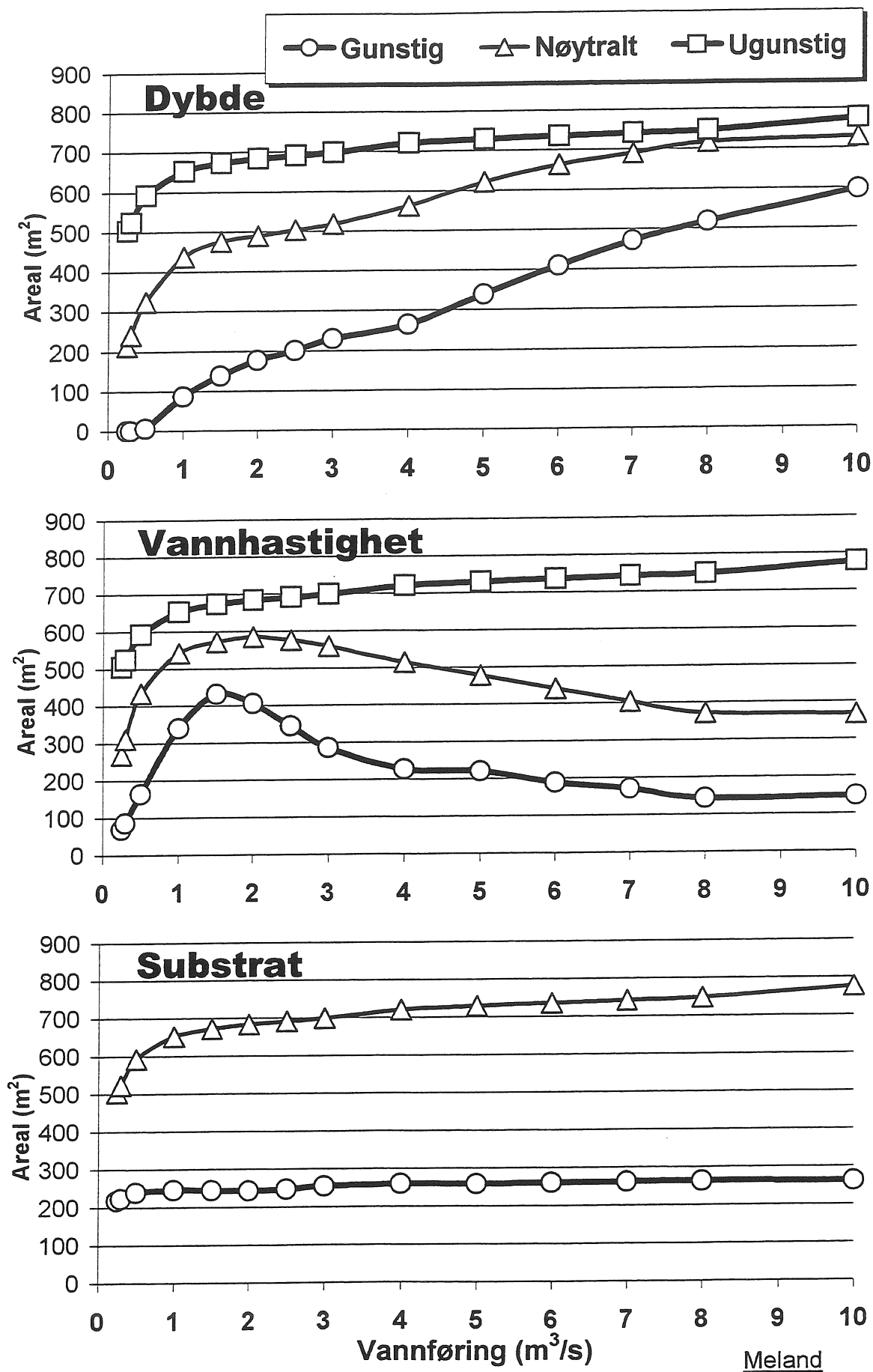


Fig. 23. Habitat-hydraulisk modellering av totalt areal (m²) gunstig, nøytralt og ugunstig habitat mht. variablene vanddyb, midlere vannhastigheter og substrat på Meland (fra Harby et al. 2000).

KONKLUSJONER OG TILTAK

Habitatbruken til ørret om sommeren i Måna ligger innenfor variasjonsområdet som er funnet i andre undersøkelser (Heggenes 1989). Observasjoner av ørret er imidlertid i hovedsak gjort på restvannføring i Måna, dvs. lave vannføringer, og det aktuelle habitattilbudet er begrenset. Dette alene vil gi et relativt snevert bilde av habitatbruken til ørret i Måna. Ørret er i noen grad fleksibel mht. habitatbruk (e.g. Heggenes 1996, Heggenes et al. 1999). Derfor er det benyttet supplerende data, og preferanser er beregnet nokså robuste.

Ørekyte er en art som trolig er i ekspansjon i vassdraget. Arten kan konkurrere meget hardt med ørret både om habitat (Aass 1995) og næring (e.g. Lien 1981). Ørekyte er mye mindre tolerant for høyere vannhastigheter enn ørret. Dette er et viktig hensyn å ta når eventuelle tiltak i elveleiet vurderes.

De habitathydrauliske modellsimuleringene er gjort på en relativt stor romlig skala (Harby et al. 1998), og betydelig større enn data for ørretens habitatbruk. Dette gir mindre modellfølsomhet for lokale endringer i habitatforholdene, for eksempel mikromosaikker på mer høygradient elvepartier.

Modellsimuleringene viser at større sommervannføringer utover dagens nivå, gir betydelig gevinst mht. habitatforholdene. Gevinsten er særlig stor på de laveste vannføringene, 2 – 4 m³s⁻¹. Simuleringene viser også at det er forskjell mellom stasjonene. Dette betyr også at for en gitt vannføring, kan tiltak i elveleiet gi betydelig forbedring i habitatforholdene.

Viktige tiltak, særlig for å bedre habitatforholdene for større ørret, vil være å konsentrere vannstrømmen for å gi mer dypområder og høyere vannhastigheter. Denne type habitat er det relativt lite av i Måna i dag. Dette vil også være en fordel i konkurranse med ørekyte. Bygging av grunne terskler og/eller strømdeflektorer for å holde et vannspeil, frarådes. Det er betydelig med grunnområder i Måna i dag, og disse er neppe noen flaskehals for fisken. Disse områdene fungerer som viktige rekrutteringsområder for ørret i dag (Heggenes et al., in prep.), men er også potensielle rekrutterings- og furasjeringsområder for ørekyte, særlig dersom vannhastighetene reduseres. Ørekyte forekommer i dag sparsomt i Måna. Viktige årsaker til det, kan være at arten fremdeles er i en ekspansjons- og koloniseringsfase, men også at Måna er relativt kald, har lite fint substrat, og har tidvis korte, men svært høye vannføringer. Måna har dermed relativt lite av grunnområder med stabilt finsubstrat og varmere vann (Garner et al. 1998). Ørekyte forekommer imidlertid i stort antall i det

nordlige sideløpet i delta ut mot Tinnsjø, hvor vannet varmes raskere opp, er tilnærmet stillestående, og med mye finsubstrat og tildels vegetasjon.

Når habitatforhold vurderes isolert, er sommerhabitat trolig i sterkere grad en begrensende faktor i Måna enn vinterhabitat, pga. de svært lave restvannføringerne. Vinteren er ofte en flaskehals for laksefisk i elver under våre mer ekstreme klimaforhold (Heggenes et al. 1993), men substratforholdene i Måna er generelt gunstige mht. vinterskjul, og restvannføringen i dag trolig omtrent den samme som om sommeren. En relativt lav minstevannføring om vinteren, forsøksvis $1 \pm 0.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, vil trolig være tilstrekkelig i Måna.

Temperaturforholdene i Måna er av spesiell interesse. Dette vil bli vurdert mer i detalj i andre rapporter (Heggenes et al. in prep). Temperatur bestemmer fiskens atferd, habitatpreferanser og næringstilgang. Lav temperatur (under ca. 8°C) i kombinasjon med høy vannføring er særlig uheldig. Særlig vil dette gjelde om våren, når fiskens kondisjon er svært lav etter vinteren (Cunjak 1988; stort energibehov, ugunstig habitatforhold og redusert mulighet for og evne til å ta til seg næring). Økt vannføring tidlig på våren i Måna, vil forlenge perioden med lav vanntemperatur. Tilsvarende kan større vannføring om høsten forlenge perioden med høy temperatur (veksts sesongen). Det bør derfor, i tillegg til å se på habitatforholdene, vurderes er fleksibelt og temperaturinfluert minstevannføringsregime i Måna, med relativt lavere vannføringer om våren og høyere i en periode utover ettersommeren/høsten. Dette vil gi raskere temperaturøkning og lengre sommersesong i elva, og sannsynligvis høyere næringsopptak og vekst. Disse forhold må veies mot habitat som blir mer variabelt både kvalitativt og kvantitativt, mot eventuelle tiltak i elveleiet, og mot potensiell konkurranse med ørekyte.

LITTERATUR

- Bachman, R.A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 1-32.
- Bovee, K.D. 1995. *A comprehensive overview of the Instream Flow Incremental Methodology*. National Biological Service, Fort Collins, CO, USA.
- Cunjak, R.A. 1988. Physiological consequences of overwintering in streams. The cost of acclimatization? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 443-452.

- LeCren, E.D. 1965. Some factors regulating the size of populations of freshwater fish. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretischen und angewandte Limnologie* 13, 88-105.
- Lien, L. 1981. Biology of the minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Øvre Heimdalsvatn, Norway. *Holarctic Ecology* 4, 191-200.
- Laboratorium for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske 1994. Arbeidsprogram for fiskeribiologiske undersøkelser i Måna. Notat, Laboratorium for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, 12 s.
- Padmore, C.L., M.D. Newson & Charlton, E. 1997. Instream habitat in gravel-bed rivers: Identification and characterization of biotopes. I: Gravel-bed rivers in the environment. *Proceedings of the 4th International Gravel Bed Rivers Conference*, Oregon State University Press.
- Roussel, J.M. & Bardonnnet, A. 1996. Changements d'habitat de la truite (*Salmo trutta*) et du chabot (*Cottus gobio*) au cours du nyctémère. Approches multivariées a différentes échelles spatiales. *Cybiurn* 20 (3) suppl., 43-53.
- SAS 1987. *SAS/STAT guide for personal computers Version 6*. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina.
- Scruton, D.A., Heggenes, J., Valentin, S. Harby, A. & Bakken, T.H. 1998. Field sampling design and spatial scale in habitat-hydraulic modelling: comparison of three models. *Fisheries Management and Ecology* 5, 225-240.
- Sokal, R.R & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*. W.H Freeman and Company, New York, 887 s.
- Øst Telemarkens Brukseierforening (ØTB) 199?. Kraftverkene i Øst-Telemark, Skotfoss og Skien. Notat, Øst Telemarkens Brukseierforening (ØTB), Notodden.
- Aass, H.C. 1995. Abiotisk habitatsegregering mellom ørret (*Salmo trutta*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) i rennede vann. Cand. scient.oppgave i zoologi, Universitetet i Oslo, Oslo, 62 s.

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

1970

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

1971

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

1972

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

1973

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

16. Skjønn - Ytterligere regulering av Nesvatn. Fiske.

1974

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

1975

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

1976

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

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

1983

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

1984

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

1985

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

1986

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

1994

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

1995

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

1996

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

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

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

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

1997

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

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

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

169. Habitatbruk hos røye i Limingen.

1998

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

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

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

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

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

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

176. Dybdefordeling og biomasse av fisk i Rømsjøen og Aspørn

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

178. Effekt av hurtige vannstandsvariasjoner på fisk i nordre Øyern: Pendlingsforsøk høsten 1998.

179. Fiskesamfunnet i Østensjøvannet, Oslo kommune: Artssammensetning, dominans og vurdering av begrensede faktorer.

180. Tiltak etter flom i Nord-Norske vassdrag. Fiskeundersøkelser i Lakselva, Eibyelva og Reisaelva i Finnmark og Troms.

181. Undersøkelser av gyteplasser og gytebestander til storørret og laks i Telemark 1997

182. Utbredelse og bestandsstatus for elveperlemusling i Øvre Tinnelva, Notodden i Telemark, 1998

1999

183. Summer habitat selection by sympatric Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr and brown trout (*S. trutta*) in streams in South West England 1996-1997

184. Fiskebestanden i Brusdalsvatnet i Ålesund og Skodje kommuner: Produksjonsforhold, rekruttering og forvaltning

185. Tetthet og vekst hos laks- og ørretunger i Surna og sidebekker i 1998

186. Oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og Ågårdselva, Østfold

187. Røyeutfisking og ørretutsetting i Silsetvann, Romsdalshalvøya.

188. Grunnvannstilførsler til Steinkjervassdragene som mulig årsak til overlevelse av laksunger ved rotenonbehandling.

189. Etterundersøkelser i Pikerfoss i Numedalslågen, Buskerud. Fiskesamfunn, dominans og effekt av regulering.

190. Vurdering av verneverdi av bunndyr, amfibier og fisk i elvenære dammer i Ringebu kommune, Oppland.

191. Habitatvalg til laksunger (*Salmo salar*) og ørret (*Salmo trutta*) i Stjørdalselva ved Gudå, Nord-Trøndelag, og modellerte konsekvenser ved lav temperatur.

2000

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

193. Sommerhabitatvalg til ørret i Måna, Telemark, og modellerte konsekvenser av ulike vannføringer.

