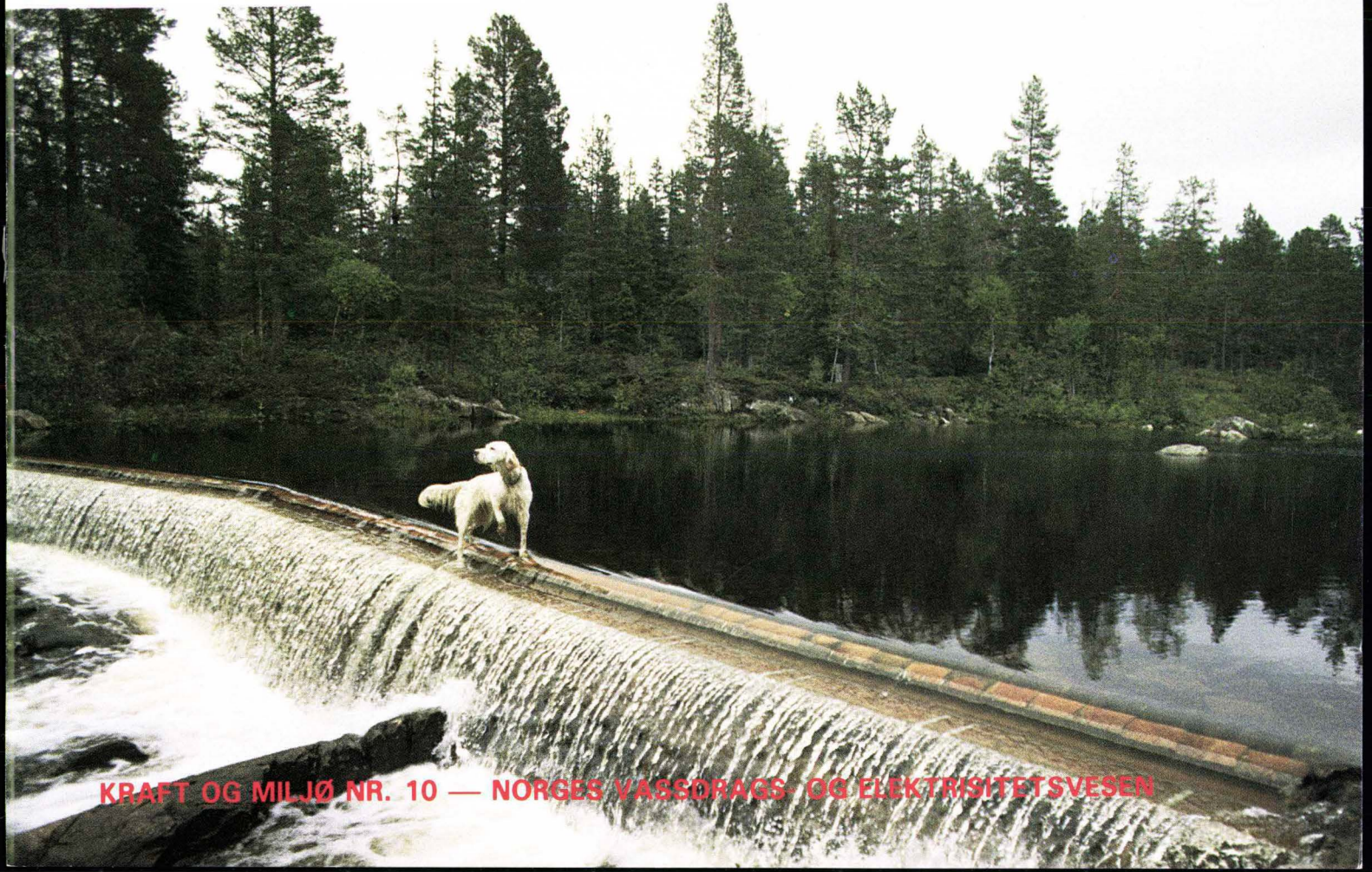
PÅL MELLQUIST

LIV I REGULERTE ELVER



KRAFT OG MILJØ NR. 10 — NORGES VASSDRAGS- OG ELEKTRISITETSVESEN

Til leseren

Den første publikasjonen i Kraft og Miljø-serien har tittelen «LIV I REGULERTE VASSDRAG». Den kom ut i 1970 og omhandlet i det vesentlige det vitenskapelige kunnskapsgrunnlaget en da hadde om forhold i regulerte innsjøer.

Siden den gang har forskning øket kunnskapen vesentlig — særlig gjelder det forholdene i rennende vann. I vårt land står «Terskelprosjektet» sentralt i denne sammenheng. Vi finner det derfor naturlig, og som litt av en milepel, når vi kan publisere sluttrapporten fra prosjektet som nr. 10 i Kraft og Miljø-serien under tittelen «LIV I REGULERTE ELVER».

Forfatteren, Pål Mellquist, har også vært prosjektleder for Terskelprosjektet. Natur- og landskapsavdelingen har også planer om en ny publikasjon om «Liv i regulerte sjøer» basert på det vi nå vet om disse forhold.

Publikasjonen i serien «Kraft og Miljø» kommer ut i regi av Vassdragsdirektoratets Natur- og landskapsavdeling med ujevne mellomrom.

Desember 1984
Hans Sperstad

Knut Ove Hillestad

KRAFT OG MILJØ NR. 10

PÅL MELLQUIST

LIV I REGULERTE ELVER

Terskelprosjektet

LIFE IN REGULATED STREAMS
The weir project

NVE — NATUR- OG LANDSKAPSAVDELINGEN — OSLO 1985
ISSN 03334732

INNHOLD

1 INNLEDNING 5
2 TERSKELPROSJEKTET 8
3 FYSISKE OG KJEMISKE MILJØ-FAKTORER 10
Vannføring, vannhastighet og temperatur 11
Vannkjemi 15
Energistrømmen gjennom et terskelbasseng 16
4 BUNNDYR 21
5 DRIV 30
6 FISK 34
Ernæring 34
Vekst 36
Bestandstetthet 40
Vandringer 43
Dødelighet hos villfisk 46
Dødelighet hos utsatt, oppdrettet ørret 48
Konkurranse mellom arter og aldersgrupper innen samme art 49
Sportsfiske i regulerte elver 51
7 FUGL 58
8 SAMMENDRAG 59
SUMMARY 62
9 INFORMASJONSRAPPORTENE FRA TERSKELPROSJEKTET 111
10 FORKLARING AV FAGUTTRYKK 113
11 LITTERATUR MED TILKNYTNING TIL TERSKELPROSJEKTET (REFERENCES) 115

«Noe av det beste fisket skjer ikke i vannet, men i litteraturen».

Alfred W. Miller

«Some of the best fishing doesn't occur in water, but in literature».

Alfred W. Miller

FORORD

Denne publikasjon markerer den formelle slutt på prosjektet «Undersøkelse av tersklers innvirkning på biologiske forhold i regulerte elver», eller «TERSKELPROSJEKTET» som det har hett i dagligtale. Materialet, som er innsamlet og bearbeidet i perioden 1973—1983, er publisert i 25 delrapporter, 5 hovedfagsoppgaver ved universitetet i Bergen og en rekke artikler i norske og utenlandske tidsskrifter. Dette, sammen med endel data som er under forberedelse for publisering, danner grunnlaget for denne sluttrapport som trekker opp hovedlinjene og de viktigste konklusjonene i Terskelprosjektet.

Selv om prosjektet er avsluttet, vil det store materialet som er innsamlet ventelig bli bearbeidet i mange sammenhenger i årene fremover. Serien «Informasjon fra Terskelprosjektet» vil derfor fortsette så lenge det er grunnlag for å publisere resultater innenfor prosjektets faglige ramme.

Terskelprosjektet kom igang etter initiativ fra Natur- og landskapsavdelingen i Vassdragsdirektoratet, men hadde neppe vært gjennomførbart uten en helhjertet innsats fra alle som på en eller annen måte har bidratt gjennom disse 10 årene. Det ble ved en anledning hevdet at om ikke noe annet kom ut av Terskelprosjektet, så var iallfall den tverrfaglige samarbeidsform og kontakt over institusjonsgrensene et godt resultat i seg selv.

Siden mesteparten av det materialet som fremstil-

les her er offentliggjort etter hvert og tildels også er brukt i undervisningen ved flere læresteder, vil enkeltresultater og problemstillinger allerede være kjent for mange. Mye av det som for 10—12 år siden kun var hypoteser og antakelser om virkninger av inngrep i rennende vanns økosystemer, er i dag konkret viten. Med fare for å virke selvgode vil vi våge å påstå at Terskelprosjektet har bidratt vesentlig til den økende interessen for rennende vann blant norske biologer og med kompetanseoppbyggingen og kunnskapsinnhenting på denne sektor.

Valg av fremstillingsform er alltid vanskelig og gjenstand for diskusjon, — så også i styringsgruppen for Terskelprosjektet. Vi har lagt vekt på at sluttrapporten skal kunne leses med utbytte av personer som ikke er fagfolk og kanskje også inspirere noen til å trenge dypere inn i stoffet. Oppbyggingen i en logisk rekkefølge har gjort at de fleste grunnlagsrapportene har blitt kuttet opp og benyttet på flere steder i sluttrapporten. Dette skulle normalt tilsi utstrakt bruk av referanser, men vi har sløyfet dette så langt det er mulig for ikke å gjøre teksten for uoversiktlig.

Litt generell økologisk teori er flettet inn i teksten noen steder for å binde sammen trådene for den ikke fagkyndige leser. Faguttrykk er forsøkt erstattet med vanlige norske uttrykk der dette er mulig uten å endre mening eller presisjonsnivå. De faguttrykk vi ikke har kommet utenom, er forklart i teksten og i definisjonslisten bak i rapporten. Kapitlet om sportsfisket i regulerte elver er med hensikt gjort noe omfattende, fordi man ønsket å få frem endel data som ennå ikke er publisert i informasjonsserien.

Sluttrapporten er ført i pennen av prosjektets leder, cand.real. Pål Mellquist i samarbeid med styringsgruppen. For at det ikke skal være noen tvil om hvem som er forfattere av de enkelte delrapporter, er rapportene ført opp i en egen liste. Disses forfattere og medarbeidere i Terskelprosjektet har sin selvfølgelige del av æren for sluttresultatet. Sist, men ikke minst, må Vassdragsdirektoratets kontorpersonale gjennom disse årene berømmes, — Sissel Smedal, Lisbeth Bakken, Eva Klausen og Else Ellefsrud. Uten dem hadde vi nok fortsatt hakket på skrivemaskinene med såre pekefingre! Linda Sivesind har oversatt til engelsk og Herman Svarva har hatt ansvaret for lay-out.

Oslo, Bergen, Trondheim, Ås
Desember 1984

Øystein Aars, Per Aass, Reidar Borgstrøm,
Tor B. Gunnerød,
Knut Ove Hillestad, Roald Larsen, Petter Larsson,
Albert Lillehammer og Pål Mellquist

1 INNLEDNING

En følge av nesten alle former for vassdragsreguleringer er at kortere eller lengre strekninger av elver og bekker får endret vannføring. Variasjonene spenner fra økninger av vannføringen til ubetydelige reduksjoner og total tørrlegging. Dette fører i mange tilfeller til skader og ulemper for forskjellige brukere av vassdraget. Noen av ulempene for næringsvirksomhet eller ved forringelse av eiendom blir erstattet ved økonomisk oppgjør gjennom et skjønn. Almenhetens rettigheter ved f.eks. bruk av natur til rekreasjon kommer ikke i betraktning ved oppgjør av denne type. Ulike tiltak kan imidlertid pålegges regulanten for å redusere skader og ulemper for almenheten.

Siden midten av 1960-årene har det vært vanlig å bygge små lave dammer, (terskler), på tvers av elveleiene. Det blir derved opprettholdt en tilnærmet konstant vannstand i terskelbassengene selv om tilsiget er minimalt, (foto 2 og 3). Selve terskelkonstruksjonen består enten av betong, stein og grus eller treverk, (foto 4—11). Normalt er tersklene ganske lave, de aller fleste under 2 m på det høyeste, og vannet strømmer fritt over hele kronen uten luker eller reguleringsinnretninger av noe slag. Terskler av stein og grus blir gjerne bygget opp på bestemte måter for å sikre stabiliteten og for å redusere lekkasje gjennom konstruksjonen. De minste tersklene er ikke stort mer enn plomberinger av

sprekker i en naturlig fjellterskel, mens de største kan være betydelige byggverk som i pris og utførelse er større enn små dammer ved enkelte reguleringsmagasiner. Den hittil dyreste enkeltterskel kostet 1,7 millioner kroner (1978). Også tidligere ble det flere steder i landet bygget terskellignende konstruksjoner både i regulerte og uregulerte elver. Som regel var dette av hensyn til fløtning, utøvelsen av sportsfisket eller for å hindre erosjon i elveleiene.

Det er flere årsaker til at det i dag bygges terskler. Utseende kan ofte være grunn nok alene. Viktig er hensynet til fisk og utøvelsen av fisket. I tillegg kommer ønsket om å holde et vannvolum i elvefaret for vanning av jord eller buskap, vann til brannslukking, badekulper, skøytebaner og som gjerde for buskap m.v. Avhengig av jordbunnens beskaffenhet og topografi er det mange steder klare sammenhenger mellom vannstanden i elven og hvor høyt grunnvannet står i terrenget i nærheten. En viss vannstand i elvefaret er slike steder nødvendig for å unngå en for stor senkning av grunnvannstanden, med de konsekvenser dette kan få for jordbruk, brønner osv. Dette forhold kan være betydningsfullt i lavtliggende områder nær elvebreddene, men virkningen reduseres raskt med avstanden fra elvekanten.

Det er nå bygget eller planlagt bygget ca. 6—700 terskler i Norge i forbindelse med vassdragsreguleringer. For en bredere omtale av terskler henvises til Hillestad (1982) og Mellquist (1975).

Det er selvfølgelig ikke mulig både å redusere vann-føringen vesentlig i en elv og samtidig beholde den situasjon man hadde tidligere. En regulert elv vil aldri bli slik den var, uansett hvilke tiltak vi måtte sette inn.

Målet må derfor være å redusere skader og ulemper mest mulig ved å etablere et «nytt» vassdrag der regulering er vedtatt. Slipping av minstevannføring, terskelbygging og utsetting av fisk er de tradisjonelle virkemidlene. Utradisjonelle løsninger som i en vid sammenheng kan kalles «biotopjusteringer», vil ventelig komme sterkere inn i de nærmeste årene. Utgangspunktet for et slikt arbeid må være en erkjennelse av at intet vassdrag er uforanderlig, men er et dynamisk system som til enhver tid gjennomgår større og mindre endringer enten det foretas inngrep eller ikke.

Reduksjon av vannføringen vil i seg selv endre forholdene i og omkring et vassdrag, og den eksisterende balanse mellom plante- og dyrearter som hører til i dette miljøet, kan forrykkes. Ved beskjedne endringer er det vanskelig å registrere forandringene som vannføringsreduksjonene forårsaker. Ved større endringer er virkninger som regel ganske åpenbare og vises forholdsvis raskt.

Svært ofte er det nødvendig med målinger over flere år for å kartlegge varige endringer. Dette skyldes at økosystemene er ustabile en tid etter inngrepene, og at de naturlige variasjoner i plante- og dyrebestander også er store fra år til annet.

Terskler og terskelbasseng er i prinsippet ikke forskjellig fra de naturlige grunner, stryk, fossenakker og stille partier som finnes i de fleste elver. Men det ligger i disse landskapselementer at vannhastigheten vil reduseres ytterligere i tillegg til den reduksjon man får ved minsket vannføring. Man kan derfor vente en endring i miljøforholdene i en retning som karakteriserer mindre, grunne sjøer med hurtig vanngjennomstrømning.

Den «nye» likevekten som etableres, kan ut fra et økologisk synspunkt være like funksjonell og interessant som den tidligere. Men det er ikke sikkert at det er den gunstigste ut fra våre ønsker for vassdraget. Man vil derfor ofte med tiltak forsøke å påvirke utviklingen i en bestemt retning i et regulert vassdrag. For å bruke virkemidlene riktig, må man kjenne til hvorledes de viktigste komponentene i økosystemet reagerer på forskjellige typer påvirkninger.

Tilgjengelige data om reguleringers virkninger på biologiske forhold er utilstrekkelige og sprikende. Dette gjelder også fiskesektoren hvor man har de lengste tradisjoner og de mest omfattende undersøkelser. I forholdsvis nye oppsummeringer av hva vi i Norge vet om vassdragsreguleringers virkninger på fisk, går det imidlertid frem at det er meget stor variasjon i biologisk respons på inngrep. Skadene er også ofte vesentlig mindre enn tidligere antatt. (Gunnerød & Mellquist, (1979), Gunnerød (1984)).

Terskelbygging hører inn under begrepet biotopjustering. I de senere år har dette fått stadig større aktualitet. Utsetting av fisk fra oppdrettsanlegg har til nå vært den viktigste metoden for å kompensere tapt egenrekruttering i elver. Risikoen for overføring av parasitter og sykdommer og spredning av uønskede fiskearter via oppdrettsanlegg er imidlertid blitt et betydelig problem. Oppdrett av fisk for utsetting er også omdiskutert i forbindelse med spørsmål om genetiske forskjeller i fiskebestandene (elvenes stedegne stammer), og den utsatte fisks muligheter til å greie seg ved overgangen fra anlegg til elv/sjø. Det er derfor en betydelig fordel om man ved biotopjusterende tiltak kan øke den naturlige rekruttering i regulerte vassdrag.

2 TERSKELPROSJEKTET

Behandling av terskelsaker ved vassdragsreguleringer er lagt til Vassdragsdirektoratets Natur- og landskapsavdeling. Etter initiativ herfra ble det i 1972—73 tatt kontakt med enkeltpersoner ved Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk og universitetene i Oslo og Bergen. Senere ble denne kontakten formalisert og Terskelprosjektet ble startet i 1975. Driftsmidlene har kommet fra Konsesjonsavgiftsfondet og i form av egeninnsats fra de deltakende institusjoner.

Terskelprosjektets mål var å klarlegge de økologiske endringer (kjemiske, fysiske, biologiske) som finner sted i rennende vann ved terskelbygging. De data som fremkommer vil inngå i vurderingsgrunnlaget ved fremtidig konsesjonsbehandling av vassdragsreguleringssaker, ved nedlegging av gamle kraftverk og ved skjøtsel av vassdragene. Det var også ventet at resultatene ville få anvendelse i en videre sammenheng.

Prosjektledelsen har ligget i Vassdragsdirektoratets Natur- og landskapsavdeling med overingeniør, cand. real. Pål Mellquist som prosjektleder. Prosjektets faglige styringsgruppe har bestått av overingeniør, cand. real. Øystein Aars, Vassdragsdirektoratet, forsker, Fil.dr. Per Aass, DVF-Fiskeforskningen, amanuensis cand.real., Reidar Borgstrøm, Institutt for naturforvaltning NLH, forsøksleder Tor B. Gunnerød, Ph.D., DVF-Reguleringsundersøkelsene, fagsjef landskapsarkitekt Knut Ove Hillestad, Vassdragsdirektoratet, amanuensis cand.real. Roald Larsen og dosent dr.phil. Petter Larsson, Zoologisk museum, Universitetet i Bergen, og førstekonservator, dr.phil. Albert Lillehammer, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.

Innen den tids- og budsjettramme prosjektet hadde til rådighet var det ikke mulig å gjennomføre en «før-under-etter» — undersøkelse på mange steder slik man ideelt sett burde gjøre. Isteden ble man nødt til å velge en kombinasjon av vassdrag som man antok ville utfylle hverandre på forskjellig vis både mht. reguleringsgrad, omfang av terskelbygging, geografisk lokalisering osv.

Mesteparten av prosjektets ressurser ble satt inn i Eksingedalsvassdraget, NØ for Bergen. Dette området var tidligere undersøkt i forbindelse med byggingen av Evanger kraftverk, og terskler var bygget. Som supplement til undersøkelsene i Eksingedalen valgte man lokaliteter i Skibotnelva, Skjoma, Nea, Mørkedøla (Lærdalselva), Hemsil, Hallingdalselva, Numedalslågen, Glomma og Rena. Områdene er inntegnet på fig. 1, og gjengitt på foto 4—6, 10—17, 20, 24, 28—30, 32, 41 og 42.

Lokalitetene i Mørkedøla og Numedalslågen må i biologisk sammenheng nærmest karakteriseres som katastrofelokaliteter. Vannføringsreduksjonen er tilnærmet total i store deler av året, og det var

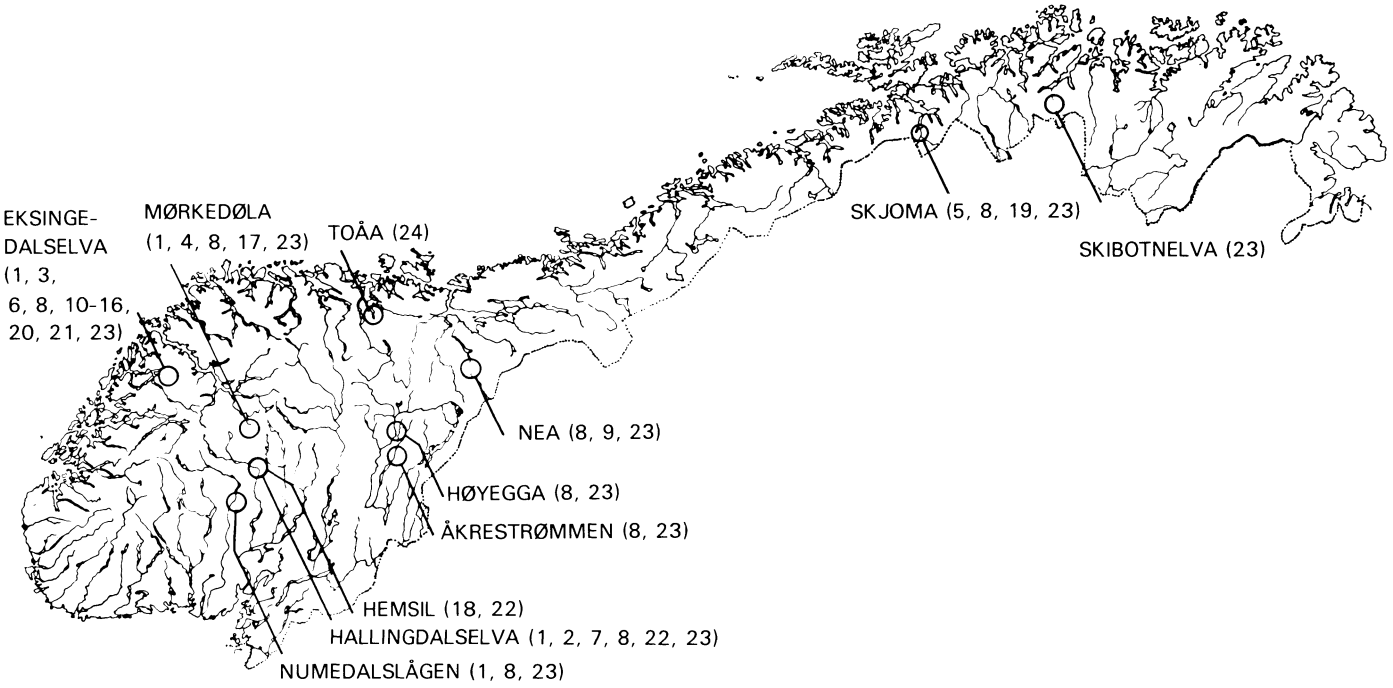


Fig. 1:
Oversikt over undersøkte lokaliteter med referanse til Informasjonsrapportene fra vedkommende lokalitet.

A diagram of the locations investigated, with reference to the Information Reports from the respective locations.

ventet at dersom tersklene i det hele tatt hadde noen effekt, så ville man få utslag under disse ekstreme forhold. Den andre ytterlighet er Hallingdalselva nedenfor Gol og Glomma/Rena der det er fastsatt forholdsvis store minstevannføringer. De andre lokalitetene befinner seg hydrologisk mellom disse ytterpunktene.

Alderen på de tersklene som er med i undersøkelsene varierte fra 1 til 22 år på det tidspunkt undersøkelsene ble foretatt.

Det er vanskelig å skille effektene av reguleringene fra effektene av tersklene uten å undersøke et stort antall lokaliteter over lange tidsrom før og etter inngrepene. Videre er det også vanskelig å skille virkningene av terskelbygging fra annen påvirkning, slik som tilførsel av næringsstoffer i form av kloakk, avrenning fra jord- og skogbruk, sur nedbør osv.

Detaljerte beskrivelser av undersøkelseslokalitetene finnes i Mellquist (1975) og i de forskjellige delrapportene, (foto 1).

3 FYSISKE OG KJEMISKE MILJØFAKTORER

Levende organismer, enten de er i vann eller på land, har spesielle krav til sitt miljø. Endringer i dette miljøet kan eller vil forandre artssammensetning og antall individer innen de enkelte arter. Innsamling, bearbeiding og tolkning av slike data er imidlertid meget tid- og ressurskrevende. I Terskelprosjektet var man derfor nødt til å konsentrere innsatsen på dette felt til én lokalitet, — Eksingedalen. Det ble foretatt analyser av de vanligste kjemiske komponenter og resultatene sammenholdt med de opplysninger som forelå fra før vassdraget ble regulert, (Bækken et al. 1981 d). Limnigrafer (vannstandsmålere) og termografer (temperaturmålere) ble satt opp for kontinuerlig registrering, (foto 18). På de andre undersøkte lokalitetene ble det mer sporadisk målt enkelte kjemiske komponenter, temperatur, vannføring og vannhastighet. Ellers har man stort sett brukt det som var tilgjengelig av data fra NVE-Hydrologisk avd., Meteorologisk institutt, fylkesmyndighetene og regulantene.

At man har gjennomført en omfattende fysisk-kjemisk analyseserie bare på ett sted, begrenser selvfølgelig den generelle anvendeligheten av dataene. Det er store regionale forskjeller i vannkvalitet som kan slå ulikt ut ved samme type inngrep.

Vannføring, vannhastighet og temperatur

Hydrologien i Eksingedalsvassdraget er illustrerende for de tilfeller hvor betydelige deler av nedbørsfeltet blir overført til et annet vassdrag og hvor det ikke er pålagt noen minstevannføring. De største endringer finner man rimeligvis i vannføring og vanntemperatur, men disse størrelser varierer også normalt mye med overordnede klimatiske variasjoner som er lite eller ikke påvirket av reguleringsinngrepene, (Utaaker 1982).

Figur 2 viser hvorledes vannføringsforholdene har endret seg på Ekse, ca. 5 km nedenfor overføringspunktet. Nedbørfeltet er redusert til ca. 25% av det opprinnelige. Som tidligere varierer vannføringen mye gjennom året, og de korte intense flomtoppene er der fremdeles fordi nedslagsfeltet bare i liten grad holder på nedbøren. Men størrelsen på flomtoppene ligger nå på et vesentlig lavere nivå, særlig vår og høst. Siden innsjøene i nedbørfeltet nå er overført til nabovassdraget, blir også vintervannføringen vesentlig lavere selv om den absolutte reduksjon i m^3/s her ikke er så stor. Men som man senere skal komme tilbake til, er reduksjonen vinterstid sannsynligvis langt mer kritisk enn vannføringsreduksjonen sommerstid i dette systemet.

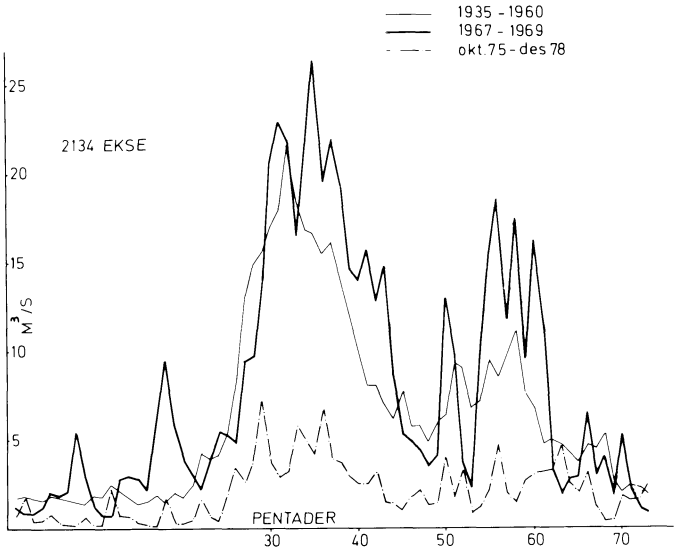


Fig. 2.
Vannføringen ved Ekse, Eksingedalen i pentader. (Middelverdier for 5-døgns perioder).

Waterflow at Ekse, Eksingedalen, expressed in pentads. (Mean values for 5-day periods).

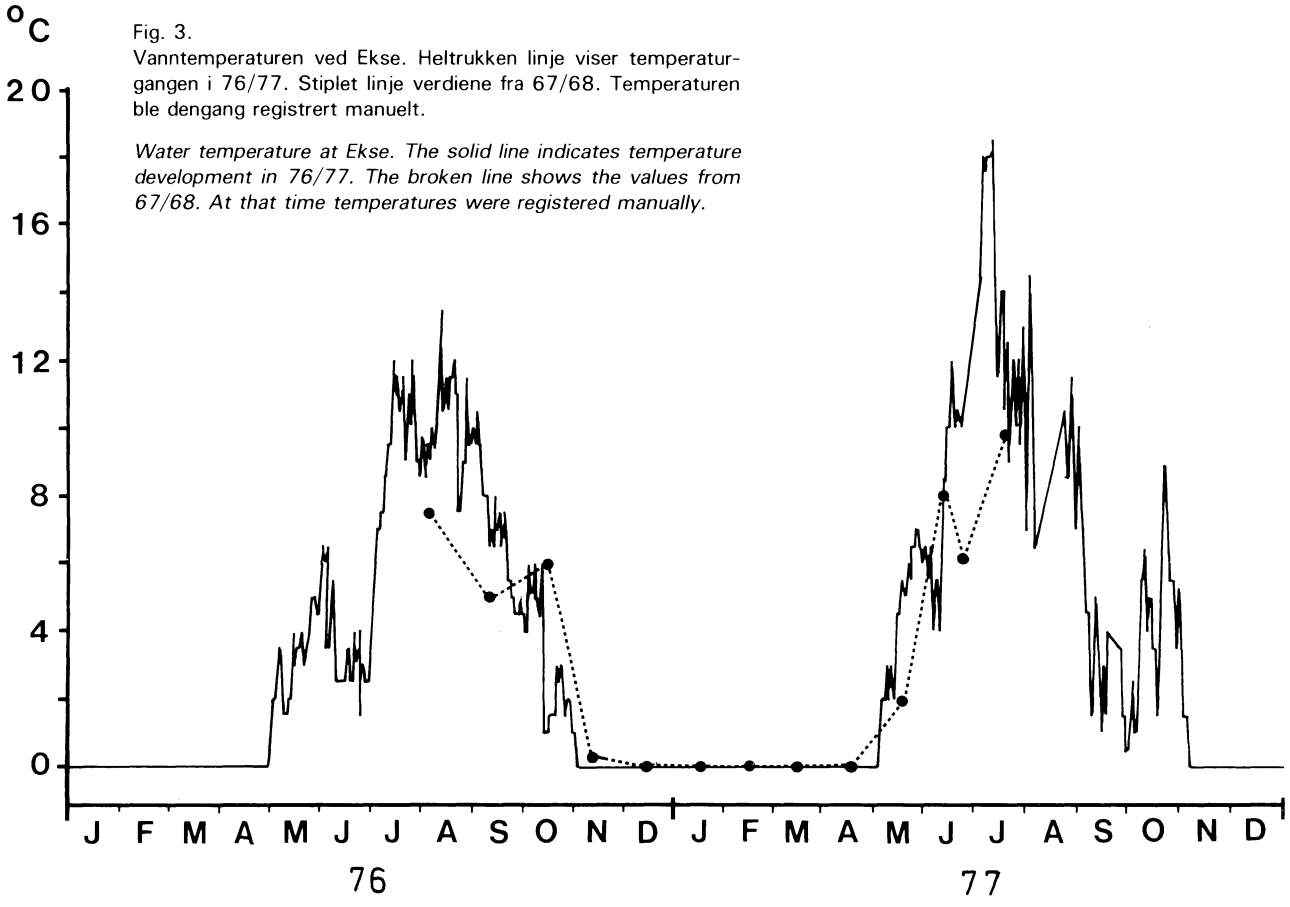


Fig. 3.
Vanntemperaturen ved Ekse. Heltrukken linje viser temperaturgangen i 76/77. Stiplet linje verdiene fra 67/68. Temperaturen ble dengang registrert manuelt.

Water temperature at Ekse. The solid line indicates temperature development in 76/77. The broken line shows the values from 67/68. At that time temperatures were registered manually.

Figur 3 viser vanntemperaturen i 1967/68 sammenlignet med 1976/77. Temperaturene i vintermånedene er de samme, men om sommeren har man fått en varmere elv. Denne effekt er også beskrevet i undersøkelsene fra den tidligere kalde og brepåvirkede Skjoma i Nordland, (Heggberget 1982). Hovedårsaken til temperaturhevingen der må imidlertid tilskrives at de høyestliggende, brepåvirkede delene av vassdraget er regulert vekk. Temperaturen vil være bestemt av flere faktorer hvor virkningene av selve tersklene er vanskelig å skille ut fra resten. Her kommer bl.a. forholdet mellom volumet av terskelbassengene og det gjennomstrømmende vann inn på samme måte som i forholdet elv/sjø i uregulerte vassdrag. Om tersklene eller selve reguleringen betyr mest for temperaturutviklingen vil også variere med reguleringsinngrepets karakter, elvens topografi og terskelbassengenes antall og størrelse.

Det er vanskelig å skille den direkte virkningen av temperaturendringene på en organisme fra virkningen som den samme endringen har på f.eks. næringsgrunnlaget for organismen. Enkelte insektarter har en eller flere generasjoner pr. år avhengig av bl.a. vanntemperaturen. For disse artene vil en økning i temperaturen kunne slå ut i en økt produksjon. Dette kan igjen gi seg utslag lengre opp i næringskjeden dersom de er byttedyr av direkte eller indirekte betydning for f.eks. fisk eller fugl. I mindre og rasktrennende elver, som vi har mange av i Norge, er strømforholdene meget komplekse og variable. Dette gir bunnforhold som varierer mye over korte avstander i en og samme elv. Resultatet av dette er igjen at man får meget tette mosaikker av dyresamfunn som har vidt forskjellige krav til bunnens beskaffenhet, direkte påvirkning av vannbevegelsene osv. (Ruttner, 1963).

Det er meget vanskelig å måle hva som skjer i den biologisk interessante sonen 1—2 cm over bunnen i en elv uten at måleutstyret forstyrrer strømbildet. Måling av sedimentasjon på en slik måte at det gir et korrekt bilde av situasjonen i rennende vann er også meget problematisk. Den eneste undersøkelsen vi kjenner til er utført i Otra ved Valle. Sedimentasjonen ble der målt til 2—4 kg/m^2, hvorav ca. 50% var organisk materiale, (Boman et al. 1984). Andre arbeider, (Aass (1979), Andersen (1979) og Sættem (1984 a og b)), beskriver virkningene av betydelig slamtilførsel etter inngrep i vassdragene. Resultatene gir ikke noe entydig svar på om tilslamming er skadelig eller ikke for bunndyr og fisk.

Ved terskelbygging reduseres fallet i elven på den aktuelle strekningen og tverrsnittet utvides. Vannhastigheten reduseres som en følge av dette. Vannets transportevne er knyttet til vannhastigheten idet tyngre/større partikler krever høyere vannhas-

tigheter for å bli flyttet enn lettere/mindre partikler. Ut fra dette skulle man vente en økning av mer finkornet materiale i terskelbassengene enn på den samme elvestrekning uten terskel, (foto 19). Dette er også registrert i Eksingedalen og i Skjoma og Todalselva (Heggberget (1982), Korsen (1984)).
Hvorledes bunnforholdene vil endre seg i terskelbassengene over lengre tidsrom, (mer enn 25 år) er utilstrekkelig kjent, men det er ikke grunn til å anta at langtidsvirkningene vil skille seg fra de man kan observere i naturlige høler av samme størrelse og under tilsvarende hydrologiske forhold.
Vannhastigheten virker også direkte på planter og dyr som en fysisk kraft som river dem vekk dersom de ikke har hefteorganer eller andre tilpasninger som forhindrer dette. Enkelte organismer graver seg ned i bunnen. Disse artene finner man da stort sett overalt der det er løsmasser, men siden det også er vannhastigheten som avgjør hvor løsmasser avleires eller vaskes vekk, vil de likevel være indirekte berørt. Det samme gjelder utbredelse og artssammensetning av vannplanter.
Noen organismer er tilpasset livet i rennende vann fordi gassutvekslingen (åndingen) hos dem krever omspyling med oksygenrikt vann. Knottlarvene (foto 26) og de nettspinnende vårfluelarvene (foto 25) er også helt avhengige av at næringspartikler i vannet bringes til dem med vannstrømmen. Blir vannhastigheten for lav, virker ikke deres filtreringsmekanismer og fangstnett. Biotopen blir derved uegnet for disse spesialiserte artene.
Fisken påvirkes også av vannhastigheten, — både direkte som en kraft som må overvinnes ved bevegelse og indirekte ved at vannhastigheten er med på å bestemme bunnens beskaffenhet og dermed næringsproduksjonen.
Islegging av stillestående og rennende vann skjer i prinsippet på forskjellige måter. I stillestående vann kjøles vannoverflaten ned, og isleggingen begynner som en snerk på overflaten når temperaturen er blitt 0°C eller noen hundredeler lavere. Prosessen betegnes som statisk isdannelse, og isen kalles overflateis eller stålis. I rennende vann foregår isdannelsen på en helt annen måte. Ved vedvarende kulde vil et meget tynt overflatesjikt bli underkjølt. Vannet fra dette laget blir virvlet gjennom vannmassene og fryser til is når det kommer i kontakt med bunnen (bunnis) eller svevende partikler som kan virke som krystallisasjonskjerner (sarr). Denne prosessen er en dynamisk isdannelse.
Islegging av større terskelbassenger skjer på samme måte som beskrevet for en innsjø og stilleflytende elver, (foto 20). I mindre terskelbassenger kan det være en kombinasjon av statisk og dynamisk islegging avhengig av strømhastigheten i overflatelaget og mengden av sarrproduksjon i

ovenforliggende stryk. I uregulerte elver hender det at naturlige høler fylles helt med sarr og bunnfryser fordi strykstrekningene overfor har vanskelig for å islegge seg, selv i streng kulde. I terskelbassengene skjer dette ikke så ofte fordi terskler normalt bygges i regulerte elver hvor vannføringen er betydelig redusert. Relativ økning av grunnvannstilførselen til et elveavsnitt etter regulering kan også redusere sannsynligheten for bunnfrysing — jfr. Fortunelva og Sima (Roen, VHI, pers. medd.).
Når et større volum vann forblir flytende under isen i et terskelbasseng, gir bassenget oppholdsmuligheter for planter, bunndyrgrupper og fisk. Dette vil bli ytterligere kommentert i kapitlet om fisk.
Vannhastigheten er uten tvil den biologisk sett viktigste faktor for vurdering av virkninger ved inngrep i elver.

Vannkjemi

Man fant ikke store forskjeller i vannkjemien i Eksingedalen før og etter reguleringen. En av parametrene, vannets elektrolyttiske ledningsevne, som er et mål på mengden løste stoffer, lå f.eks. mellom 7 og 48μS^{-1} før utbygging og variasjonsområdet var 10—49μS^{-1} etter. Mindre endringer i andre parametre kan for en stor del tilskrives den relativt større betydning som grunnvannstilsiget har fått etter utbyggingen. (Bækken et al. (1982 d)). De kjemiske analysene viser at Eksingedalselva er meget næringsfattig i undersøkelsesområdet. Det samme gjelder Mørkedøla og Skjoma. Det er liten befolkning langs disse elvene. Dersom det ikke skjer noen vesentlig tilflytting eller annen endring i nedslagsfeltet eller med nedbørens sammensetning, er det lite trolig at vannkjemien vil endres noe særlig ved regulering av slike vassdrag. Andre steder hvor f.eks. tilførselen av gjødselstoffer har større betydning, (husholdningskloakk, tilsig fra landbruk og industri), vil en eutrofieringssituasjon (overgjødslingseffekt) kunne inntre eller forsterkes om vassdragets fortynnings- og selvrensingsevne blir redusert, (foto 22). Vannkvalitetsundersøkelsen i Otra ga ingen indikasjoner på eutrofiering til tross for drastiske vannføringsreduksjoner sommer og vinter (Boman et al. (1984)).
Overføringer av vann fra et nedslagsfelt til et annet hvor vannkjemien, — f.eks. surheten, er vesensforskjellig, kan føre til miljømessige endringer i flere retninger.

Energistrømmen gjennom et terskelbasseng

I de senere år har man i stadig større grad blitt oppmerksom på betydningen av de organiske forbindelser som finnes i ferskvann. Det er registrert tusener av slike forbindelser. De mer kjente gruppene er proteiner, fett, sukker, cellulose, humusstoffer osv. Hvor mange som inngår i rennende vann og hvilken rolle de spiller, er bare i liten grad kjent. Store metodiske problemer er noe av årsaken til at så få undersøkelser er utført på dette felt.

Flere forskere, bl.a. Fisher — Likens (1972), Cummins & Klug (1979) har vist at mange av de bunndyrene som man tidligere klassifiserte som «planteetere» antakelig ikke lever direkte av plantedelene, men av bakterier, sopp og encellede organismer som befinner seg på og i disse. Planteeternes funksjon blir da å dele opp plantedelene i stadig mindre biter med friske bruddflater som blir nye angrepspunkter for nedbryterne (soppene, bakteriene osv.) Disse organismene, som dels benytter nedbrytingsproduktene fra plantematerialet, og dels kan utnytte oppløste organiske forbindelser direkte fra vannet, blir da den egentlige næringen for planteeterne. Disse prosessene er også vesentlige for vekselspillet mellom løste og partikulære organiske forbindelser i vannmassene.

Siden det er klare sammenhenger mellom bunndyrproduksjonen i en elv og mengden og kvaliteten av den fisken som produseres der, var det av betydning å få fastslått omfang og kvalitet av det organiske materialet.

Tilførselen av organisk materiale fra en elvs omgivelser kan være betydelig. En registrering og artsbestemmelse av vegetasjonen i og langs forsøksstrekningen i Eksingedalselva var derfor det første skritt i arbeidet med å kartlegge energiomsetningen i dette elveavsnittet (Fredriksen, (1980)). Identifisering av de plantefragmenter man fant i elven var nødvendig for å kunne beregne energiinnholdet i de forskjellige plantedelene. Videre ble det i 1976 foretatt en omfattende måling gjennom hele året av det organiske materialet som ble transportert inn i og ut av terskelbassenget (Bækken et al. (1979)). Disse målingene viste at ca. 75% av de organiske partikler som tilføres terskelbassenget, er fra omgivelsene. Det var gress, løv, kvister, landinsekter, pollen og annet som for det meste ble ført med vannmassene fra elvestrekningen overfor. En mindre del ble fraktet med vinden inn til terskelbassenget. De resterende 25% var partikler som ble dannet ved fotosyntese i terskelbassenget selv (primærproduksjon vesentlig i form av moser og alger).

Prøver av det organiske materialet ble kjørt gjennom filtre med forskjellige porestørrelser og inndelt i størrelsesgrupper:

Betegnelse	Partikkelstørrelse (mm)
Oppløst organisk materiale (DOM)	mindre enn 0,00045
Findelt organisk materiale (FPOM)	$0{,}00045 < x < 0{,}25$
Grovdelt organisk materiale (CPOM)	større enn 0,25

Den grovdelte fraksjonen ble igjen delt inn i 4 kategorier:
Planter/plantedeler fra land, moser fra elv, alger fra elv og dyr fra elv og land. Fotosyntese og ånding ble målt parallelt for å finne ut hvor mye energi systemet dannet ved oppbygging av nytt organisk vev, og hvor mye organismene selv forbrukte i egen energiomsetning.
En prosentvis fordeling av de organiske komponentene som bygger på tallene fra Ekse er vist i fig. 4. Som man ser utgjør de partikulære fraksjonene bare 6% av den totale energiflyt gjennom systemet. De resterende 94% er oppløst organisk materiale. Man ser også at det i dette tilfellet eksporteres like mye oppløst organisk materiale ut av systemet som det importeres. Dette betyr imidlertid ikke at fraksjoner av det oppløste organiske materialet ikke inngår i energiomsetningen. Hvilke fraksjoner det evt. dreier seg om og i hvilke mengdeforhold er ikke undersøkt.

Av den partikulære delen på 6% utgjør den grovdelte fraksjonen en fjerdedel (25%). Målinger av forskjeller mellom inn- og utløp av bassenget viser at vel halvparten (58%) av disse grovdelte partiklene blir omdannet eller akkumulert i systemet.
Totalt blir 75% av partiklene tilført terskelbassenget utenfra. De grovdelte partiklene er hovedsakelig overflatedriv om høsten (løvfall etc.) og driv i selve vannmassene om våren og sommeren. Økning i vannføring fører normalt til større drivmengder av partikulært materiale. Blader, kvister og gress utgjorde 43% av de grove partiklene.
Det findelte organiske materialet utgjorde til sammenligning 48% av den partikulære innførselen og 50% av utførselen. Konklusjonen må være at dette skyldes oppdelingen av grovere partikler ved bl.a. bunndyrenes aktivitet som beskrevet ovenfor.
Fisk og bunndyr kan også betraktes som partikler og bidrar med en nettoimport til terskelbassenget på 0,8 promille for fisk og 15 promille for bunndyr. Til tross for de beskjedne verdier i den totale energiflyten har selvfølgelig fraksjonen av bunndyr stor verdi for fisken i dens næringsbudsjett. Energiinnholdet i bunndyrene varierer med art og individstørrelse (Bækken et al. (1981 c)).
Av dataene går det også frem at plantene i terskelbassenget bare produserer ca. 60% av den energimengde som forbrukes ved ånding (respirasjon) i

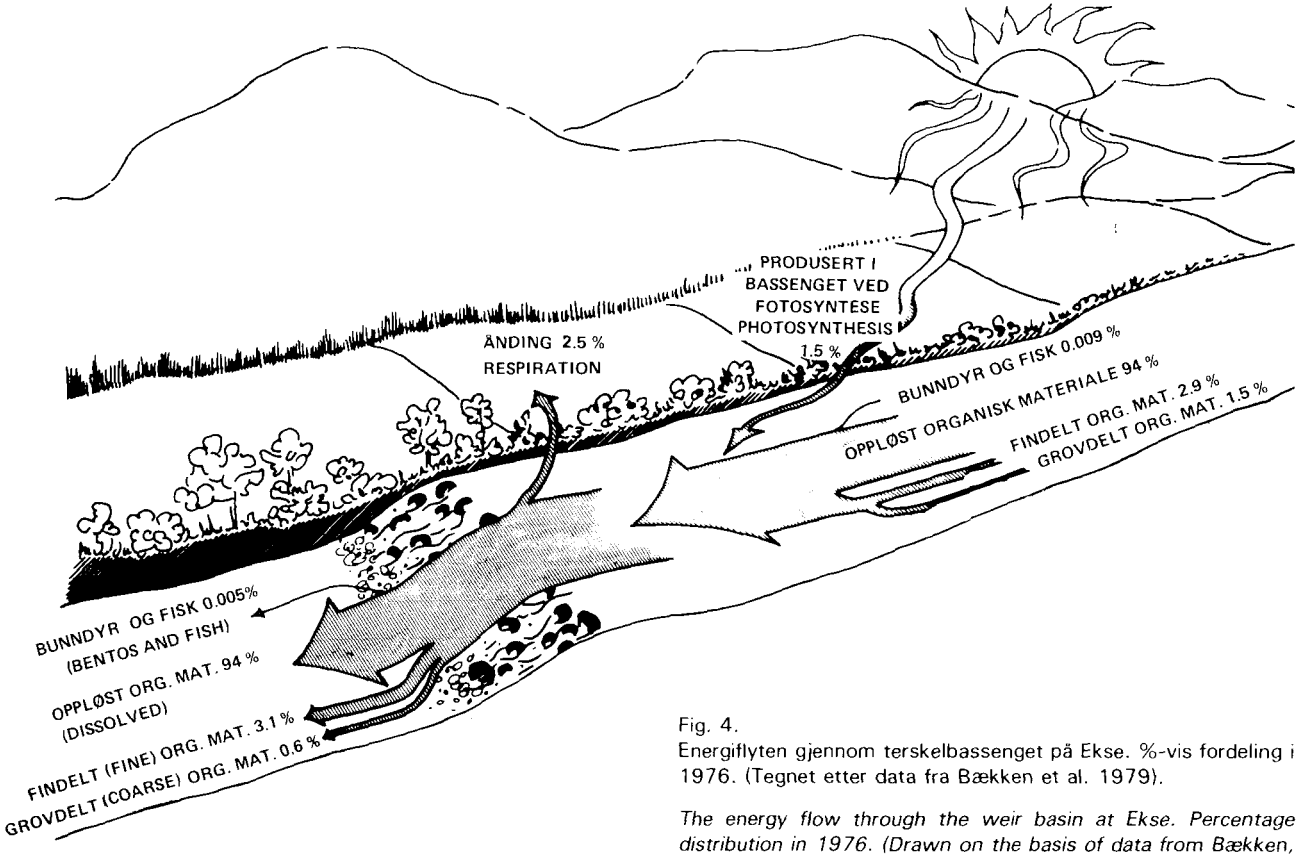


Fig. 4.
Energiflyten gjennom terskelbassenget på Ekse. %-vis fordeling i 1976. (Tegnet etter data fra Bækken et al. 1979).

The energy flow through the weir basin at Ekse. Percentage distribution in 1976. (Drawn on the basis of data from Bækken, et al., 1979).

terskelbassenget. Betydningen av organisk materiale produsert utenfor elven (alloktont materiale) blir relativt større jo *mindre* elven er. Flertallet av regulerte norske elver må i denne sammenheng betraktes som små, og følgelig har organisk materiale som produseres langs land eller andre steder i nedslagsfeltet forholdsvis stor betydning i energiomsetningen.

Det var betydelige energimengder som ble transportert gjennom terskelbassenget i Eksingedalselva. Ved omregning fra organisk materiale til energi får man en energitransport gjennom året på ca. 6 600 millioner KJ (= 1 500 millioner Kcal = 1.8 millioner KWh = 380 tonn olje)! Bare en liten brøkdel av dette omsettes innenfor en begrenset lokalitet som en høl eller et terskelbasseng.

Terskelprosjektet har vist at det foregår en betydelig nedbryting av grovere organiske partikler til stadig finere. Endel av materialet går utvilsomt over til løste forbindelser. At import og eksport av oppløst organisk materiale i denne undersøkelsen var lik, kan være en tilfeldighet og betyr ikke at alle forbindelsene transporteres gjennom systemet uten å inngå i energiomsetningen. En mulig tolkning er at en ukjent mengde løst organisk materiale ble bundet opp i komplekse forbindelser og at en like stor mengde i dette tilfellet ble frigjort ved nedbryting av annet organisk materiale. En annen tolkning er at den organisk løselige komponenten er stoffer som påvirkes lite av den biologiske aktiviteten i terskelbassenget.

Det er rimelig å anta at nedbrytingen av de organiske fragmentene går lenger i en elv med høler og bassenger enn i en grunn, stri elv. I sistnevnte elvetype blir det organiske materialet trolig ført raskere nedover til en innsjø eller fjord. Hølene og terskelbassengene holder noe lengre på partiklene, og en mer effektiv omdanning på disse steder vil da være mulig. Den reduserte vannføring og vannhastighet virker her i samme retning. Høyere sommertemperatur gir også en økt biologisk omsettingshastighet. I de elvetyper som ble undersøkt, var det tilstrekkelig med oksygen tilstede for en «normal» omdanning av det organiske materialet.

En mer effektiv energiomsetning vil *teoretisk* resultere i en økt bunndyrproduksjon som igjen kan gi økt produksjon av fiskekjøtt dersom denne økning er tilgjengelig for fisken.

Selv om de prosentvise endringene i energiomsetningen i vassdraget kan være betydelige, utgjør det organiske drivet som holdes igjen en meget liten del av den totale transporten gjennom terskelbassengene. Det er derfor liten grunn til å anta at terskelbyggingen merkbart påvirker tilførselen av organisk materiale til fjorder og kystnære farvann. Viktigere for disse områder er endringene i vannfø-

ring ved at vann magasineres eller føres over til andre vassdrag. (Kaartvedt, (1984)).

Konklusjon på dette kapittelet om fysisk/kjemiske forhold og biologisk respons, er at en elv som får redusert sin vannføring vil bli en annen elv enn den var før inngrepet. Graden av endring er avhengig av vannføringsreduksjonens størrelse og elvens karakter. Å opprettholde økosystemene uendret er derfor en umulighet. Flere av de miljøendringer som finner sted, kan imidlertid sammen med tiltak utnyttes i positiv retning dersom målsettingen er å begunstige en eller flere organismer/næringskjeder.
Bygging av terskler vil i seg selv neppe føre til noen form for forurensning eller vesentlig endring av vannkvaliteten. Vannføringsreduksjonene, som er grunnen til at terskler bygges, vil imidlertid kunne forsterke virkningene av allerede eksisterende forurensning ved at elvens fortynningsevne blir redusert. Økt sedimentering i terskelbassengene og gunstigere forhold for visse plantearter vil i enkelte tilfeller kunne endre forholdene så mye at det hindrer noen bruksformer.
Langtidseffekter av terskelbygging på vannkvaliteten er ukjente, men det er grunn til å anta at utviklingen mht. sedimentering, begroing osv. vil være identisk med den man finner i vassdrag hvor hydrologi og topografi er sammenlignbar.

På den annen side vil vannplantenes (makrofytenes) overflate utgjøre et vekstareal (substrat), for såkalte påvekstalger (perifyton) som er bedre føde for mange bunndyr enn plantene selv, (Gregg & Rose (1982), Thordarson (1983)). En økning av tilgjengelig overflate ved større plantemengder kan derfor i visse sammenhenger være positiv for produksjon av bunndyr, fisk og andre dyr høyere opp i næringskjedene.
Ved bakteriell nedbryting og proteinsyntese kan også næringskvaliteten av det døde plantematerialet teoretisk økes under forråtnelsen ved at bakteriene selv blir føde for andre organismer.
Endring av vannhastighet og temperatur er de viktigste faktorer som er omtalt i dette kapittel. Hvorvidt dette skal ansees positivt eller ikke er avhengig av hvilken vannkvalitet elven har på forhånd og hvilke endringer det er snakk om. Det er også helt nødvendig å definere hva som er ønsket eller uønsket utvikling i vassdraget for å kunne fastslå om endringer er positive eller negative.
Uansett hvilken type norske vassdrag som betraktes, vil en rimelig heving av vanntemperaturen om sommeren være gunstig for fiskeproduksjonen.
Det er i prinsippet ingen forskjell på terskelbasseng og naturlige høler. Løsmasseterskler skiller seg heller ikke fra naturlige oppgrunninger, og betongterskler har store likheter med naturlige fossenakker.

4 BUNNDYR

Bunndyr er et samlebegrep for de dyrearter som lever på eller i bunnmaterialet i en elv eller innsjø. Insektene er den dominerende dyregruppe (Ulfstrand, (1968)). Mange arter gjennomlever sitt larvestadium i vann og sitt voksne liv som flyvende insekt, (foto 26 og 27). Mygg, knott, vårfluer, steinfluer og døgnfluer er kjent for de fleste. I tillegg til insektene er en rekke krepsdyr, snegler, muslinger, mark og midd representert. Bunndyrene er ikke bare viktige som næring for fisk og andre høyerestående dyr. De deltar også i nedbrytingen av organisk materiale som tilføres elven (kap. 3). Endringer i bunndyrenes artssammensetning og relative forekomst er indikasjoner på at miljøendringer har funnet sted. Fremfor alt gir sammensetningen av bunndyrsamfunnet et bilde av de rådende miljøfaktorer på stedet. Imidlertid er det tidkrevende innsamlingsprosedyrer og bestemmelsesarbeider som begrenser tilgangen på denne type informasjon, (foto 28, 29 og 36).

Normalt vil en forholdsvis stor del av bunnen i rasktrennende elver bestå av stein og grus. Dette gjør at bunnens overflate blir vesentlig større enn i en tilsvarende bred elveseng av glattskurt fjell eller mudder. Hulrommene som dannes mellom steiner, kvister og vannvegetasjonen er viktige som skjulesteder for de fleste bunndyrene.

Størrelsen på de sedimenterte partiklene avtar etter hvert som vannhastigheten reduseres. Blir vannhastigheten lav nok, vil en tidligere steinet bunntype langsomt endres ved at sand og andre finpartikler fyller hulrommene mellom steinene, (foto 19). De plante- og dyrearter som er tilpasset et steinet substrat vil etterhvert forsvinne. Strømsvake planter og gravende bunndyrformer slik som mark, endel insektlarver og muslinger, kan på den annen side øke sitt antall i forhold til tidligere.

Endringer i artssammensetning og antall kan slå ut i avkastning av f.eks. fiskekjøtt. Man kan også få en reduksjon av fiskeavkastningen fordi de «nye» bunndyrene ikke er tilgjengelige for fisken. Det er en vanlig erfaring at mark, som kan forekomme i store mengder nede i substratet, er forholdsvis dårlig representert i fiskemagene fra den samme elven/innsjøen.

Analyser av bunndyr som næring finnes i de fleste av Terskelinformasjonene som omhandler fisk. I tillegg til dette er Informasjonene 8, 13—15 og 23 helt viet spørsmål om bunndyrmengder, artssammensetninger og livssykler for spesielt interessante arter.

Det er i prinsippet to måter å angripe spørsmålet om koplingen mellom bunndyr og fisk på. Det ene er å registrere hva som finnes av bunndyr på avgrensede arealer av bunnen for på den måten å beregne den faktiske mengde (biomasse) av bunn-

dyr. Disse tall oppgis gjerne i antall individer eller vekt pr. arealenhet. Dette er det teoretiske tilbud til fisken (og andre bunndyrspisere). Men det sier ikke nok om produksjonen eller tilgjengeligheten for de arter som skal beite på dette tilbudet. Ved produksjonsstudier trekkes også tidsaspektet inn. Andre metoder tas derfor i bruk ved bl.a. også å undersøke rovdyrene for å se hva de faktisk har spist. Alle metoder er beheftet med usikkerheter av forskjellig slag som det er redegjort for i de respektive rapporter. I den utstrekning det har vært mulig er flere metoder blitt benyttet for å gi et mest mulig korrekt bilde av det som skjer.

Regionale bunndyroversikter fra de fleste av Terskelprosjektets lokaliteter, bl.a. variasjonen i bunndyrmengder langs en 30 km lang strekning av Numedalslågen, er undersøkt (Raastad, (1983)). Resultatet fra to påfølgende år er gjengitt i fig. 5. Fire terskler er bygget på de øverste 3,5 km av strekningen. Som man ser, er det en ganske påtakelig økning i bunndyrmengder nedover i vassdraget.

Selv om insektgruppen knott utgjør en meget stor del av det materialet som denne figuren bygger på, er mønsteret det samme for de andre bunndyrgruppenes vedkommende. Større mengde bunndyr ved utløpet av en innsjø eller et elvebasseng skyldes produksjonen av organisk materiale i innsjøen, og at næringspartiklene konsentreres i utløpet. Her fanges de opp av spesielle bunndyrgrupper, filtrerere (filterfeeders). Knott, (fig. 6, foto 26) nettspinnende fjærmygg og vårfluer (foto 25) hører med til denne gruppen dyr.

I fig. 7 er resultatene for terskel I i Numedalslågen i 1976—79 tegnet inn og disse viser en enorm forskjell fra det ene år til det annet. (NB, figuren har logaritmisk skala). Høyeste tettheten av knott som ble registrert, ca. 70 000 individer pr. m^2, året etter var maksimaltallet hele 750 000 individer pr. m^2, dvs. nesten 11 ganger høyere. Disse tall understreker meget klart at biologiske undersøkelser som forutsetter en høy grad av sikkerhet, må foregå over flere år for å fange opp den naturlige variasjonsbredden.

Materialet fra Numedalslågen viste, ikke uventet, at bunnfaunaen var positivt influert av tersklene. Det øvrige elveleiet ligger i perioder «tørt» uten synlig vann. Særlig tydelig var denne effekten for knott, som dominerte på strekningen umiddelbart nedenfor terskelbassengene. Lengre nedenfor terskelbassengene avtok mengden knott, og fjærmygg økte sin relative andel. Bunnfaunaen i Numedalslågen var tydelig tilpasset de ekstreme hydrologiske forhold på denne strekningen. Variasjonene i vannføring er store, og perioder med tørrlegging forekommer. (Se fig. 8). I Nea, Åkrestrømmen og Glomma

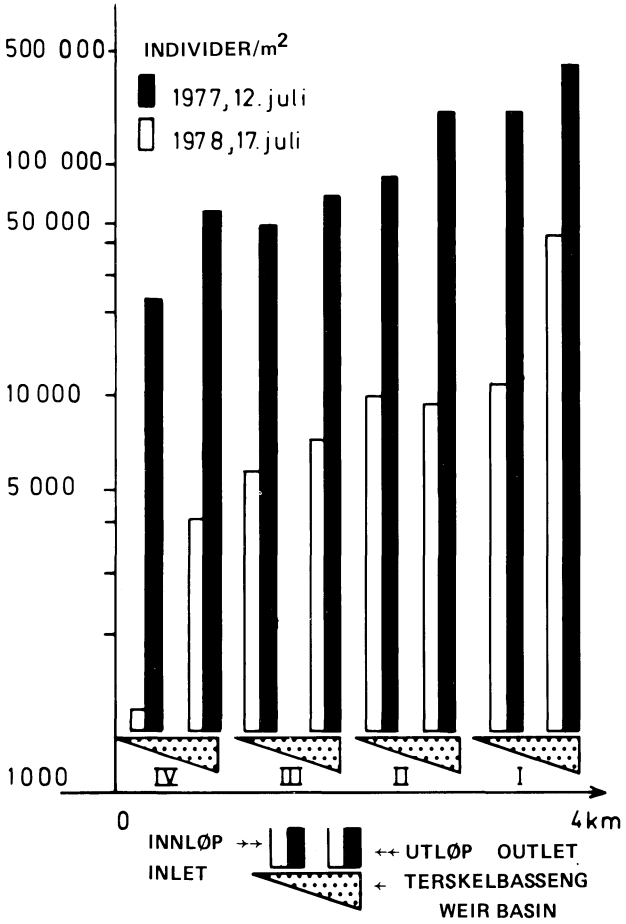


Fig. 5.
Bunndyrmengder i Numedalslågen (Rødberg-Mykstufoss) 12. juli 1977 og 17. juli 1978. Logaritmisk skala. Prøvene er tatt ved inn- og utløp av tersklene. Terskel IV ligger øverst i vassdraget — terskel I nederst. (Tegnet på grunnlag av data fra Raastad (1983)).

Amounts of benthic zooplankton in the River Numedalslågen (Rødberg-Mykstufoss) 12 July 1977 and 17 July 1978. Logarithmic scale. The samples were taken in the inflow and outflow areas of the weirs. Weit IV is located at the upper end of the watercourse — weir I at the lower end. (Drawn on the basis of data from Raastad (1983)).

ble det også funnet store mengder knottlarver. I Eksingedalselva, Hallingdalselva, Skjoma og Skibotnelva synes knott å utgjøre en mindre del i forhold til den øvrige bunnfauna.

Man antok da Terskelprosjektet ble startet at knott ville få særlig gunstige miljøbetingelser ved vannføringsreduksjoner og terskelbygging. Dette bygget på at flere arter har et kort livsløp og flere generasjoner pr. år. Noen arter, bl.a. *Simulium reptans* og *Simulium truncatum,* er kjent som plagsomme blodsugere, og det var frykt for at terskelbassengene kunne bli rene masseprodusenter av disse insektene. Undersøkelsene viste imidlertid at den enorme økning i knottartenes individtall høyst sannsynlig er en korttidseffekt knyttet til nye løsmasseterskler. Etterhvert som tersklene får økt påvekst av alger og moser blir knottartene mindre konkurransedyktige i forhold til andre bunndyrarter. Langtidseffekten synes derfor å bli en mer «normalt» sammensatt elvefauna hvor de blodsugende knott ikke blir så dominerende.

Fåbørstemarkene (foto 27) finnes nesten ikke i fiskemagene selv om de var svært tallrike i prøvene og utgjorde mer enn 50% av bunndyrvekten på alle lokalitetene i terskelbassenget på Ekse. Det samme viste undersøkelsene i Nea, Hallingdalselva og Hemsil (Aass (1978, 1981, 1983), Langeland og Haukebø (1979)). Skjoma var noe utypisk i denne

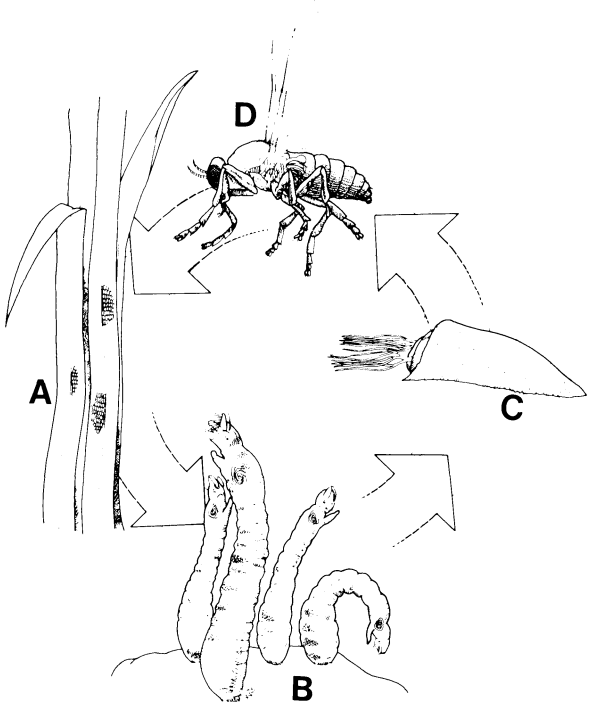


Fig. 6.
Livssyklus hos knott. A: Egg på en vannplante, B: Knottlarver, C: Knottpuppe, D: Voksen hunnknott. (Fra Raastad (1983)).

The life cycle of a black fly. A: Egg on an aquatic plant, B: Black fly larvae, C: Black fly pupae, D: Adult female black fly. (From Raastad (1983)).

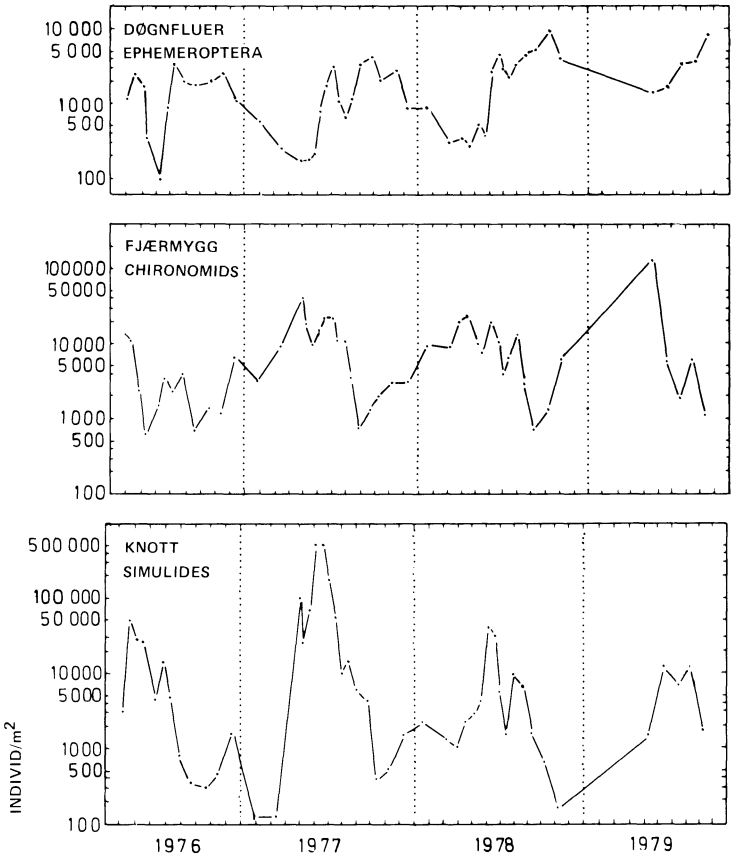


Fig. 7.
Sesongfordeling av bunndyrgruppene døgnfluer, fjærmygg og knott, i Numedalslågen ved terskel nr. I i 1976—79. (Logaritmisk skala). (Fra Raastad (1983)).

The seasonal distribution of groups of benthic zooplankton: mayflies, midges and black flies, in the River Numedalslågen at weir no. I in 1976—79. (Logarithmic scale). (From Raastad (1983)).

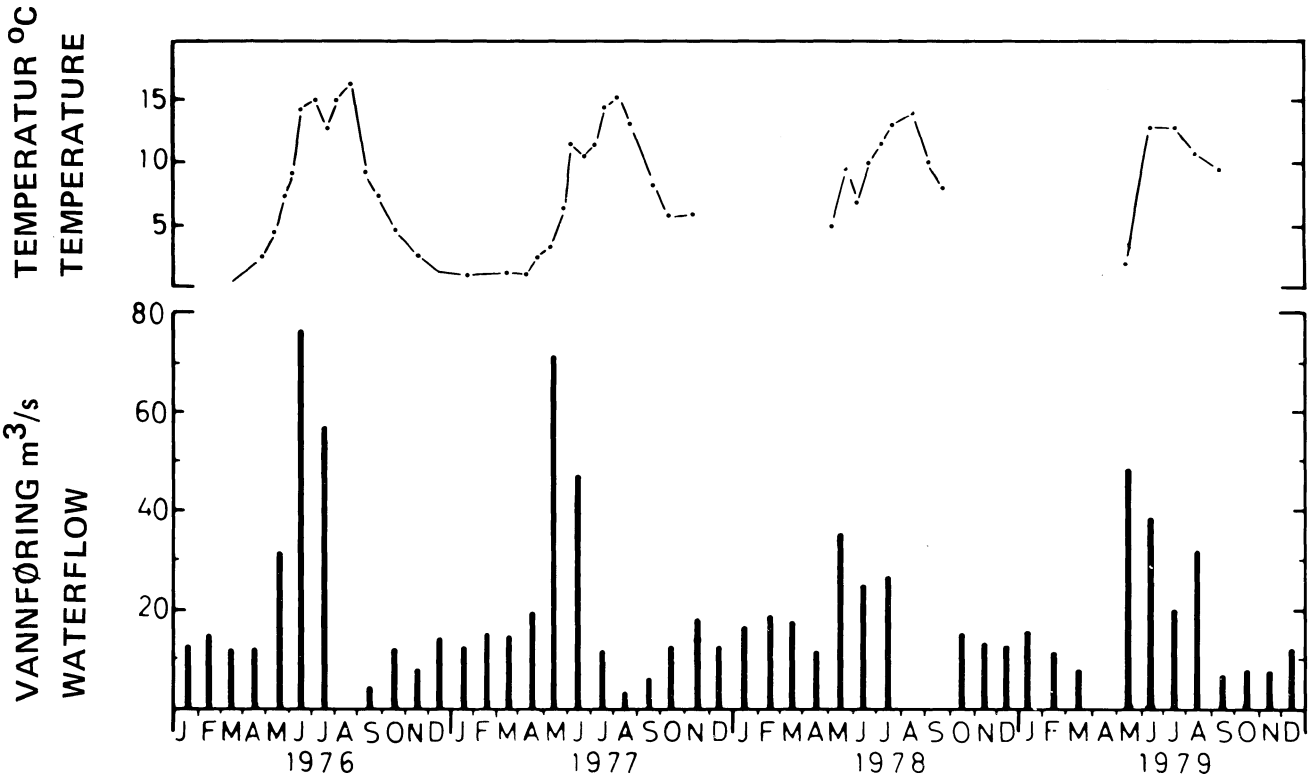

TEMPERATUR °C
TEMPERATURE
15
10
5
VANNFØRING m3/s
WATERFLOW
80
60
40
20
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979

Fig. 8.
Vanntemperatur og vannføring ved Rødbergdammen i 1976—79. Gjennomsnittsvannføringene skjuler mange kortvarige topper og tørrlegginger. (Fra Raastad (1983)).

The water temperature and waterflow in the Rødberg from 1976 to 1979. The waterflow averages do not give any indication of the many acute peaks and dry ups. (From Raastad (1983)).

sammenheng. I et av terskelbassengene der hadde en tredjedel av ørreten spist fåbørstemark, mens laksen i det samme bassenget ikke utnyttet dette næringstilbud, (Heggberget (1982)).
Fjærmygglarver (foto 27) utgjorde den største delen av insektlarvene i terskelbassenget i Eksingedalselva, både mht. antall og vekt. Noen arter i denne gruppen lever også nede i substratet, men arbeider seg opp mot bunnoverflaten når klekketiden nærmer seg. Under selve klekkingen kommer de opp til vannoverflaten eller kryper opp i strandkanten der de forvandles til flygende insekter. Denne regelbundne forflyttning gjør dem vesentlig lettere tilgjengelig for fisk og andre som lever som rovdyr. Fjærmygg finnes da også hyppig i fiskemagene fra regulerte elver og innsjøer.
I fig. 9 er den gjennomsnittlige mengden av bunndyr i og utenfor terskelbassenget på Ekse fremstilt. Man har beregnet mengden i fem tverrprofiler, tre inne i selve bassenget, ett ovenfor og ett nedenfor. Verdiene ovenfor og nedenfor bassenget er av samme størrelsesorden, mens verdiene i bassenget ligger ca. 35% lavere. Det samme forhold fant man ved produksjonsmålingene.
Ut fra disse undersøkelsene ser det ut som om både mengden av bunndyr (standing crop) og bunndyrproduksjonen over tid er mindre i bassenget enn utenfor. Dette strider imot resultatene fra Nume-

dalslågen og det som tidligere er sagt om økt omsetning av organisk materiale i terskelbassengene. Det er imidlertid ikke nok å se på disse eksemplene alene. Undersøkelser sommeren 1984 tyder imidlertid på at bunndyrtetthetene inne i bassenget nå er vesentlig høyere enn utenfor og høyere enn i 1976. (Fjellheim, inn press).

Man må også ta hensyn til hvilke arter som inngår og tilgjengeligheten og energetisk gevinst for rovdyrene. I Eksingedalselva er det f.eks. registrert 67 fjærmyggarter (hvorav 2 nye for vitenskapen, (Halvorsen et al. (1982)). Gjennomsnittlig biomasse av fjærmygg var relativt ens inne i og utenfor bassenget, men det var store forskjeller i artsfordelingen. Utenfor bassenget var tetthetene høye, men gjennomsnittsstørrelsen liten. I bassenget var det omvendt. Endel andre insektarter forekommer ikke så hyppig, men individene var til gjengjeld så store at de energetisk betydde mye som bytte. For eksempel må en fisk spise mer enn 2 000 fjærmygglarver av middels størrelse for å få i seg samme vekt som tilsvarer en av de store stankelbenlarvene (ca. 30 mg). Det samme forhold gjelder også for de store vårfluelarvene, som var få i antall, men betydningsfulle i vekt og energiinnhold.

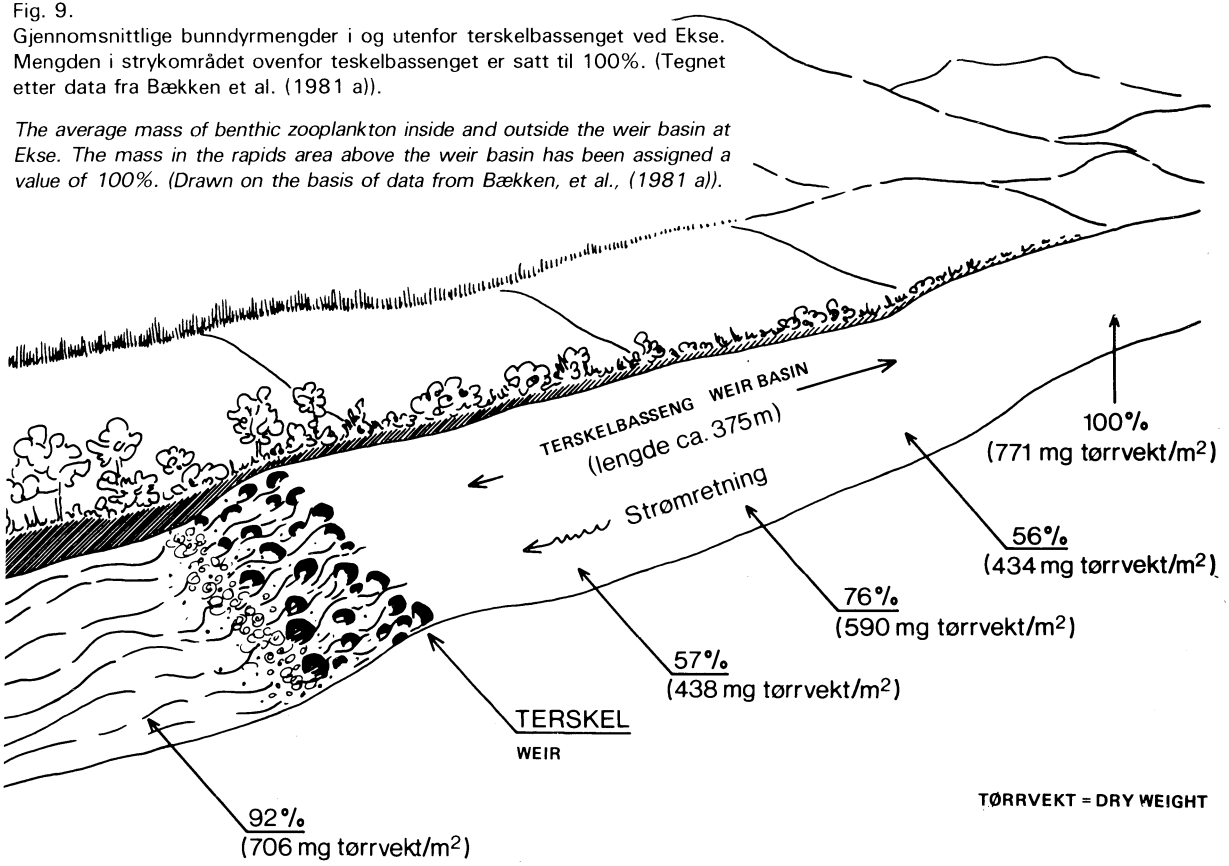
Bunndyrmengdene og -produksjonen er neppe under alle forhold større i selve elven enn i et terskelbasseng (naturlig høl). Mageanalyser fra Hallingdal har f.eks. vist at fisken på strømharde strykpartier har et stort opptak av voksne insekter fra driv og tilsvarende mindre av bunndyr. Med til resultatene fra Ekse hører også at terskelområdet har en meget høy bestand av fisk som utøver et stort beitetrykk på bunndyrene. Produksjonen kan derfor være stor, selv om den tilstedeværende bunndyrmengde (standing crop) er relativt lav.

Det er ikke tidligere utført noen undersøkelse av lignende type som Terskelprosjektets i en norsk elv. Man har heller ikke hatt anledning til å følge samme elv i lengre tid før og etter terskelbygging. Sammenlikningsmulighetene er derved noe redusert. Ved å sette sammen de data prosjektet har fra forskjellige lokaliteter, tegner likevel et visst bilde seg:

Vannføringsreduksjonene vil som omtalt i kapittel 3 føre til endrede bunnforhold i elven, og særlig i terskelbassengene. Dette fører til en endring i bunnfaunaen som i store trekk går ut på at gravende former og bløtbunnsformer øker sin andel av bunndyrmengden, både tallmessig og vektmessig. Fåbørstemark øker ofte sin andel av biomassen, men utnyttes i liten grad etter mageinnholdet hos fisk å dømme. Disse dyrene løses imidlertid meget fort opp i fiskemagene slik at deres betydning lett undervurderes. Biomassen og produksjonen på Ekse ble anslått til å være ca. 35% lavere i

Fig. 9.
Gjennomsnittlige bunndyrmengder i og utenfor terskelbassenget ved Ekse. Mengden i strykområdet ovenfor teskelbassenget er satt til 100%. (Tegnet etter data fra Bækken et al. (1981 a)).

The average mass of benthic zooplankton inside and outside the weir basin at Ekse. The mass in the rapids area above the weir basin has been assigned a value of 100%. (Drawn on the basis of data from Bækken, et al., (1981 a)).



terskelbassenget enn utenfor. Der registrerte man også at individtetthetene gikk ned, mens f.eks. gjennomsnittsvekten gikk opp for fjærmygglarver i terskelbassenget. I Eikredammen i Hemsil må det ha gått noe annerledes, idet både individstørrelsen og produksjonen hos fisk har økt sterkt ved endringene fra elv til dam. Fjærmyggartene dominerer bunndyrbildet i Eikredammen, men individstørrelsen er mindre enn på elvestrekningen ovenfor dammen. Sannsynligvis er det bunnens opprinnelige beskaffenhet, substratendringene og forskjellig beitetrykk fra fisk som spiller størst rolle når disse forskjeller skal forklares.

5 DRIV

Store mengder dyr og planter føres normalt med strømmen i bekker og elver. Dette kalles driv (foto 24). Det er også påvist at bunndyr som i liten grad rives med av vannet, blir spist i mindre omfang av fisk enn de arter som hyppigere finnes i drivet. Eksempler er gravende former, vårfluelarvene med sine tunge hus og larver med hefteorganer slik som knott o.a.

Terskelprosjektets undersøkelser viste at driv av plantemateriale utgjorde den klart største delen av energitilførselen til terskelbassenget, (kap. 3). Men selv om driv av bunndyr bare var en liten del (15‰) av den *partikulære* energitransporten, så er det denne komponenten som er direkte tilgjengelig for fisken (Bækken et al. (1979)).

Bækken (1978) viste at steinfluer og døgnfluer i Eksingedalselva var ute på næringssøk til bestemte tider av døgnet. Når bunndyrene kryper frem fra sine skjulesteder, øker sannsynligheten for at de skal bli revet med av strømmen og sannsynligheten for å bli tatt av rovdyr. Aktivitetstoppene inntreffer til ulike tider på døgnet for de forskjellige arter og endrer seg også over året i takt med insektenes utvikling. Det kan også bli andre topper i drivmengden enn de som skyldes bunndyrenes aktivitet ved næringssøk, f.eks. masseklekking og plutselige økninger i vannføringen. Grizzell (1976) viser til at bunndyrmengden på et strykparti i en elv i USA ble

redusert med hele 97% under en flom. Lignende resultater er publisert av Thorup (1970).
Fra desember 1975 til november 1976 ble drivet inn i terskelbassenget på Ekse beregnet til 2,4 milliarder individer, og ca. 10%, eller 249 millioner av disse «ble igjen» i bassenget. Noen ble spist av andre bunndyr, noen av fisk. Andre klekket til voksne insekter og fløy vekk, og endel døde og ble omdannet til enklere komponenter av bakterier, sopp og andre nedbrytere (Kfr. kapittel 3). Det var en topp i drivmengden i juli og en i september hvor nesten 90% av alt driv i 1976 passerte terskelbassenget. (Bækken et al. (1981 b)). Toppen i juli falt sammen med stor vannføring og med klekking for flere insektarter. I begynnelsen av september var det også en periode med forholdsvis mye vann og også endel klekking.
Ved Eikemo, ca. 30 km lenger ned i Eksingedalselva, ble det gjort undersøkelser av bunndyrdriv før og etter regulering (Mossestad (1971), Haaland (1979)). Disse fant at det var de samme artene som gikk igjen i prøvene både før og etter regulering, men mengdeforholdene var endret. De fant også en reduksjon i den totale drivmengde med 20% på årsbasis. Vannføringen var til sammenligning redusert med gjennomsnittlig 32% på dette stedet.
I juli 1976, mens Terskelprosjektet pågikk, ble det sluppet endel vann fra det ovenforliggende reguleringsmagasin pga. reparasjonsarbeider. Store mengder planktoniske krepsdyr ble skyllet ut fra Grøndalsvatn og ned i elven. Men selv da krepsdyrene tallmessig utgjorde 98% av drivet, ble de ikke spist av ørreten. Forklaringen er sannsynligvis at de var for små, (under 1 mm).
Men om ikke ørreten utnyttet den store tilgangen på planktoniske krepsdyr direkte, så ble de spist av andre i næringskjeden. Bækken (1981) viste at hele 80% av næringen til en av steinflueartene på Ekse (*Diura nansenì*), besto av det planktoniske krepsdyret *Bosmina* i den aktuelle perioden.
Den store tilgangen på planktoniske krepsdyr i juli 1976 må for den regulerte Eksingedalselva betraktes som unormal, idet vann fra de ovenforliggende innsjøer vanligvis ikke kommer ned i denne delen av elven. Ser man bort fra krepsdyrene og bare tar med i beregningene de dyr som også finnes på bunnen i elven, viser det seg at fjærmygglarver og -pupper utgjorde ca. 60% av det årlige driv av dyr inn i terskelbassenget. Døgnfluer utgjorde ca. 11% og voksne tovinger (diptere) ca. 8%.
Forholdet mellom de forskjellige dyregruppers forekomst i drivet og i prøvene fra bunnen er vist i figur 10. Fåbørstemarkene er sjeldnere i drivet enn man skulle vente ut fra mengden i bunnprøvene. Det omvendte er tilfelle for krepsdyr, tovinger, knottlar-

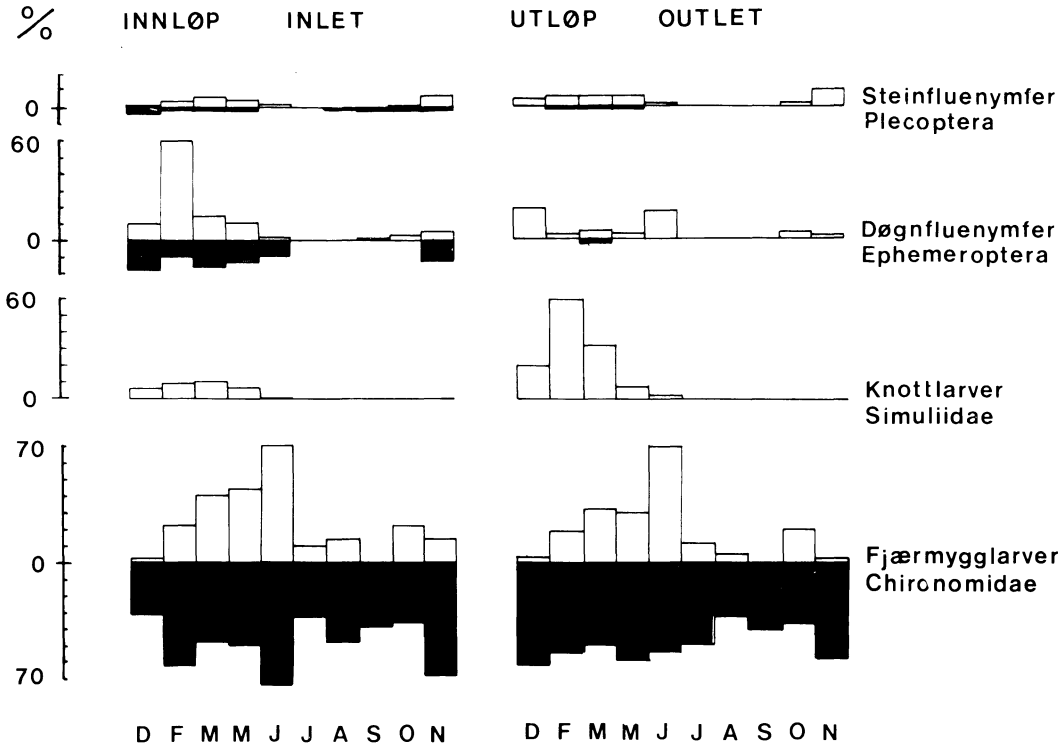
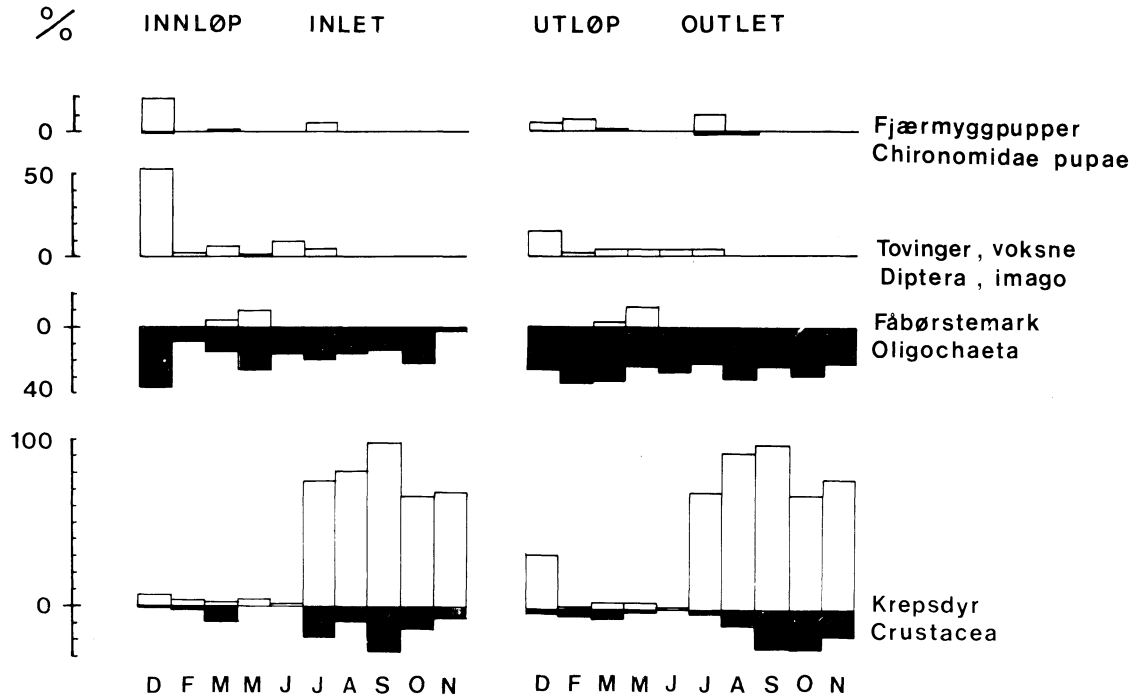


Fig. 10.
Prosentfordeling av dyregrupper i driv (åpne søyler) og av dyregrupper i bunnfaunaen (fylte søyler). (Fra Bækken et al. (1981 b)).



Distribution percentage of zooplankton taxa in the drift (open columns), and in the bottom fauna (filled columns). (From Bækken, et al., (1981 b)).

ver, døgnfluer og steinfluer.
Hele 22% av alle «ikke krepsdyr» ble igjen i terskelbassenget. For flere av de større insektlarvene, og spesielt døgnfluen *Baetis rhodani,* ble det registrert perioder hvor det drev flere store individer inn i bassenget enn ut. Dette skyldes bl.a. klekking, men det er hevet over tvil at den store fiskebestand som holder til i terskelbassenget, har øvet et betydelig beitetrykk på disse store insektlarvene. Dyr som transporteres inn i terskelbassenget er på grunn av de endrede bunnforhold et forholdsvis lett bytte for fisken fordi det er lite hulrom og skjul hvor de kan stikke seg vekk. Terskelbassenget, og naturlige høler, er derfor viktige beiteplasser for fisk.
Hvorvidt terskelbygging influerer på mengde og fordeling av drivorganismer er det vanskelig å gi noe almengyldig svar på. Siden en vassdragsregulering alltid virker inn på hydrologien og derved på bunndyrsammensetningen, vil dette gjenspeile seg i drivets sammensetning og variasjon. Den komponent av drivet som skyldes tilførsler utenfra, må man anta forblir upåvirket. Terskler må antas å spille en rolle som felle for drivet i denne sammenheng. Terskelbassenger som blir så store at de gir grunnlag for egne bestander av planktoniske krepsdyr eller lokaliteter hvor beitetrykk fra fisk blir stort, kan sannsynligvis påvirke drivets sammensetning og mengde i merkbar grad.

6 FISK

Fisk står som regel sentralt når virkninger av inngrep i vassdrag blir diskutert. Dette har nok flere årsaker. Fisk er, i motsetning til f.eks. bunndyrorganismer, noe som de fleste av oss er fortrolige med. Lett tilgang til fisk fra elvene betydde mye i tidligere tiders husholdninger. I dag er denne betydning vesentlig redusert til fordel for et mer utpreget fritidsfiske. Lokalt kan utnyttelse av fiskeressursene bety mye i økonomien til den enkelte grunneier og for lokalsamfunnet i form av leieinntekter og servicevirksomhet som hotelldrift, campingplasser o.l. For biologene er fisken, på grunn av sin posisjon i slutten av næringskjedene, viktig for å påvise endringer som kan ha skjedd lenger ned i systemet, og som det kan være vanskelig å påvise med mer direkte metoder. Terskelprosjektets strategi var å undersøke fiskebestandene på flere steder og med forskjellige angrepsvinkler for å skille virkningene av reguleringene og terskelbyggingen fra de naturgitte påvirkningene.

Ernæring

Grunnene til at fisk vokser med ulik hastighet og oppnår forskjellig alder fra vassdrag til vassdrag, har bl.a. sammenheng med forskjellig næringstilgang og -kvalitet i forhold til fisketettheten. Sammenliknende næringsundersøkelser er imidlertid vanskelige å foreta fordi ytre forhold som beskat-

ning, rekruttering, temperatur, elvenes fallforhold, bredde og dybde varierer sterkt. Dessuten er prøvetaking forbundet med betydelige metodiske problemer.

I Hallingdal og Hemsedal ble det i perioden 1973—1980 foretatt en etter norske forhold omfattende analyse av mageinnholdet fra et stort antall ørret fra forskjellige elveavsnitt. (Aass (1978, 1981 og 1983)). Fellestrekkene fra disse undersøkelsene er klare. Bunndyr var den viktigste næringsgruppen for fisken. Gjennom en sesong utgjorde de 70—80% av vekten til de byttedyr det var mulig å identifisere. Overflateinsekter utgjorde mellom 10 og 20%.

Det var imidlertid en tendens til at andelen av voksne insekter i mageinnholdet økte utover høsten. Dette skyldes klekking av vannlevende larver til flygende insekter. Fisk utgjorde i disse to elver en relativt liten del av mageinnholdet hos ørreten.

Et annet fellestrekk ved næringsopptaket var at overflatenæringen spilte en forholdsvis større rolle på strømharde strekninger enn på roligere, og at fisk på rolige strekninger gjennomgående hadde mer mageinnhold enn fisk på strømharde elvestrekninger. Dette kan skyldes en reell forskjell i bunndyrtetthet eller tilgjengelighet, men kan også være et uttrykk for forskjeller i fisketetthet (tilgjengelig næringsmengde pr. fisk). Ved å inndele fiskens mageinnhold etter hyppighet i forekomst istendenfor vekt, kan man finne indikasjoner på hva fisken foretrekker eller på tilgjengeligheten av de forskjellige næringsdyr. Resultatet er også her at bunndyr inngår hyppigere i kosten enn overflateinsekter. Døgnfluer, vårfluer, steinfluer, knott og fjærmygg utgjorde de hyppigst forekommende gruppene. Fjærmygglarver og -pupper er viktige som fiskenæring i alle vassdrag, men det ser ut som betydningen øker dess mindre produktiv lokaliteten er.

Noen byttedyr finnes i mange fiskemager uten at de samtidig utgjør noen stor del av næringens vekt. Mens f.eks. hver tredje fisk i Hallingdalselva hadde spist knott i timene før den ble fanget, utgjorde vekten av knott bare 1/50 av totalen. Det er derfor som regel slik at noen få grupper næringsdyr utgjør den overveiende del av konsumets vekt. Døgn- og vårfluelarver er de dominerende grupper, og sammen med de voksne stadier utgjør de 60—90% av mageinnholdets vekt hos ørret fra Hallingdalselva i sommersesongen i ulike år. Vårfluelarvene foretrekkes av ørreten, for andelen av vårfluelarver i elven var lav. I Hemsil er døgn- og vårfluelarver også viktigst, men ikke like dominerende.

Det er en tendens til at småfalne ørretbestander av mindre god kvalitet ofte har voksne insekter som sin viktigste føde. Dette kjennetegner lokaliteter hvor rekrutteringen av fisk er god, men hvor det er

sterk konkurranse om et utilstrekkelig næringstilbud. En lokalitet hvor store insektlarver inngår som en større andel av dietten, kan gi grunnlag for en fiskebestand av bedre kvalitet og gi større avkastning.

Ved å se på utviklingen i terskelbassenget på Ekse og i Eikredammen i Hemsedal, kan man se visse tendenser. Begge bassengene er etablert på strykstrekninger hvor det tidligere ikke var høler. Bassenget på Ekse er ca. 1.5 m dypt, Eikredammen ca. 11 m. I begge tilfeller har bunnsubstratet blitt mer finfordelt, noe som begunstiger gravende former. Larver og pupper av fjærmygg har økt sin relative betydning som fiskeføde, og de store individene innen denne gruppen har overtatt de andre store insektlarvers rolle (fig. 11). I terskelbassengene nedenfor Gol i Hallingdalselva (foto 10) er maksimumsdypet ca. 1.5 m som i Eksingedalen, men her dominerer fortsatt en næringsfauna av store insektlarver og snegler. I forhold til bassengdybde og form er vannføringen for stor til at avlagring av finpartikler skjer i noe særlig omfang. Ut fra dette kan man slutte at forholdet bunndyr/fisk ikke nødvendigvis behøver å falle ut i fiskens disfavør i terskelbassenger. Avsnittet om fiskens vekst og kondisjon nedenfor støtter denne påstand.

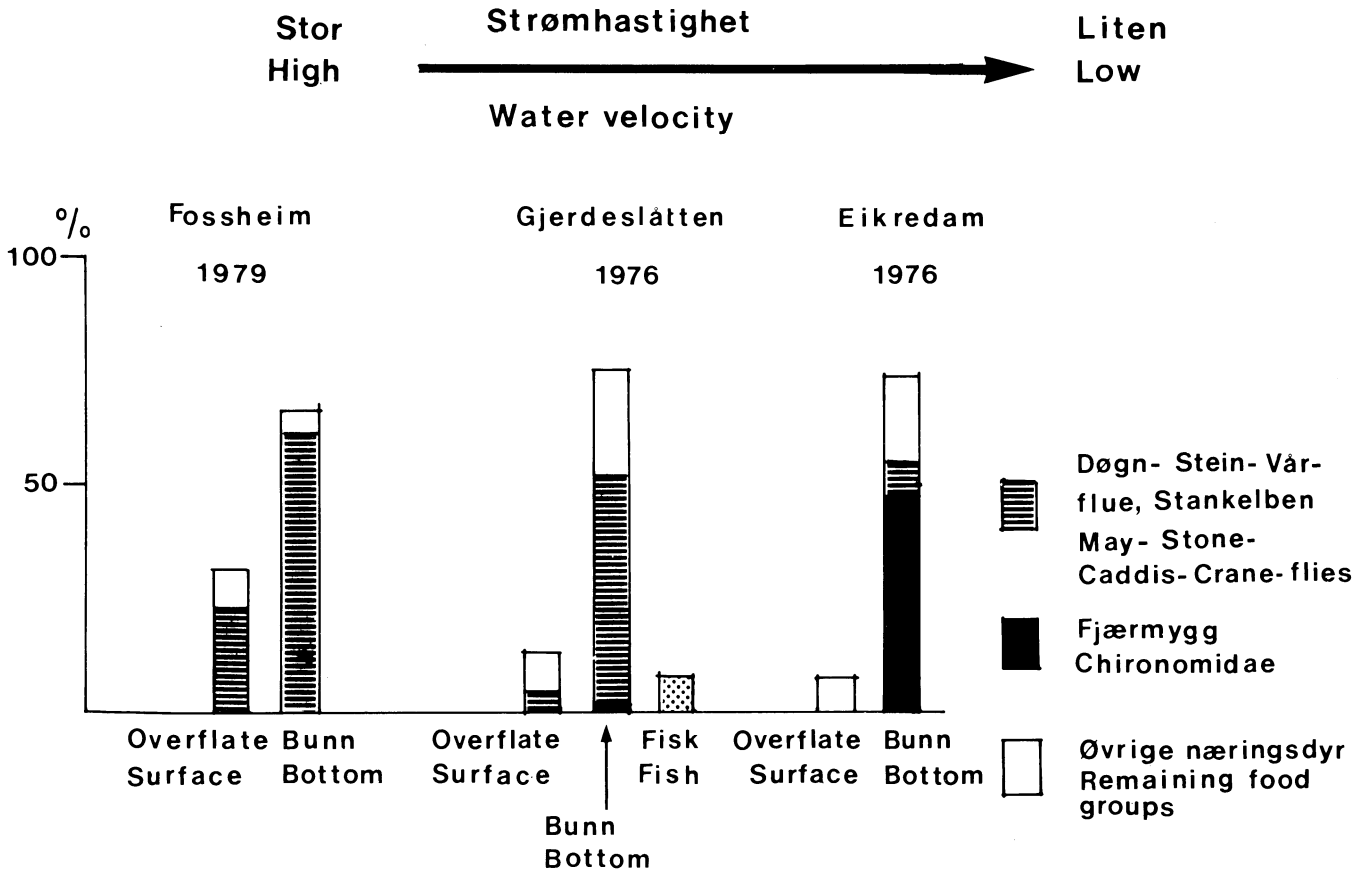
Det samme bildet som er skissert ovenfor fant man i Skjoma som har både laks og ørret. Det syntes å være en tendens til at ørret tok noe mer overflateinsekter enn laksen gjorde. Døgnfluer og vårfluer utgjorde større volummessige andeler i fiskemagene enn fjærmygg, også her fordi fjærmygglarvene var små i forhold til de andre insektlarvene. Det ble ikke funnet noen store forskjeller i næringssammensetning i fiskemagene fra terskelbassenger og strykstrekninger, og de variasjoner man fant, kan like gjerne skyldes tilfeldigheter.

Vekst

Vekst og fiskeproduksjon er et samspill mellom flere faktorer: tilgang på næring, næringens kvalitet, energiforbruk ved næringssøk og opprettholdelse av livsfunksjonene, fisketetthet, fiskens størrelse, vanntemperatur og vannhastighet. Fisk vokser bedre i sakterennende elver enn hurtigflytende. Grunnen til dette er at mindre energi kreves for å oppholde seg i sakterennende vann, og med samme næringsopptak vil følgelig en større del av føden kunne gå til vekst. Det var derfor en utgangs-

Fig. 11.
Hemsil. Mageinnholdet hos fisk fordelt etter vekt på overflateinsekter, bunndyr og fisk. (Fra Aass (1983)).

Hemsil. The stomach contents of fish divided according to the weight of surface insects, benthic zooplankton and fish. (From Aass (1983)).


Stor
High
Strømhastighet
Water velocity
Liten
Low
%
100
50
Fossheim
1979
Gjerdeslåtten
1976
Eikredam
1976
Overflate
Surface
Bunn
Bottom
Overflate
Surface
Fisk
Fish
Bunn
Bottom
Overflate
Surface
Bunn
Bottom
Døgn- Stein- Vår-flue, Stankelben
May- Stone- Caddis- Crane- flies
Fjærmygg
Chironomidae
Øvrige næringsdyr
Remaining food groups

hypotese at fiskens vekst ville øke ved etablering av terskelbassenger i elver med stor vannhastighet og lite høler. Økt vanntemperatur, som man også gjerne får i forbindelse med vannføringsreduksjonene, vil likeledes virke gunstig på fiskens vekst.
Fra Mørkedøla, Skjoma og Eksingedalselva foreligger data fra før og etter regulering og terskelbygging slik at sammenligning er mulig. Felles for alle tre lokaliteter er at veksten var markert bedre etter at inngrepene ble foretatt. Fig. 12, som illustrerer vekstforskjellene i Mørkedøla, kan stå som illustrasjon for den generelle trend. I store trekk kan man f.eks. her se at fisk på 6 år når en bestemt kroppslengde ca. to år raskere nå enn før terskelbygging. Størrelsesforskjeller hos ørret av forskjellig alder er vist på foto 35.
I Skjoma fikk man en liknende utvikling med markert vekstøkning fra 1978 både for laks og ørret. Laksen står nå minst ett år kortere tid på elven før den går ut som smolt i forhold til før regulering og terskelbygging. Skjoma er en elv som har blitt desidert varmere etter at brefeltene ble regulert

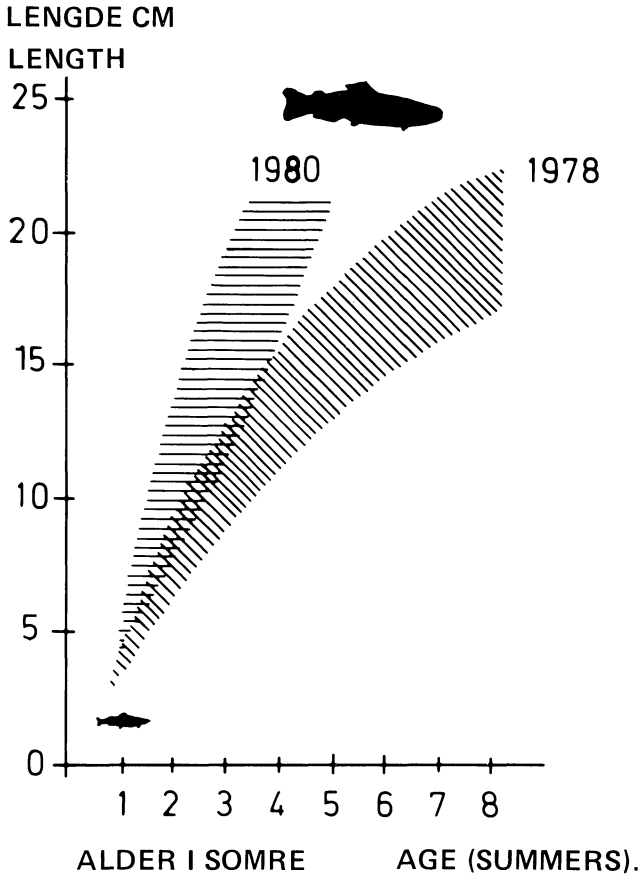


Fig. 12.
Lengde og alder hos ørret fanget i basseng T4 i Mørkedøla i 1978 og 1980. (Omarbeidet etter Borgstrøm (1981)).

Length and age of trout caught in basin T4 in Mørkedøla in 1978 and in 1980. (Adapted from Borgstrøm, (1981)).

vekk. Den raskere veksten skyldes temmelig sikkert en kombinasjon av økt temperatur og redusert vannhastighet, effekter som ikke kan skilles fra hverandre i dette tilfellet. Endringer i forholdet mellom fiskebestandens størrelse og tilgangen på næring kan også virke inn på resultatet.

Eksingedalselva, som er forskjellig fra både Mørkedøla og Skjoma, hadde fisken en gjennomsnittlig økning i årlig lengdevekst på hele 80% for de 4 første leveår, og en bedring i lengdeveksten kan følges opp til 8. leveår. Imidlertid viste det seg, ikke uventet, at bestandstettheten ble for høy i Ekseområdet. Næringen ble etter hvert utilstrekkelig for den store bestanden, (+250% fra 1976 til 1983), og vekstreduksjoner ble resultatet. Skal denne trend unngås, må det fiskes adskillig hardere i elven enn tilfellet er i dag, evt. kombinert med økt næringstilgang (Andersen & Kleiven (1985)).

I Nea og i Hallingdalselva har man ikke data fra før inngrepene ble foretatt, så sammenlikninger av denne type er det ikke mulig å foreta derfra. Den gjennomsnittlige tilvekst i begge elver er imidlertid idag mellom 5 og 6 cm pr. år, og dette er forholdsvis mye sammenliknet med andre regulerte og uregulerte elver.

I begge elver er det registrert en forskjell i vekst på stryk- og terskelstrekninger. I Nea var f.eks. middellengden for 2-årig fisk hhv. 9.3 og 11.4 cm på stryk og i terskelbasseng. De tilsvarende verdier for 3-årig fisk var 14.5 og 17.2 cm. I Hallingdalselva vokser fisken fra den strømharde strekning gjennomsnittlig 20% langsommere enn fisken fra den roligere strekning og lengdeøkningen når en topp i tredje leveår med 6 cm. Veksten på den rolige strekning kulminerer etter fjerde leveår og da med 7 cm årlig lengdeøkning. Selv om man tar hensyn til at fisk av forskjellig størrelse velger forskjellige oppholdssteder, synes denne trenden klar.

Forholdet mellom vekt og lengde, fiskens såkalte K-faktor, var også gunstigst på de rolige strekningene i Hallingdalselva og Hemsil — gjennomsnittlig 0,95 og 1,03 på henholdsvis stryk og rolig strekning.

Når forskjellen i veksthastighet og kondisjon er såvidt stor som i Hallingdalselva, fører dette f.eks. til at fisk på strykstrekningene bare veier ca. 60% av jevngammel fisk på stille strekninger. Innenfor hver av strekningene er det ubetydelig forskjell mellom fisk fra terskelbassenger og de mellomliggende stryk. Det virker derfor som om det er elvens fall, og derved vannhastigheten, som er avgjørende for forskjellen i veksthastighet i dette tilfellet. Vannføringens størrelse synes av mindre betydning. At vannet på begge typer strekninger (rasktrennende og rolige) bremses opp av terskelbassenger, synes ikke å være tilstrekkelig til å utjevne vekstforskjel-

lene i denne elven. Materialet fra Hemsil forsterker inntrykket om vekstforskjeller i rolige og raske elveavsnitt, men det er ikke bygget terskler på strykstrekningen slik at effekten av disse ikke kommer frem her.

I Eksingedalselva har fiskens kondisjon avtatt ganske mye fra 1976 til 1983 som et resultat av den store økning i antall uten en tilsvarende økning i tilgjengelig næring. Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor for 333 fisk i 1976 var 1,04, i 1983 var gjennomsnittet for 229 fisk 0,93. I begge tilfelle dreier det seg om fisk større enn 11 cm og fra forskjellige biotoper i elven. For fisk over 20 cm var kondisjonsfaktoren helt nede i 0,88 (Andersen & Kleiven (1985)).

Den stasjonære ørreten kan i mange elver nå en betydelig størrelse. Under kontrollene i Hallingdalselva ble det registrert fisk på 4,6 og 2,8 kg. Men dette var på ingen måte maksimalstørrelsene for fisk i elven. Ved Gol ble det i undersøkelsesperioden tatt ørret på 6,0 og 8,5 kg. Like nedenfor nederste forsøksstrekning ble det i 1980 funnet en død ørret på 11 kg som tydelig hadde vært i kontakt med krokredskap.

I Hemsedal premierer fiskeforeningen hvert år de tre største fiskene som blir tatt i elven. I tidsrommet 1975 til 1982 veide de 24 premiefiskene mellom 1 500 og 4 815 g og med 2 770 g som et gjennomsnitt. Det kan ikke utelukkes at det er tatt større fisk enn dette. Regulerte elver med en rimelig blanding av stryk og rolige partier kan altså opprettholde en bestand av storørret, forutsatt at vannføringsreduksjonene ikke blir for store.

Når man ser på det samlede datamaterialet fra de elver som er med i undersøkelsen, synes det forholdsvis klart at vannføringsreduksjoner og terskelbygging under visse forutsetninger gir en bedre vekst enn tidligere. Forutsetningene er at næringens kvalitet og tilgjengelighet reduseres mindre enn energigevinsten ved nedsatt vannhastighet og økt temperatur. Disse forutsetninger synes å være oppfylt i undersøkelsesperiodene ved flere av de lokaliteter Terskelprosjektet har undersøkt. Eikredammen i Hemsil er fra 1959, de eldste tersklene i Nea ble bygget i 1962 og flere av tersklene i Hallingdal ble bygget i slutten av 60-årene. I Eksingedalen ved Ekse synes det imidlertid klart at bestanden ble for stor med vekst- og kvalitetsreduksjoner som resultat etter den første eksplosjonsartede økningen.

Bestandstetthet

Terskelprosjektet har foretatt beregninger av bestandstettheten av ørret i Eksingedalen før og etter regulering og bygging av terskler. (Larsen (1977), Hagala (1982), Andersen (1983), Andersen & Klei-

ven (1985)). I tillegg er målinger utført i Nea og Skjoma (Langeland og Haukebø (1979)). Ser vi på de store linjer i utviklingen på Ekse fra 1968 til 1983 på en ca. 1,5 km lang strekning, finner vi at bestanden av ørret større enn 8 cm har økt fra ca. 2,5 fisk/100 m² til ca. 15 fisk/100 m². Bestanden innen selve terskelområdet har økt fra ca. 1 000 fisk i 1968 til ca. 6 000 fisk i 1983!

Den strekning som er undersøkt, består av partier som alltid har vært stryk, noen naturlige høler og et terskelbasseng et sted hvor elven tidligere gikk med jevnt, slakt fall.

I figur 13 er soneinndelingen som er benyttet i rapportene fra Eksingedalen og de respektive tetthetter for de to år ført opp.

Det har vært en nærmest eksplosjonsartet utvikling i de fleste sonene (foto 32 og 33) bortsett fra $3B_{II}$ som er en forholdsvis stor, naturlig høl, Øynahølen. Man må anta at denne hølen ikke har endret seg særlig på grunn av reguleringsinngrepet. Arealet er omtrent det samme som før, og bunnen såpass

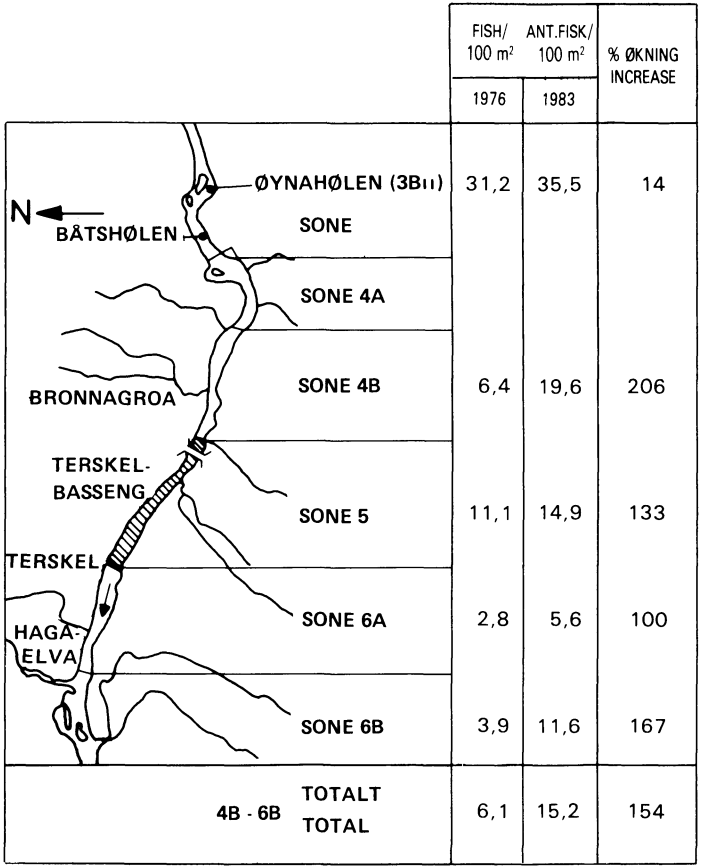


Fig. 13.
Tetthet av ørret i 1976 og 1983 i ulike soner av Eksingedalselva. (Tegnet på grunnlag av data fra Andersen (1983 b)).

Trout density in 1976 and 1983 in different zones of the River Eksingedalselva. (Drawn on the basis of data from Andersen, (1983 b)).

bratt at den relativt beskjedne vannstandssenkningen i perioder med liten avrenning betyr lite. Hølen hadde fra før den høyeste tettheten av fisk i området, 35,5 fisk/100 m² (420 fisk totalt i 1983).

På denne delen av Eksingedalselva og ovenfor er det ikke gjort noe forsøk på skadedempende tiltak, og det er ikke bygget terskler. Til tross for en meget kraftig reduksjon av vannføringen, viser det seg altså likevel at fiskebestanden i hølen ikke ble redusert, men tvert imot fikk en liten økning. Beskatning av fisk i dette området har tradisjonelt vært liten. Det er regnet med at innvandringen av fisk til undersøkelsesområdet er liten på grunn av topografien.

De øvrige sonene har hatt en økning i fisketetthet på minst 100% fra 1976 til 1983. Størst økning finner vi på strykområdene 4B og 6B med ca. 200%, for selve terskelbassenget har økningen vært 133%. Forholdsvis tidlig ble man klar over at den funksjonelle enhet ikke er terskelbassenget alene, men terskelbasseng med oven- og nedenforliggende strykstrekninger. I Eksingedalen er den funksjonelle enheten strekningen 4B—6B, og her er økningen i bestandstetthet 154% i perioden 76—83.

Bestanden av eldre fisk (større enn aldersgruppe 2) på Ekse er blitt 6 ganger så stor fra 1968 til 1983. Hovedårsaken til denne kraftige økningen i totalbestand synes å være en bedring av overvintringsforholdene. Stor og liten fisk står mer adskilt etter terskelbyggingen, og derved reduseres konkurransen individene imellom. Mens det på et bestemt område var ca. 2 400 fisk i 1976 med en samlet vekt på ca. 170 kg, var det i 1983 ca. 6 000 fisk med en samlet vekt på ca. 318 kg. Når man tar i betraktning den tilgjengelige næring, energiforbruket, den korte sommersesongen og setter kondisjonsfaktor til minimum 1,0, synes det som om dette området har en bæreevne på ca. 200 kg fisk (Andersen & Kleiven (1985)).

Man kunne forvente at næringstilgangen ville bli en begrensende faktor for bestanden på Ekse. Det har altså liten hensikt å utføre tiltak som ensidig øker bestanden om man ikke sørger for å holde den i balanse med næringstilgangen på et nivå hvor kvaliteten er tilfredsstillende.

Beitetrykket av de ca. 2 400 fisk som fantes på strekningen 4B-6B må være meget stort i de perioder hvor mer enn halvparten av totalbestanden er samlet i det ca. 7 500 m² store bassenget. Dette forhold må utvilsomt sees i sammenheng med tetthetstallene for bunndyr i og utenfor bassenget. (Se avsnittet nedenfor om vandring).

I Nea var tettheten av 1—3 år gammel ørret fra 5,7 til 83,5 fisk/100 m² i de nyetablerte terskel-

bassengene. Maksimal tetthet fant man i et av terskelbassengene fra 1962, — hele 183 fisk/100 m^2. Det er registrert at antallet oppholdsplasser for større fisk er økt betraktelig, og fiskbart areal er økt fra 5 til 50 ha ved den siste terskelbyggingen. Når det gjelder Nea, foreligger ikke data fra situasjonen før regulering. Før de siste tersklene ble bygget i slutten av 70-årene, var Nea ødelagt som fiskeelv. I Skjoma er det også registrert en markert økning i tetthet av laks og ørret etter at reguleringen ble satt i verk høsten 1977. Sett under ett var det før dette tidspunkt 8,5 fisk/100 m^2, etter regulering en økning til 28 fisk/100 m^2. Reduksjon av vanndekket areal kan være medvirkende til den store økningen, men det foreligger ikke data for dette. Ved flere tilfeller fant man dobbelt så høye tettheter av fisk (i gjennomsnitt) utenfor tersklene i Skjoma som innenfor. Uten lokalkjennskap til bunnforholdene i elven kan dette synes å stå i motsetning til det som er funnet i Eksingedalen og Nea. Skjoma er en forholdsvis bred og flatbunnet, grunn elv etter reguleringen. Bunnmassene i terskelbassengene er spesielt finkornet og nesten fri for store steiner, rekved og vegetasjon som kan virke som skjul for fisken. Langs enkelte av breddene i terskelbassenget er det imidlertid elveforbygninger av grove steinblokker, og langs disse er fisketetthetene større enn utenfor terskelbassenget. Eksempelvis har man langs to forbygde strekninger i to forskjellige terskelbasseng hhv. 42,5 og 50 fisk/100 m^2, mens sand- og slambunnen, som dekket mesteparten av bassenget, hadde så lave tettheter som hhv. 2 og 0,7 fisk/100 m^2. På elvestrekningene utenfor bassengene var tetthetene av størrelsesorden 36 fisk/100 m^2. Tilsvarende forhold er registrert også andre steder, bl.a. i Todalselva (Korsen (1984)). Også her må man se terskelbassenget som en del av den funksjonelle enhet idet det er en betydelig vandring inn i og ut av bassengene.

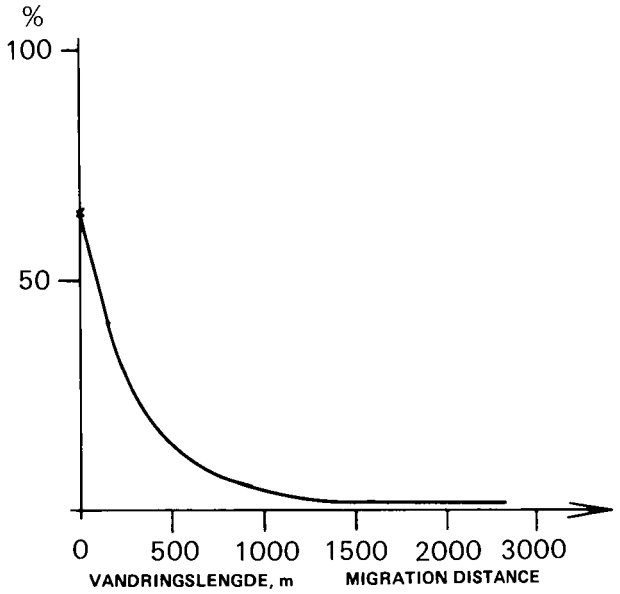
Vandringer

Merkinger i mange vassdrag har vist at elveørreten vandrer lite, den er stasjonær (fig. 14). Lokalt kan det imidlertid forekomme vandringer som er meget viktige og avgjørende for overlevelsesevnen til bestandene. (Aass (1978, 1983) og Evensen (1981)).

Ørretens stedbundethet slik den er vist i fig. 14, er fra forsøk med vill ørret. 65% ble fanget på samme sted som de ble satt ut, og bare 17% hadde vandret mer enn 500 m. I de senere år er oppforet ørret fra anlegg merket og sluppet i Strandafjorden, Hallingdalselva og i Krøderen. Av de 2 000 fisk som ble satt ut i Strandafjorden i 1978—81, ble bare noen få tatt like nedenfor utløpet av fjorden (demning med fisketrapp), og ingen lenger ned i

Fig. 14.
Fiskevandring i Eksingedalen i tidsrommet august 1976 — mai 1977. Antall fisk er 490, og figuren er basert på gjennomsnittsverdier for hele forsøksstrekningen. (Tegnet på grunnlag av data fra Evensen (1981)).

Fish migration in the Eksingedalen river during the period from August 1976 to May 1977. There were 490 fish, and the figure is based on average values for the entire experimental area. (Drawn on the basis of data from Evensen, (1981)).



elven. Ørret utsatt lenger ned i Hallingdalselva er også stort sett gjenfanget rundt utsettingsstedene. Bare 6—7% av gjenfangstene er gjort i en avstand av 10 km eller mer fra utsettingsstedet. Fisken som ble satt ut i Krøderen var utsortert gyteferdig hannfisk. En del av disse ble gjenfanget i Hallingdalselva, noen helt oppe ved Gol. (Aass & Jensen (1970)). Oppdrettsørret utsatt i Hemsil har vist større nedvandringstendens enn fisk i Hallingdalselva, men vandringene stopper i Eikredammen. Dette er i samsvar med oppførselen til den lokale villfisken. (Fisken kan slippe seg forbi dammen ved overløp i flomperioder).

På bakgrunn av merking og vekstanalyser som her er gjort, ser det derfor ut til at utsatt og vill fisk har samme vandringsmønster og at stedbundetheten er meget sterk.

På Ekse mener man på grunnlag av merkeforsøk (foto 37—39) å kunne skille mellom 3 mer eller mindre adskilte lokalbestander av ørret, til tross for at de ikke er fysisk hindret fra å vandre fritt fra det ene området til et annet. Ved å splitte forsøksstrekningen opp i mindre områder, slik som i fig. 15, kommer det ved analyse av resultatene tilsyne et lokalt vandringsmønster som sannsynligvis er en av hovedgrunnene til den vekst og utvikling man har kunnet registrere i fiskebestanden på Ekse.

Man kan skille mellom vandring til og fra vinteropp-

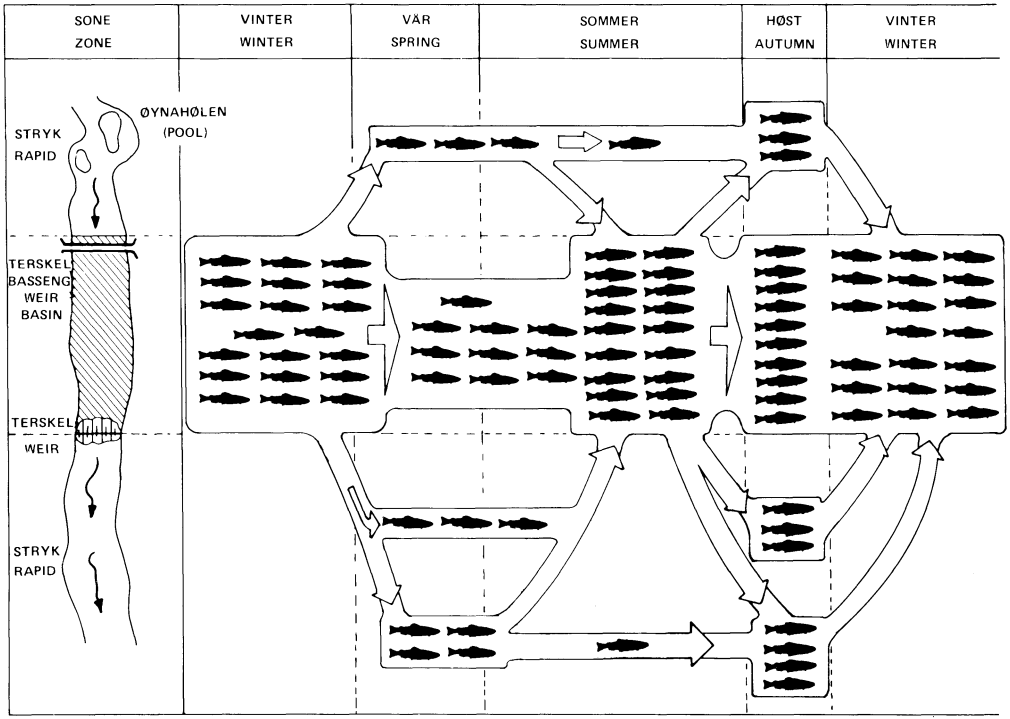


Fig. 15.
Ørretvandringen i Eksingedalen i terskelområdet ved Ekse. En fisk symboliserer 5% av aldersgruppen som er i sin 6. vekstsesong eller eldre. (Tegnet etter data fra Evensen (1981)).

Trout migration in the Eksingedalen river in the weir area at Ekse. Each fish symbolizes 5% of the age group of fish in their 6th season of growth or older. (Drawn on the basis of data from Evensen, (1981)).

holdsplass, vandring ved lite vann i sommersesongen, gytevandring og næringsvandring. Terskelbassenget og de naturlige hølene i dette systemet fungerer som tilfluktssted når vannføringen blir liten, enten pga. lite nedbør om sommeren eller lite tilsig og isdannelse om vinteren. Den typiske årssyklus i den lokale fiskevandring ved Ekse blir da slik som fig. 15 viser. Det kommer også delvis frem av figuren at strykområdene har størst «trafikk» av vandrende fisk. Dette har sammenheng med at strykområdene forholdsvis fort blir risikofylte oppholdssteder for fisken, spesielt for de største individene, når vannføringen går ned. Hølene og terskelbassenget derimot blir ikke påvirket i samme grad. Merkeforsøkene viser at mens stasjonæriteten i hølene og terskelbassenget er fra 50 til 100%, så ligger den på 20—30% på de mellomliggende strykstrekningene. Samtidig fant man at 50—60% av vandringen fra strykstrekningene er kortere enn 500 m, dvs. nok til å nå nærmeste høl eller terskelbasseng.

Dødelighet hos villfisk

I naturlig tilstand er det en betydelig dødelighet hos ørret, og denne er størst om vinteren (foto 21). I fig. 16 er dødeligheten i Eksingedalselven fra egglegging og frem til fisk som er 7 somre gammel fremstilt. Dødeligheten er størst blant de yngste

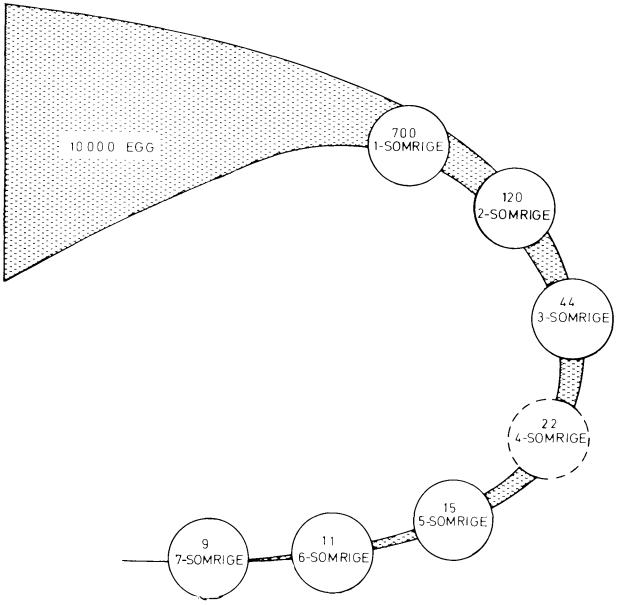


Fig. 16.
Naturlig dødelighet i en ørretpopulasjon fra egglegging til 7-somrig fisk. (Verdien for 4-somrig fisk er antatt, de øvrige er beregnet ut fra undersøkelser. (Tegnet på grunnlag av data fra Hagala (1982) og Andersen (1983)).

The natural mortality rate of a trout population from egg-laying to 7-year-old fish. (The value for 4-year-old fish is an estimate, the others are calculated on the basis of investigations). (Drawn on the basis of data from Hagala, (1982), and Andersen, (1983)).

stadier. I overgangen fra egg til 1-somrig fisk er den hele 93%, for så å flate ut til ca. 20% for de få fisk som måtte bli 7 somre eller eldre. Figuren viser også at bare ca. 0,9‰ av det opprinnelige antall egg som ble lagt, opplevet den 7. sommer som fisk. 7 fisk merket i 1976 ble gjenfanget ved et kontrollfiske sommeren 1983. Disse var da ca. 9 år gamle.

Dødeligheten i terskelområdet ved Ekse ble studert i 1976—77. (Hagala (1982) og Andersen (1983)). Isen la seg over hele området i november og lå ca. 6 måneder. Istykkelsen ble målt flere steder og nådde opp i 60—70 cm. På terskelbassenget var den ca. 50 cm. Det vesentlige i denne sammenheng er imidlertid ikke istykkelsen i seg selv, men hvor stor vannfylt klaring det var mellom isen og bunnen.

På strykstrekningen var det mange steder helt bunnfrosset og maksimalt 5—10 cm vann under isen. Vannet hadde også en tendens til å forandre leie kontinuerlig og gamle løp frøs da igjen. I terskelbassenget varierte vanndybden under isen fra delvis bunnfrysing i øvre del til ca. 70—80 cm på dypeste punkt. Gjennomsnittlig var det 20—25 cm vanndybde i de sentrale deler av bassenget. I de to naturlige hølene, som er ganske dype, var vanndybden under isen hhv. 50 og 80 cm.

Sett i forhold til det som er funnet andre steder, må vinterdødeligheten hos eldre fisk karakteriseres som lav på Ekse. I området ovenfor terskelbassenget var den hhv. 40, 25 og 15% for aldersgruppen 4-somrige, 5-somrige og ≦6-somrige. Det var i dette området de to naturlige hølene befant seg, og disse har høyst sannsynlig virket som gode overvintringsplasser for den eldste og mest dominante fisken. Den yngre fisken, gruppen i 4. vekstsesong eller yngre, var henvist til mindre gunstige overvintringsplasser i hølen og på elven i tråd med den hierarkiske oppbygging man finner innen slike ørretbestander. Fangster tidlig på våren bekreftet det forholdsvis lave innslag av de yngste gruppene. Det er klart at man her har en av grunnene til at dødeligheten avtar etterhvert som alderen på fisken øker (kfr. fig. 16).

I den delen av elven som inkluderer terskelbassenget, var de tilsvarende dødelighetstall for de samme tre grupper som nevnt ovenfor hhv. 31, 18 og 28%. I selve terskelbassenget ble det merket to grupper med fisk (≦6-somre), den ene gruppen fra den nedre dype del av bassenget og den andre fra den øvre, grunne del av bassenget. Førstnevnte gruppe, som hadde de beste overvintringsplassene, hadde så lav dødelighet som 6%. Den andre gruppen 19%, noe som også må sies å være lavt. Tilsvarende verdi for den ene av de naturlige hølene (Øynahølen) var 15%.

Sommerdødeligheten på Ekse var meget lav, — tilnærmet lik null i undersøkelsesperioden. En «unormal» flomtopp i 1976 som skyldtes tapping av vann fra magasinet, viste imidlertid at krappe flommer er en betydelig dødelighetsfaktor, særlig for de yngste stadier av fisk.

Dødelighet hos utsatt, oppdrettet ørret

På grunn av interessen for sportsfiske i Hemsedal har den lokale fiskeforening i mange år satt ut betydelige mengder oppdrettet ørret av forskjellig alder og størrelse. Fisken har blitt satt ut om høsten fordi foreningen regnet med at den da ville ha blitt «vill» innen fisket begynte om våren året etter. Terskelprosjektet har merket 24 620 tosomrige og 2 340 eldre ørret. Disse fiskene er utsatt om våren istedenfor om høsten.

Av de tosomrige er bare et par prosent gjenfanget, mens de rapporterte gjenfangster av de andre gruppene ligger mellom 11 og 63%. Resultatene varierer med utsettingsstørrelse og -tid. Vårutsetting ga bedre resultat enn høstutsetting, og utsetting av stor fisk gir høyere gjenfangst enn ved bruk av liten fisk. Det ble også merket 1 230 høstutsatte regnbueørret som ga en gjenfangst på 9%.

I Hallingdalselva ble det i alt satt ut 2 030 treårige ørret. Gjenfangstene lå mellom 31 og 49%, avhengig av fiskens gjennomsnittsstørrelse ved utsetting.

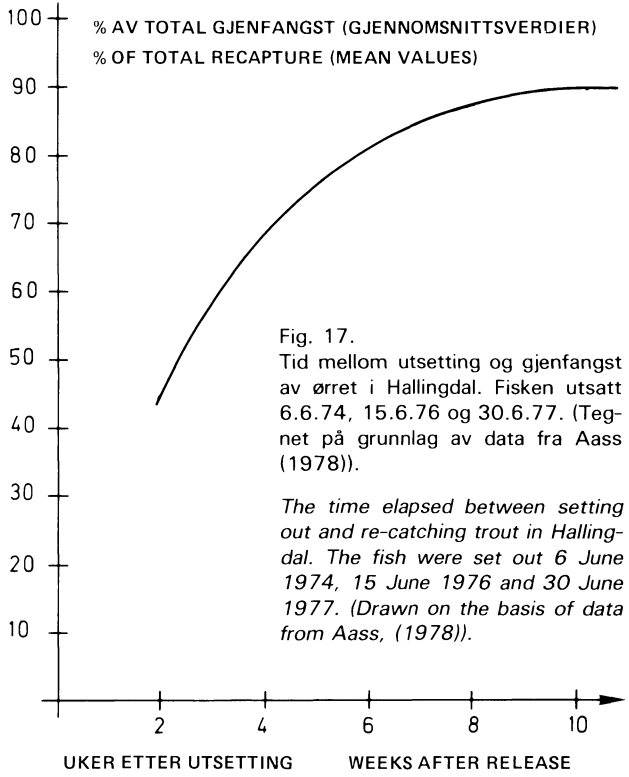


Fig. 17.
Tid mellom utsetting og gjenfangst av ørret i Hallingdal. Fisken utsatt 6.6.74, 15.6.76 og 30.6.77. (Tegnet på grunnlag av data fra Aass (1978)).

The time elapsed between setting out and re-catching trout in Hallingdal. The fish were set out 6 June 1974, 15 June 1976 and 30 June 1977. (Drawn on the basis of data from Aass, (1978)).

Forsøk med merket villfisk ga lavere gjenfangster. Vårutsetting av regnbueørret har i Hallingdal gitt gjenfangster på 28 og 50% for hhv. ett- og toårig fisk. Fiskernes reaksjoner på utsettingen har vært positive. Dette vil bli kommentert nærmere senere. Etter utsetting av fisk i fangbar størrelse blir de fleste, (40—90%), tatt innen en måned etter utsetting (Fig. 17). I denne perioden synes dødeligheten av andre årsaker å være liten. Dødeligheten øker så utover høsten og vinteren til ca. 90—95%, noe som er vesentlig høyere enn for villfiskens vedkommende. Etter 2—3 år forsvinner den utsatte fisken fra fangstene og oppnår derfor aldri samme alder som villfisken. Regnbueørreten forsvinner enda hurtigere.

Tendensen i resultatene fra Terskelprosjektet er de samme som ved andre elveutsettinger av ørret. Vandringene til utsatt fisk er korte, spesielt ved vårutsettinger. Der fiskeintensiteten er høy kan denne form for «put and take»-fiske ha sin berettigelse både økonomisk og av andre grunner. En annen konklusjon som kan trekkes av dette, er at snaut 1 av 10 utsatte fisker som ikke fanges overlever førstkommende vinter (Aass (1978) og (1979)).

Konkurranse mellom arter og aldersgrupper innen samme art

Forskjeller i fordeling av laks og ørret i- og utenfor terskelbassenger er studert i Skjoma og Todalselven (Heggberget (1982) og Korsen (1984)). Det er vannhastigheten som i stor grad bestemmer ballanseforholdet i blandede fiskebestander. Bunnens beskaffenhet og andre faktorer spiller også inn, men disse er ofte også bestemt av vannhastigheten.

Av betydning i denne sammenheng er at laksefiskenes territoriehevdelse oppheves når vannhastighetene blir mindre enn 5—10 cm/s. Når dette skjer, tillater de sine artsfrender tettere innpå seg, og dette muliggjør større fisketetthet pr. arealenhet. Denne komprimeringseffekt gjør bl.a. den store økningen av fiskepopulasjonen i Eksingedalen mulig ved at individene samles i terskelbassengene og i de naturlige hølene om vinteren og i perioder med lav vannføring ellers i året. Dette adferdsmønster er neppe noe spesielt for terskelbassengene, men er en naturlig reaksjon hvor territoriehevdelsen mer eller mindre regelmessig må brytes ned for at fisken skal kunne overleve. I Skjoma ble det registrert tendenser til stiming av fisk i terskelbassengene.

I Skjoma ble det funnet en viss forskjell i laksens og ørretens valg av standplass på elvestrekningene mellom terskelbassengene. Dette fant man også i Todalselva, og det bekreftes av mange lignende observasjoner fra andre elver. Laksen holder seg ute i de mest strømharde partiene av elven, mens ørreten ble funnet nærmere elvebreddene.

I terskelbassengene, derimot, var det bare i liten grad forskjeller mht. avstand fra land, strømhastighet osv. I Todalselva var det også i terskelbassengene en forskjell, men her er tersklene av en annen type, de såkalte Syvdetersklene, som nettopp er konstruert for å holde vannhastighetene oppe (foto 9).

Når det gjelder konkurranse mellom forskjellige aldersgrupper innen samme art, ble dette studert i forsøksområdet i Eksingedalselva. Terskelbassenget reduserte konkurransen mellom 1- og 2-åringene og større fisk ved at territoriehevdelsen opphører, og ved at den større fisken samles i nedre delen av terskelbassenget. (Hagala (1982) og Andersen (1983)).

Det har vært stilt spørsmål om terskelbygging i regulerte vassdrag har ført til økning i ørekytebestanden, og om dette har lettet ørretens beskatning av denne art. I Hallingdalselva finnes ørekyte overalt hvor den har muligheter for å stå. Spesielt synes de brede, steinete strykpartiene å tilby gode oppholdssteder langs breddene. Terskelbassengenes noe jevnere strender og mer finkornete bunn synes å gi mindre skjul for ørekyten. Selv om vannhastigheten er redusert i terskelbassengene, ble det observert lavere tettheter av ørekyte her enn i strykene.

Totalt ble det funnet ørekyte i magene på 5% av ørreten fra Hallingdalselva og Hemsil. De fiskespisende ørretene var fra 19 til 58 cm. Fangst av ørekyte synes ikke å være begrenset til noen bestemt størrelsesgruppe av ørret. F.eks. viste en kontroll i 1981 av 18 fisk melom 0,5 og 3 kg at bare to hadde fiskerester i magen. Inntrykket etter de observasjoner man har gjort, er at ørekyte spiller liten rolle som næring for ørreten i Hallingdalselva og Hemsil. Terskelbyggingen har antakelig ikke endret dette forhold.

Hvorvidt ørekyten konkurrerer med ørreten om næringen eller virker som rovdyr på ørretrogn og -yngel, er ikke undersøkt i denne forbindelse. I Hallingdal synes heller ikke terskelbyggingen å ha ført til noen innvandring til bassengene av sik og røye som finnes i vassdraget.

Som mulige årsaker til de registrerte endringer i fisketetthet og -kvalitet kan følgende momenter summeres opp:

Vannhastigheten har overordnet betydning for fiskens energiforbruk. På strømharde strekninger kan energiforbruket ved begrenset næringstilgang i forhold til fisketetthet bli så stort at svært lite av tilgangen går til vekst. Dersom vannhastigheten reduseres innen visse grenser, er dette energetisk fordelaktig for fisken. Når flere forskjellige arter opptrer i samme lokalitet, kan forskyvninger i artsbalansen føre til tilbakegang for noen arter og fremgang for andre, men energetisk sett vil det

totalt bli en økning i produksjonen for den samlede bestand.
Reduksjon av flommer i perioden når plommesekkyngelen er i ferd med å utvikle seg til yngel, synes også å være gunstig. Flommen i Eksingedalen i 1976 viste at dette er en betydningsfull dødelighetsfaktor. Også for bunndyrfaunaen kan store flommer være «katastrofepregede». Imidlertid er flommer en naturlig foreteelse som også har klare positive sider. Hvorvidt resultatet blir positivt eller negativt er avhengig av flommenes størrelse, intensitet, hyppighet og tidspunkt.
Terskelbassengene vil øke overlevelsesmulighetene for fisk i vintersesongen og minske konkurransen mellom små og store individer. Bygging av terskler i vassdrag som fra før ikke har særlig mye høler og loner, synes derfor å kunne øke fiskeavkastningen og -kvaliteten. I enkelte regulerte elver kan terskelbassengene helt eller langt på veg kompensere det produksjonstap som redusert vanndekket areal ofte medfører. I tilfeller som Eksingedalen, kan forholdene også forbedres hva produksjon av fisk angår. Hovedårsakene her er at det er skapt nye gyteområder og at vinterdødeligheten er redusert. Men dersom ikke bestanden holdes på et nivå som er tilpasset næringstilgangen, vil man ende opp med en stor småvokst bestand som er lite attraktiv til sportsfiske osv. Tiltak som kan øke næringstilgangen vil kunne være aktuelle i en driftsplan for elven.
Når det gjelder fisk, synes det ikke å være noen prinsipielle forskjeller mellom naturlige høler og loner og terskelbassenger av sammenlignbar utforming. Sammenligning mellom strykstrekninger og rolige strekninger i Hallingdal indikerer imidlertid at dersom en elv opprettholder sin rasktflytende karakter også etter regulering og terskelbygging, så betyr dette mer for utviklingen enn tersklene. Tersklene virker nok i samme generelle retning som tidligere beskrevet, men elvens opprinnelige karakter er dominerende. Ut fra dette kan man slutte at tersklenes relative virkning er størst i mindre elver og i elver med drastisk vannføringsreduksjon og/eller vannhastighetsreduksjon.

Sportsfisket i regulerte elver

Utøvelsen av fisket i våre innlandsvassdrag har endret karakter i de senere år. Fra å være et matfiske eller en attåtnæring ved salg av fisk og fiskeprodukter, er den nå i all vesentlighet et sportsfiske med servicetilbud i tilknytning til dette (foto 41).
I Hallingdal og Hemsedal er turisme en betydelig næringsgren, og mulighetene for å utøve sportsfiske er blitt et vesentlig moment i det rekreasjonstilbud man har lagt opp til i disse dalførene. Ved hjelp av intervjuundersøkelser (foto 42) og kontroll

av fiskernes fangster i perioden 1973—82 har Terskelprosjektet studert hvordan slike vassdrag utnyttes til fritidsfiske og hva disse vassdragene gir i form av fiskeavkastning. (Aass (1978, 1981, og 1983)).

Tilsammen er det foretatt kontroller langs 9,5 km elvestrekning i Hallingdal (Gol ligger omtrent midt på forsøksstrekningen) og 6,4 km i Hemsedal, (Eikredammen ligger nederst på forsøksstrekningen). På disse ca. 16 km elvestrekninger har det år om annet vært totalt ca. 8 500 dagsbesøk. Tallet varierer rimeligvis noe med været og annet som påvirker folks ferieplaner, men er antakelig ganske representativt for den 10-års perioden som er undersøkt. En hel del av disse besøk er turister på gjennomreise, men et betydelig antall reiser til Hallingdal og Hemsedal nettopp for å fiske. Det er også registrert at mange har sine campingvogner stående på campingplassene langs elvene for bruk i helgene utover den egentlige ferieperioden.

I Hemsedal viste undersøkelsene i 1982 at bare 4% av de som fisket i elven var fra stedet, mens 96% var tilreisende. Av de tilreisende var ca. 73% nordmenn, 15% svensker, 12% andre utlendinger (Fig. 18). Besøket i 1982 regnes som dårlig, — under middels pga. værforholdene. De norske fiskerne kom fra alle landsdeler, men størsteparten kom fra Østlandet. Hver fjerde fisker var fra Oslo. Tallene er en bekreftelse på at fisket drar mange til bygda. Regnet fra kommunesenteret i sportsfiskernes hjemkommune og korteste veg til Eikredammen i Hemsedal, er det 221 km én veg! I Hallingdal var det tilsvarende tallet 210 km. Kvinner utgjorde 13,2% av norske fiskere, tilsvarende tall for utenlandske kvinner var 2,7% om alle utlendinger betraktes under ett.

Tallene varierer rimeligvis noe fra år til år og også innen de forskjellige strekninger som er undersøkt. (Aass, under arbeid). Ser man på de store linjer i bildet, viser det seg at i perioden 1978 til 1982 utgjorde utlendinger i sum ca. 18% av det totale antall tilreisende til undersøkelsesstrekningene i Hallingdal og ca. 26% til strekningene i Hemsedal. Hele 11 nasjoner var representert i Hallingdal og 9 i Hemsedal. Begge steder var svensker, dansker, tyskere og nederlendere klart de største gruppene, svenskene størst i Hemsedal, mens danskene utgjorde majoriteten av utlendingene i Hallingdal. Den mest langvegsfarende fisker som ble registrert kom fra Egypt!. De tilreisende nordmenn fordeler seg på et stort antall kommuner, opptil 59 i Hallingdal og hele 82 i Hemsedal.

Ved samtlige kontroller av fiskerne i Hemsedal/Hallingdal ble redskapsvalg notert. Det var som rimelig kan være en viss forskjell, avhengig av om man fisker på stryk eller i roligere vann, og ikke

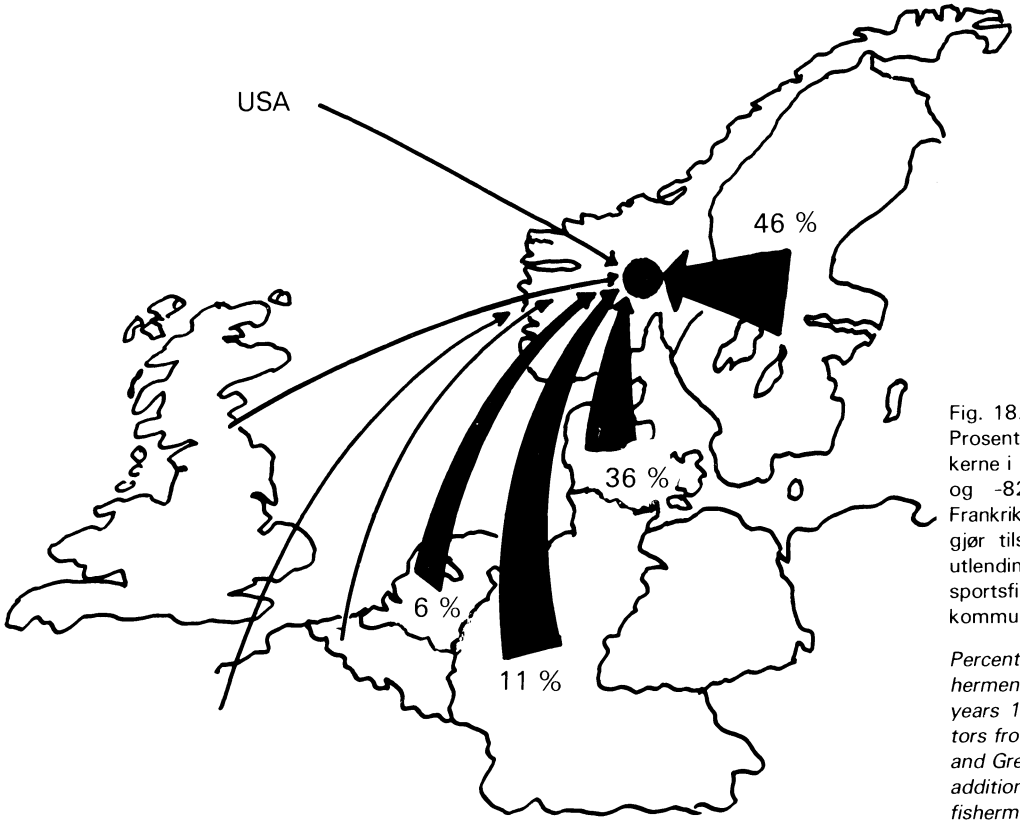


Fig. 18.
Prosentvis fordeling av sportsfiskerne i Hemsedal i årene 1979, -80 og -82. Tilreisende fra Belgia, Frankrike, USA og Storbritannia utgjør tilsammen 1,8%. I tillegg til utlendingene er det tilreisende sportsfiskere fra i alt 109 norske kommuner. (Aass in prep.).

Percentage distribution of sports fishermen in Hemsedal during the years 1979, 1980 and 1982. Visitors from Belgium, France, the USA and Great Britain made up 1.8%. In addition to the foreigners, sports fishermen from a total of 109 Norwegian municipalities visited Hemsedal. (Aass, in progress).

minst om man hører til de dyktige fluespesialistene eller ikke. Mark ble benyttet av ca. 65% av fiskerne i Eikredammen i Hemsil og ca. 32% av dem som fisket i elven. Sluk/spinner hhv. 8,5 og 10% og fluedupp hhv. 11,5 og 14%. Blant fluefiskerne var tørrflue klart foretrukket alle steder. I Hallingdal var det til sammenligning ca. 50% som foretrakk fluedupp, mens bare ca. 10% benyttet mark.

I 1980 ble hhv. 61 og 32 fiskere ved Eikredammen og på elvestrekningen ovenfor intervjuet om hvorvidt de var fornøyde med fangstene. Ca. 10—12% svarte at de var fornøyd, mens ca. 80—85% var misfornøyd. Det var en tendens til at de som fisket på elven var mer fornøyd enn de som fisket i dammen. Det var også en tendens til at flue- og markfiskerne var mer fornøyd enn de som hadde valgt andre redskapstyper. Av de som fisket i Eikredammen var de norske prosentvis noe mer fornøyd enn utlendingene, mens det motsatte var tilfellet på elvestrekningene.

Hele 60—65% av fiskerne hadde fisket i Hemsil tidligere, og blant disse gjengangerne var det ca. 15—20% som mente at fisket hadde vært bedre tidligere, mens ca. 35% mente det var omtrent det samme.

Det er meget vanskelig å trekke noen bastante konklusjoner på grunnlag av opplysninger som fremkommer på et såvidt subjektivt grunnlag som dette. Fornøyd/misfornøyd, bedre/dårligere enn tidligere er i stor grad avhengig av følelser i øyeblikket og erindringer om fortiden. Selv med disse forbehold gir likevel tallene en viss pekepinn om fiskernes *oppfatning* av forholdene. I Hallingdal ga tilsvarende spørsmål samme resultat, til tross for at dagsfangstene pr. fisker der lå på et betydelig høyere nivå. Gjennomsnittsfangstene er imidlertid ikke alltid det beste sammenligningsgrunnlag fordi utbyttet fordeler seg ujevnt. Det er alltid noen som får lite eller ingenting uansett hvor mye som ellers tas i elven, og det er naturlig nok blandt disse man finner de fleste misfornøyde.

Til tross for at det på forsøksstrekningene i Hemsil og den øvrige fiskbare del av elven ble tatt ca. 2 000 kg fisk pr. sesong, gjør den høye fiskertettheten at gjennomsnittsutbyttet pr. dagsbesøk ikke blir høyere enn 210 g. Som et gjennomsnitt for hele 1977-sesongen for stangfisket i Hallingdalselva ble 34% av fangstvekten tatt i terskelbassengene. Den store variasjon i utbytte fører som nevnt ovenfor til stor uenighet i synet på forskjellige deler av elven som fiskeplass. Ved en nøyere oppdeling av det statistiske materialet fant man en overvekt av fornøyde fiskere blant dem som fisket i terskelbassengene. Det er her de dyktigste fiskerne holder til, og for disse er mulighetene i Hallingdal/Hemsedal store.

Totalutbyttet i Hallingdalselva og Hemsil i kg/ha varierer innen de forskjellige forsøksstrekninger:

Hallingdalselva	
Øvre strekning («stryk»)	7— 8 kg/ha
Nedre strekning («rolig»)	14—16 kg/ha
Hemsil	
Øvre strekning («stryk»)	6.6 kg/ha
Nedre strekning («rolig»)	21.6 kg/ha*

(*Eikredammen: 40 kg/ha, tilhørende elveavsnitt: 10 kg/ha)

En intervjuundersøkelse blant fiskerne i Todalselva på Sunnmøre ga også som resultat at en overveiende del av fiskerne var fornøyd med tersklene, selv om det her er snakk om en annen type terskler (Syvdeterskler). Disse har en noe annen effekt enn de konvensjonelle terskler som er omtalt i denne sammenheng. (Foto 9).

Vanligvis er fisket i våre større lavlandselver best på forsommeren når hovedflommen er på retur og vannføringen tillater bruk av kasteredskap. Samtidig er temperaturen og dermed fiskens næringsbehov stigende, og det finner sted en rik insektklekking som kan dekke dette fødebehovet. I vassdrag med sterkt fiske spiller det også en viss rolle at fisken er minst kroksky på denne tiden.

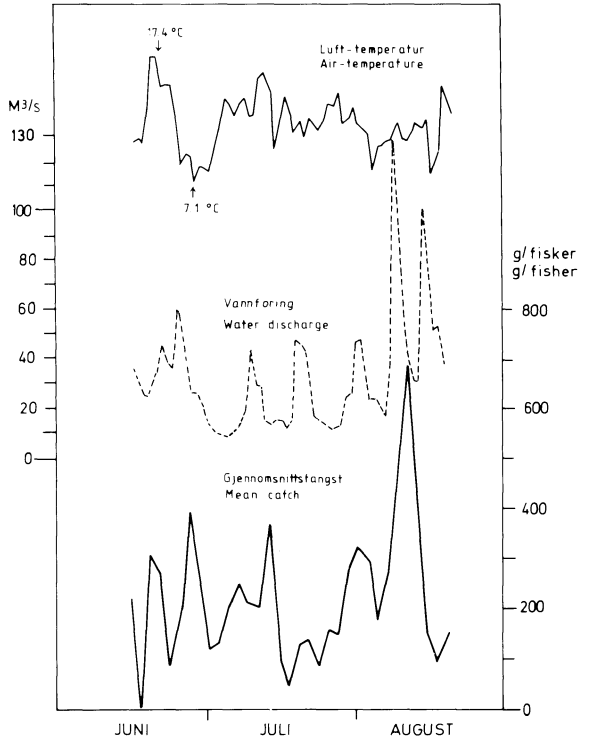


Fig. 19.
Gjennomsnittsfangster, vannføring og midlere lufttemperatur på forsøksstrekningene i Hemsil 1979. (Aass (1981)).
Average catch, waterflow and mean air temperatures in the experimental area in Hemsil, 1979. (Aass, (1981)).

Av de faktorer som påvirker dette generelle mønsteret er antakelig variasjoner i vannføringen den viktigste. I figur 19 er dette forsøkt illustrert ved å koble sammen kurvene for vannføring, lufttemperatur og gjennomsnittsfangster i Eikredammen.
Dagsfangstene har svingt mellom 0 og 721 g pr. fisker. De 5 markerte toppene i avkastning inntreffer når vannføringen avtar etter en forutgående topp. Dette skjer med en tidsforskyvning på 2—4 dager og tilsynelatende uten sammenheng med flomtoppens størrelse. Den største toppen i gjennomsnittsfangster ble nådd i august etter en uvanlig kraftig flom. Flommene fører til en økning i driv av næringsdyr for fisken, og det er ikke urimelig om dette har sammenheng med fiskens bitevillighet. En økt nedvandring til Eikredammen fra det overforliggende elveavsnitt er også mulig. Dette resultatet bekrefter de erfaringer mange elvefiskere har gjort. Totalutbyttet for sesongen ser derfor ut til å være avhengig av en viss variasjon i vannføringen. I vassdrag hvor restfeltet er lite eller hvor manøvreringsreglementet tilsier en meget stabil minstevannføring kan det derimot bli vanskelig å få fisken til å bite utover i sesongen.
Utsetting av merket fisk i fangbar størrelse i Hallingdalselva viste at over halvparten av fiskene ble fanget igjen i løpet av de to første ukene etter at de var satt ut. I løpet av 10 uker var ca. 90% gått på kroken. (Fig. 17). Den oppdrettede fisken var helt tydelig et lettere bytte enn elvens egen fisk, noe som muligens kan komme av de store miljømessige forskjellene fra et oppdrettskar og til en elv.
Av 267 spurte i Hemsil i 1982 ønsket 9 ikke utsetting av fisk og 4 hadde ingen spesiell mening om dette. De resterende 254 ønsket at utsetting av fisk måtte fortsette. Av de som hadde noen mening om hvilke arter som burde settes ut, var det 137 som holdt på vanlig brun ørret, og 9 som foretrakk regnbueørret.
Av de som ville ha utsatt fisk, foretrakk ca. 13% at det ble satt ut et mindre antall stor fisk (1 kg), mens 68% foretrakk et større antall mindre fisk (0,25—0,5 kg). Prosentdelen av de som foretrakk mange små fisk (0,25 kg) var noe større enn de som ønsket et midlere antall fisk på 0,5 kg.
Sportsfiskerne står for den største høstingen med redskap i Hallingdalselva, garnfisket er ubetydelig, under 5%. De meget effektive laksendene, — som skal omtales i neste kapittel, tar imidlertid også store kvanta fisk.
Nest etter skisporten er det sportsfisket som betyr mest for turistnæringen i Hemsedal. I 1979 ble dagsbesøket på kontrollstrekningene beregnet til ca. 500—600. Med støtte i disse tall er det totale besøk av fiskere i dalen beregnet til ca. 15 000 dagsbesøk. Besøket i 1979 var det høyeste i

undersøkelsesperioden. De direkte inntekter ved kortsalg var i 1979 ca. 100 000 kroner, eller ca. kr 50 pr. kg fisk om man legger den beregnede avkastning på 2 000 kg til grunn.

I 1982 ble 267 fiskere intervjuet i Hemsedal om antall dager de hadde fisket, innkvartering m.v. Av de norske tilreisende overnattet 74% i Hemsedal. Det tilsvarende tall for utlendinger var 90%. 41% bodde i campinghytter, 37% hadde egen campingvogn/telt, 16% egen hytte og 5% lå på pensjonat eller hotell. Det vil si at ca. 53% benyttet egen innkvartering, noe som for dalen må ansees mindre lønnsomt. Av de norske tilreisende var 68% alene, og det totale antall overnattinger i Hemsedal (inkl. ledsagere) lå i 1982 på 2 789 for forsøksstrekningens vedkommende. De oppgir å ha benyttet 2 465 dager til fisking i elven.

Med 15 000 dagsbesøk av fiskere og et gjennomsnitt på 1,5 overnattinger pr. dagsbesøk inkl. ledsagere, blir dette ca. 22 000 overnattinger i Hemsedal i fiskesesongen 1979. Hvor mye hver person la igjen i form av betalt overnatting og kjøp av fiskeutstyr og forbruksvarer, har vi ingen sikre data for. Folk på ferie bruker normalt noe mer penger enn til hverdags, ikke minst til mat og drikke. Om vi antar at de to tonn med fisk som ble tatt opp i 1979 ikke ble konsumert i sin helhet på stedet, og videre antar at det samlede forbruk er ca. 250 kr pr. person pr. døgn (opphold, transport, kjøp av utstyr etc.), blir det av størrelsesorden 5—6 millioner kroner i omsetning på sportsfisket i et par sommermåneder i Hemsedal. Antakelig er dette tallet for lavt anslått.

En undersøkelse som nylig er avsluttet i regi av Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske, (Bergan et al. (1983)) angir at ca. 1 million nordmenn er fritidsfiskere og i gjennomsnitt bruker 10 dager pr. år til sin hobby. Undersøkelsen i Todalselva (Korsen (1984)) viste at fiskerne brukte i gjennomsnitt 7,3 dager til fiske i den elva alene. Dette støtter opp om de tall som er nevnt om antall fiskedager pr. fisker pr. år. Om man går ut fra at fiskerne i Hemsedal og Todal er spesielt engasjerte i sin hobby og derfor bruker mye på denne og til transport, kan man forsøksvis redusere «døgnsatsen» for de øvrige fritidsfiskere til det halve. Likevel blir det årlig brukt minst 1.5 milliarder kroner til sportsfiske på landsbasis. Sannsynligvis er beløpet høyere om alle målbare utgifter ble regnet sammen.

Uansett om disse tall er for lavt eller for høyt anslått, viser det i alle fall at store økonomiske og rekreative interesser er knyttet til vassdragene, regulerte som uregulerte.

7 FUGL

Terskelprosjektet ønsket om mulig å finne ut om de endringer som skjedde i og umiddelbart i nærheten av et terskelbasseng også hadde betydning for fugl. Det ble satt igang foreløpige undersøkelser i Eksingedalselva og i Hallingdal, men det viste seg raskt at det var meget vanskelig å påvise endringer i fuglefaunaen som kunne tilbakeføres til terskelbyggingen.

I Hallingdal tydet undersøkelsene på at det var en rikere fuglefauna der elven vekslet mellom terskelbassenger og stryk, enn der hvor det enten var stryk eller flat elv. Siden forholdene i topografi og vegetasjon langs vassdraget nødvendigvis ikke er helt identiske på de to strekningene som ble undersøkt, er denne konklusjon beheftet med usikkerhet. (Michaelsen & Ree (1976)). Det samme gjelder undersøkelsene i Eksingedalen (Råd & Angell-Jacobsen (1976)).

Endene i Hallingdal foretrakk terskelbassengene og fossekallen strykstrekningene. De tre svaleartene; låve-, tak- og sandsvale brukte luftrommet over terskelbassengene langt hyppigere for sitt næringssøk enn tilsvarende over strykene. Dette kan ha sammenheng med hvor insektlarvene klekket (kap. 4).

Laksendene (foto 43) ble noe mer inngående studert, spesielt med henblikk på hva de spiste. (Lid & Schandy (1984)). Hallingdalselva har en meget stor bestand av øreskyte. Spørsmålet var om laksanda spiste ørekyte, eller om også den i hovedsak beskatter ørreten i elva.

Laksendene forekommer i Hallingdalselva til alle årstider, men er vanligst i periodene april—mai og august—oktober. Maksimum 18 individer er observert i undersøkelsesområdet om våren, 30—40 om høsten. De strekningene som har en blanding av stryk og terskelbasseng blir tydelig foretrukket av laksendene fremfor strekninger med bare stryk.

21 laksender ble skutt for næringsanalyser. I 9 av de 11 voksne endene ble det funnet ørret av størrelse 15—20 cm. I to av de undersøkte ungfuglene ble det funnet ørretrester, mens det hos en ble funnet 6 øreskyt.

De grunne delene av terskelbassengene er klart de viktigste fiskeplassene for laksendene. Det må være lettere for fuglene å fange fisk her enn på strykstrekningene. Dessuten er fisketetthetene større og fisken er også noe større og tyngre enn på strykene.

Årsaken til at ørret foretrekkes fremfor ørekyten, som det er store mengder av, kan skyldes forskjeller i adferd hos de to fiskeartene. Karpefiskene skvetter unna når de blir skremt, ørreten gjemmer seg heller under en stein e.l. og blir derved et lettere bytte.

Det er beregnet av Lien (1981) at laksendene på en

av forsøksstrekningene i 1978 skulle ha satt til livs ca. 1 600 ørret på 15—20 cm. Dette tilsvarer ca. 800 kg, eller omtrent dobbelt så mye som sportsfiskerne fanget på samme strekning! Grunnlaget for anslaget er usikkert, men om det er av rett størrelsesorden skulle den samlede fangst, fuglepredasjon og naturlig dødelighet på strekningen, tilsvare 60 kg/ha/år! Dette tall synes høyt, men det er klart at laksendene er vesentlig bedre fiskere enn sportsfiskerne i Hallingdalselva. At de som toppkonsumenter kan ha en viss betydning må ikke brukes som et argument for forsøk på å redusere bestanden. Til det er disse dataene for usikre.

8 SAMMENDRAG

— Terskelprosjektet, som ble startet i 1975, var et samarbeidsprosjekt mellom Vassdragsdirektoratet, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Universitetene i Oslo og Bergen og Institutt for naturforvaltning ved Norges landbrukshøgskole. Målsettingen var å klarlegge de økologiske virkningene av terskelbygging i regulerte vassdrag, og resultatene skulle videre danne grunnlaget for en mer målrettet innsats for å redusere skader og ulemper ved vassdragsreguleringer og liknende inngrep.

Gjennomføringen av prosjektet har vært basert på flere selvstendige delprosjekter koordinert og styrt av en faglig sammensatt styringsgruppe på 8 personer og med prosjektlederen som gruppens formann. Omlag 60 personer har i større eller mindre grad deltatt i prosjektet. Fem hovedfagsstudenter ved universitetet i Bergen har tatt sine cand.real. -eksamener med oppgaver direkte knyttet til prosjektet.

Prosjektet har i hovedsak blitt finansiert ved tilskudd fra Konsesjonsavgiftsfondet og betydelig egeninnsats fra de deltakende personer og institusjoner.

— En elv som får redusert sin vannføring, vil nødvendigvis bli en annen elv enn den var før inngrepet. Graden av endring er avhengig av vannføringsreduksjonens størrelse og elvens karakter. Å opprettholde elveøkosystemet uendret er en umu-

lighet, men flere av de miljøendringer som finner sted, kan sammen med tiltak utnyttes for å redusere skader og ulemper. Forutsetningen for en slik utvikling er imidlertid at det er definert hva man ønsker å bruke vassdraget til og hvilke plante- og dyresamfunn man ønsker å begunstige.

— Det er i prinsipp og realitet ingen forskjell på kunstige og naturlige terskelbassenger. Det kan forventes den samme utvikling i et terskelbasseng som i en naturlig høl eller lone av samme størrelse og hvor de ytre påvirkninger er de samme.

Tersklenes relative virkning er størst i mindre elver og i elver med drastisk endring i vannføring/vannhastighet.

Løsmassetersklene skiller seg biologisk ikke fra de stein- og grushauger som naturen selv legger opp i elveleiene. Betongtersklene har store likheter med naturlige fossenakker.

— Det er som regel meget vanskelig å skille effektene av tersklene fra effektene av reguleringsinngrepene i ovenforliggende deler av vassdraget. Undersøkelsene har vist at terskelbassengene ikke kan betraktes isolert fra omgivelsene. Den funksjonelle enhet består av terskelbassenget (hølen) og strykstrekningene umiddelbart ovenfor og nedenfor. Dette bekrefter hva man tidligere har antatt, — den ideelle elv består av en rimelig blanding av stryk og stilleflytende partier hvor dybden forhindrer bunnfrysing om vinteren.

— I mange norske elver er totalt energiforbruk høyere enn plantenes energiproduksjon i samme elveavsnitt. Slike økosystemer er helt avhengige av tilførsel av energi i form av organisk materiale så som plantedeler og annet fra elvens sideterreng og vassdraget ovenfor. I forsøksområdet i Eksingedalselva produserte plantene bare ca. 60% av den energimengde som ble forbrukt ved planters og dyrs ånding (respirasjon) i terskelbassenget.

— Terskelbasseng (og høler) er i større grad enn strykstrekningene næringsfeller som holder organiske partikler i ro i lengre tid av gangen. Dette gjør at nedbryting av dødt organisk materiale og gjenoppbygging til mer komplekse forbindelser i næringskjedene teoretisk kan foregå i et større omfang i et terskelbasseng enn på en tilsvarende lang strykstrekning utenfor.

— En viss minstevannføring er nødvendig for å skape variasjon i elven og holde forbindelsen mellom terskelbassengene og mellomliggende strykstrekninger. Dette er viktig, fordi de mest attraktive fiskeartene (ørret, laks og harr), gyter på strykstrekningene og yngelen holder til her en tid etter klekking. En hel del av fiskens viktigste næringsdyr er også avhengige av strykområdene.

— Vannhastigheten er uten tvil den overordnede

faktor når virkninger av inngrep i rennende vann skal forklares. De fleste andre viktige parametre er i større eller mindre grad styrt av endringene i vannhastigheten.

Vannføringsreduksjoner vil føre til endringer av bunnforholdene i elven, som regel ved at områder med finkornet materiale og slam øker i forhold til tidligere. Dette er særlig tydelig i de større terskelbassengene. Endrede bunnforhold fører igjen til endret sammensetning av bunnflora og -fauna, hvor særlig forekomst av gravende bunndyrarter øker. Økt akkumulering og omsetning av organisk materiale i terskelbassengene kan virke til fordel for produksjonen av fisk og andre rovdyr, mens de endrede bunnforhold på den annen side kan redusere produksjonen av byttedyr eller tilgjengeligheten av disse. Hvorvidt totalresultatet f.eks. i form av fiskeavkastning blir en øking eller en nedgang, varierer med elvetype, inngrepets art og ikke minst utøvelsen av et nærings- eller fritidsfiske.

— Vannhastigheten er av overordnet betydning for fiskens energiforbruk. Dersom vannhastigheten reduseres (innen visse grenser), synes dette gunstig for fisken. Når flere forskjellige arter finnes i samme lokalitet, kan forskyvninger i artsbalansen føre til tilbakegang for noen arter og fremgang for andre. Energetisk sett vil det imidlertid for den samlede fiskebestand bli en økning i mengden fiskekjøtt.

— Undersøkelsene har vist at terskelbassengene spiller en meget viktig rolle som tilfluktsteder i elver som fra før har lite høler med tilstrekkelig dybde. Spesielt vinterdødeligheten kan reduseres vesentlig på elvestrekninger hvor det ellers er tendenser til bunnfrysing, og spesielt større fisk får bedre muligheter til å greie overvintringen.

Tersklene øker også overlevelsesmulighetene ved at konkurransen mellom stor og liten fisk reduseres.

— I regulerte elver kan terskler i mange tilfelle langt på veg kompensere det tap av fiskeproduksjon som redusert vanndekket areal medfører. I enkelte tilfelle, som f.eks. på forsøksstrekningen i Eksingedalen, er det dokumentert en betydelig økning i bestanden av ørret i forhold til situasjonen før regulering og terskelbygging. Vekst og kvalitet er nå avtakende i forhold til de meget gode resultater som ble funnet noen år etter reguleringen. Grunnen er for stor bestand i forhold til næringstilgangen.

— Skal den økte fiskeproduksjon få praktisk betydning for fisket, må bestandene holdes på et rimelig nivå ved naturlig bestandsregulering, høsting eller andre tiltak. Dersom det ikke skjer, vil kvaliteten bli dårligere pga. utilstrekkelig næringstilgang, sykdom og parasittangrep.

— Der forholdene ellers ligger tilrette for det, og vannføringsreduksjonene ikke er for drastiske, kan tiltak som terskelbygging evt. kombinert med andre

biotopjusterende tiltak som øker næringstilgangen, gir skjul for den enkelte fisk osv. gi grunnlag for et variert og omfattende fritidsfiske.

— Gjennom Terskelprosjektet er det fremskaffet en betydelig mengde ny kunnskap om liv i vassdrag, samtidig som faglig kompetanse er bygget opp ved våre universiteter og i andre forskningsmiljøer. Denne erkjennelse vil være av vesentlig betydning når tiltak i fremtiden skal vurderes, både i regulerte og uregulerte vassdrag, og generelt ved vurderinger av nye vassdragsreguleringers antatte virkninger.

SUMMARY

— Started in 1975, the Weir Project was a cooperative venture between the Directorate of Water Resources, the Directorate for Wildlife and Freshwater Fish, the University of Oslo, the University of Bergen, and the Institute for Nature Management at the Norwegian College of Agriculture. The aim of the project was to elucidate the ecological impact of weir construction in regulated watercourses. The results were to be used to form a foundation for more goal-oriented efforts, aimed at reducing the damages and drawbacks engendered by watercourse regulations and similar projects.

The Project has been carried out as a collocation of several independent sub-projects, coordinated and managed by a steering group consisting of 8 persons with a variety of professional backgrounds. The leader of the project has been the chairman of the steering group. Approximately 60 persons have, to a greater or lesser extent, participated in the project. Five post-graduate students at the University of Bergen have written their theses on topics directly tied to the Project.

The Project has primarily been financed through subsidies from the Norwegian Concession Fee Fund and through the considerable efforts of participating individuals and institutions.

To date the Project has resulted in 25 partial reports, with 5 more reports presently in progress.

The Weir Project Information Series will be continued for as long as there is more data left to process. The reports will be sent out free of charge to interested parties, as long as the supply lasts.

— A river that has its waterflow reduced, will necessarily be a different river than it was before the disturbance. The degree of change depends upon the size of the waterflow reduction and the nature of the river. Preservation of the river's original ecosystem is not possible, but by employing certain specific measures, and by turning some of the environmental changes that take place to an advantage, it is possible to reduce the damages and drawbacks. However, to accomplish this it is necessary for the ways in which the watercourse will be used to be clearly defined, and there must be complete clarity as regards which plant and animal groups are going to be favoured.

In itself, the construction of weirs will not lead to any form of pollution or to appreciable changes in water quality. However, weirs will reduce the water velocity, and these reductions may possibly exacerbate the effects of already existing pollution by reducing the dilution capacity of a river. In some cases, increased sedimentation in the weir basins and more favourable conditions for certain plant species will alter conditions enough to limit the ways in which a watercourse may be used.

— Artificial weir basins do not differ from natural weir basins either in principle or in reality. The same development can be expected in a weir basin as in a natural pool or pond of the same size, when the external influences are similar.

— The relative effect of weirs is greatest in small rivers and in rivers where waterflow or water velocity are altered drastically.

— Embankment weirs do not distinguish themselves biologically from the rock and gravel mounds that nature herself makes in riverbeds. Concrete weirs bear similarity to the natural crests of waterfalls.

— As a rule, it is rather difficult to distinguish between the effects of weirs and the effects of the regulation disturbances in the upper reaches of a watercourse. Studies have shown that the weir basins cannot be viewed apart from their surroundings. The functional unit consists of the weir basin (the pool) and the stretches of rapids located immediately above and below. This confirms earlier assumptions — the ideal river consists of a moderate mixture of rapids and calm waters, where the depth prevents freezing solid in the winter.

— In many Norwegian rivers, total energy consumption exceeds the amount of energy produced by the plants in the same river segment. Such ecosystems are completely dependent on external

energy supplements, such as vegetable and other organic matter from the riverbanks and upstream areas. In the experimental area in the River Eksingedalselva, the plants produced only approximately 60% of the energy necessary for the respiration of the plants and animals in the weir basin.

— To a greater extent than rapids, weir basins (and pools) are food traps that hold organic particles for long periods at a time. This means that the decay of dead organic matter and its regeneration into more complex links in the food chains can theoretically take place on a much greater scale in a weir basin than in a comparably long stretch of rapids outside the basin.

— It is difficult to give any universally valid answer to the question of whether or not weir construction influences the amount and distribution of organisms in the drift. A water regulation always affects the hydrology of a river, and thereby the composition of benthic invertebrates, and this will be reflected in the composition and variation of the drift. The component of the drift that results from external supplementation must be assumed to be unaffected. Weirs must be presumed to act as traps for the drift in this context. Weir basins that become large enough to support their own populations of planktonic crustaceans, and/or locations where fish grazing pressure is great, probably influence the amount and composition of the drift significantly.

— A certain minimum waterflow is necessary to create variation in the river and to maintain the connections between weir basins and the interjacent stretches of rapids. This is important because the most attractive fish species (trout, salmon and grayling) spawn in the stretches of rapids, and because the fry remain there for a period of time after hatching. Many of the species that the fish feed on are also dependent on the rapids areas.

— Without a doubt, water velocity is the principal factor when the effects of man-made disturbances of running waters are to be explained. Most of the other important parametres are to a greater or lesser degree influenced by changes in water velocity.

Waterflow reductions will lead to changes in conditions on the river bottom. As a rule the areas covered by fine-grained matter and mud increase as compared to earlier. This is especially evident in the larger weir basins. Altered bottom conditions lead in turn to changes in the composition of bottom flora and fauna, where occurrences of burrowing bottom organisms increase especially. On the one hand, the increased accumulation and circulation of organic matter in weir basins may be advantageous for the production of fish and other predators, but

on the other hand, the altered bottom conditions may reduce the production or availability of food organisms. Whether or not the total result, measured in fish yield, for example, will be an increase or a decrease, varies according to river type, the type of disturbance made and last but not least, the practise of commercial or leisure time fishing.

— Water velocity is especially important for the energy consumption of fish. If water velocity is reduced (within certain limits), it appears to be advantageous for fish. When several different species are found in the same location, shifts in the balance of species can lead to decline for some species and advance for others. From an energy point of view however, there would be an increase in the total amount of fish flesh of the entire fish population.

— Reduction of flooding during the period the yolk sac larvae (alevin) are developing into fry, seems to be favourable. The flood in Eksingedalen in 1976 showed that flooding is a considerable mortality factor. Large floods can be «catastrophic» for bottom fauna as well. Floods are, however, natural events that also have some very positive aspects. Whether the result will be positive or negative depends on the floods' size, intensity, frequence and timing.

— Studies have shown that weir basins play a very important role as refuges in rivers with few pools of adequate depth. Winterkill can be reduced considerably in river stretches that otherwise tend to freeze solid. Larger fish in particular have better chances of winter survival.

The weir basins will increase the fishes's chances of winter survival and will reduce the competition between small- and large-sized individuals. The construction of weirs in watercourses where few pools and ponds existed prior to weir building, appears therefore to increase fish yield and quality.

— In regulated rivers, weirs can often go a long way towards compensating for the reduction in fish production entailed by the loss of submerged area. In some cases, such as in the experimental stretch in Eksingedalen, considerable increases in the population of trout compared to the situation prior to regulation and weir construction have been documented. However, growth and quality are now diminishing in relation to the exceptionally good results found the first few years after regulation. The change is due to overpopulation in relation to food supply.

— If increased fish production shall have any practical consequences for fishing, the population must be maintained at a reasonable level through natural population regulation, culling and other measures. If

this does not occur, the quality will become poorer due to insufficient food supply, disease and parasites.

— In areas where conditions are otherwise suitable for it, and where waterflow reductions are not too drastic, measures such as weir construction, possibly in combination with other biotope adjustments that increase the food supply, provide refuge for the individual fish, etc., can provide the basis for varied and extensive sport fishing.

— Through the Weir Project a considerable store of new knowledge about life in watercourses has been acquired, and professional expertise has been built up at our universities and other research institutions. Recognition of this fact will be of considerable importance for both regulated and unregulated watercourses in the future when measures will be evaluated, as well as generally, for assessments of the expected effects of new watercourse regulations.

The author's address:

NVE — Directorate for Water Resources
Middelthunsgt. 29
Majorstua
0301 OSLO 3
Norway

FOTOILLUSTRASJONER

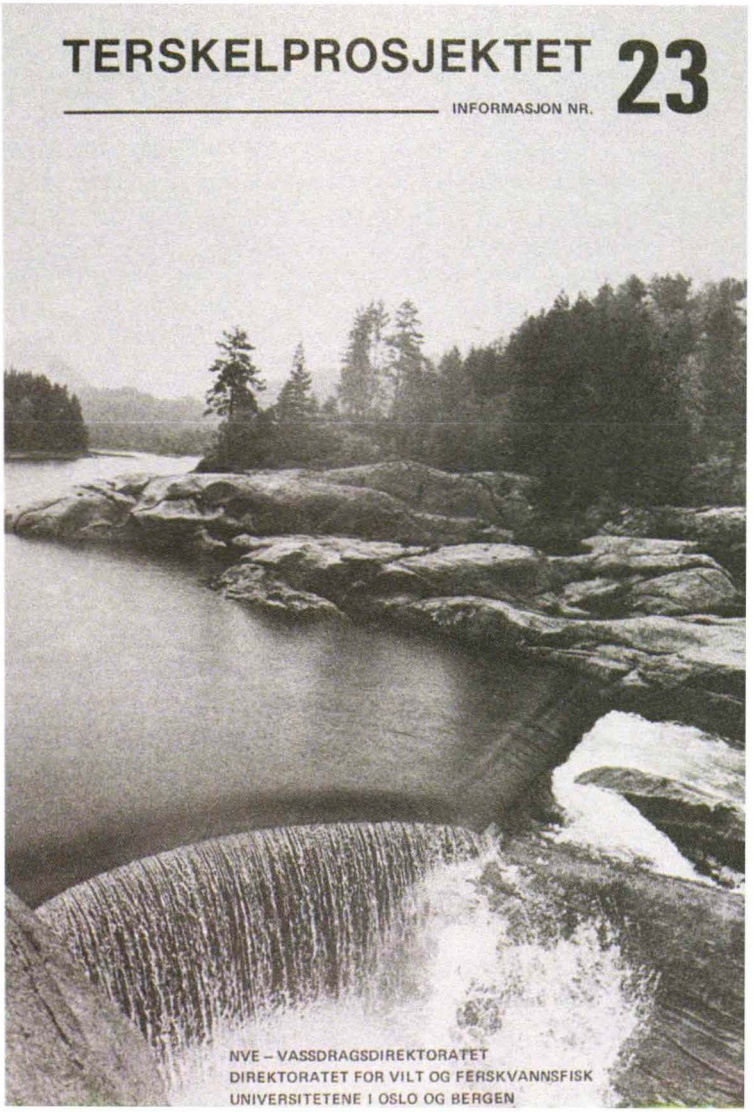
Informasjonsserien fra Terskelprosjektet som denne publikasjonen bygger på. Liste over utkomne rapporter pr. desember 1984 finnes i kapittel 10.

The Weir Project Information Series, upon which this publication is based. A list of the reports published as of December 1984 may be found in chapter 10.

→

Fotografer

Torfinn F. Andersen: Foto nr. 18B, 24, 29, 30A, 32, 33, 35 — 39.
Dag Bjerketvedt: Foto nr. 26C og 27C.
Arne Fjellheim: Foto nr. 26A, 27A og 27B.
Knut Ove Hillestad: Forsidebildet, foto nr. 11, 17, 19 og 40.
Bruno Sundin: Foto nr. 43.
Pål Mellquist: Alle de øvrige fotos.



Parti av Nea (Sør-Trøndelag) etter bygging av Heggsetfoss kraftverk.

A section of Nea (Sør-Trøndelag) following the construction of the Heggsetfoss Falls Power Plant.

Samme sted som på foto 2 etter bygging av terskler.

The same location as photo no. 2, after the construction of weirs.

Bygging av betongterskel i Mørkedøla (Sogn og Fjordane). Grunnarbeidene kan ofte bli omfattende.

The construction of a concrete weir in Mørkedøla (Sogn and Fjordane County). Foundation work can be quite complex.

←

Samme terskel som på foto 4. Det er lite av selve terskelkonstruksjonen som nå synes.

The same weir as in photo no. 4. The complex construction work is no longer visible.

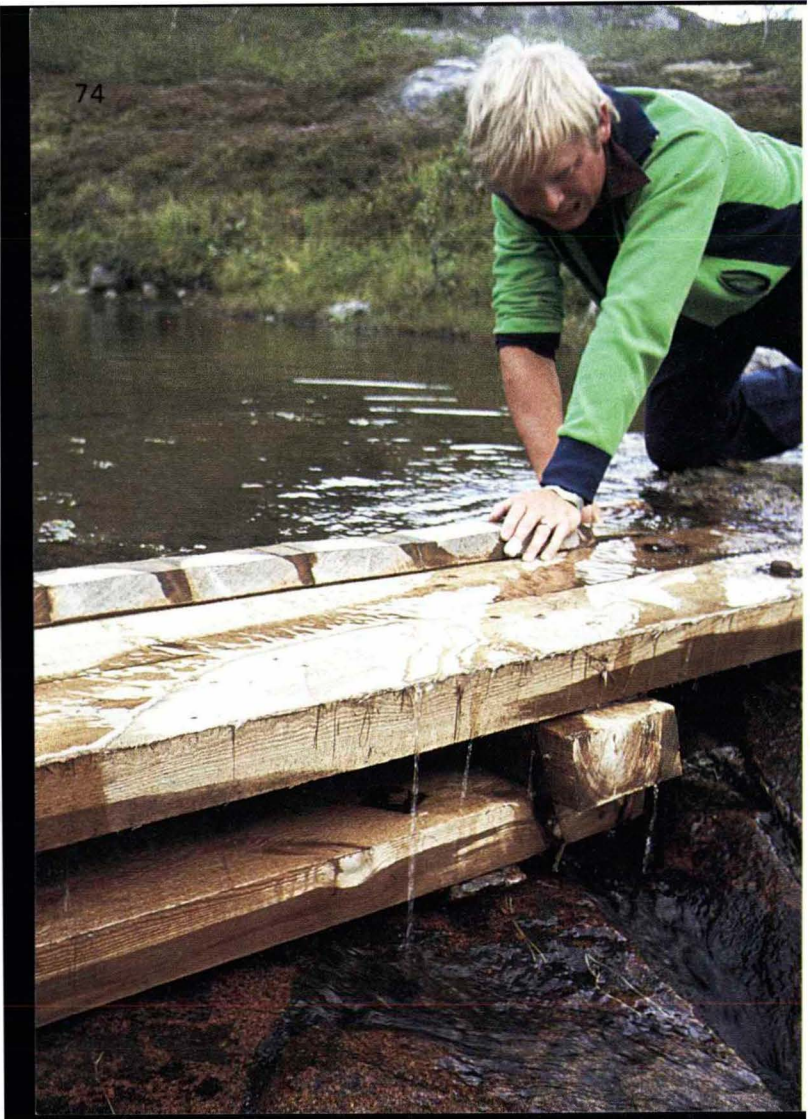
→

Løsmasseterskel fra Skjoma (Nordland). Nedstrømsskråningen som er plastret med stor stein, er bygningsteknisk flott, men i jevneste laget biologisk sett.

An embankment weir on the River Skjoma (Nordland County). The downstream slope covered with large rocks is technically well built, but somewhat too smooth, from a biological point of view.

Løsmasseterskel i Inna (Orkla-utbyggingen). Overflaten er her ruere og inneholder langt flere hulrom enn terskelen fra Skjoma. Biologisk sett er denne terskeltypen bedre enn den forrige, og dessuten billigere.

An embankment weir on the River Inna (the Orkla site). The surface here is more uneven and contains far more irregularities than the weir on the River Skjoma. Biologically speaking, this type of weir is better than the preceding one. It is also less expensive.



Treterskel i Frøyningselva (Nord-Trøndelag).

A wooden weir in the River Frøyningselva (Nord-Trøndelag County).

←

Syvdeterskel i Lærdalselva. Formen gjør at vannstrømmen blir konsentrert til elvas midtparti og styrt selvgraving sørger for at den nedenforliggende kulpen ikke fylles opp med sand og grus.

A «Syvde» weir, a special v-shaped weir that is particularly suitable in salmon rivers, in the River Lærdalselva. Its shape concentrates the current in mid-river. Controlled self-excavation ensures that the deep pool below does not fill with sand and gravel.

→

Virkning av terskler i Hallingdalselva (Gol). En terskel kan skimtes som en skygge like ovenfor brua i bildets nedre, venstre kant. En annen som en lys stripe over elva nær midten på bildet.

The effect of weirs in the River Hallingdalselva (Gol). A weir can be glimpsed as a shadow just above the bridge in the lower left corner of the picture. Another weir may be seen as a lighter-coloured stripe across the river, close to the middle of the picture.

En forholdsvis stor løsmasseterskel umiddelbart ovenfor de tersklene som er på foto 10. Samme type terskel som på foto 7.

A relatively large embankment weir located immediately above the weirs shown in photo no. 10. This is the same type of weir as in photo no. 7.

Eikredammen i Hemsil (Hemsedal).

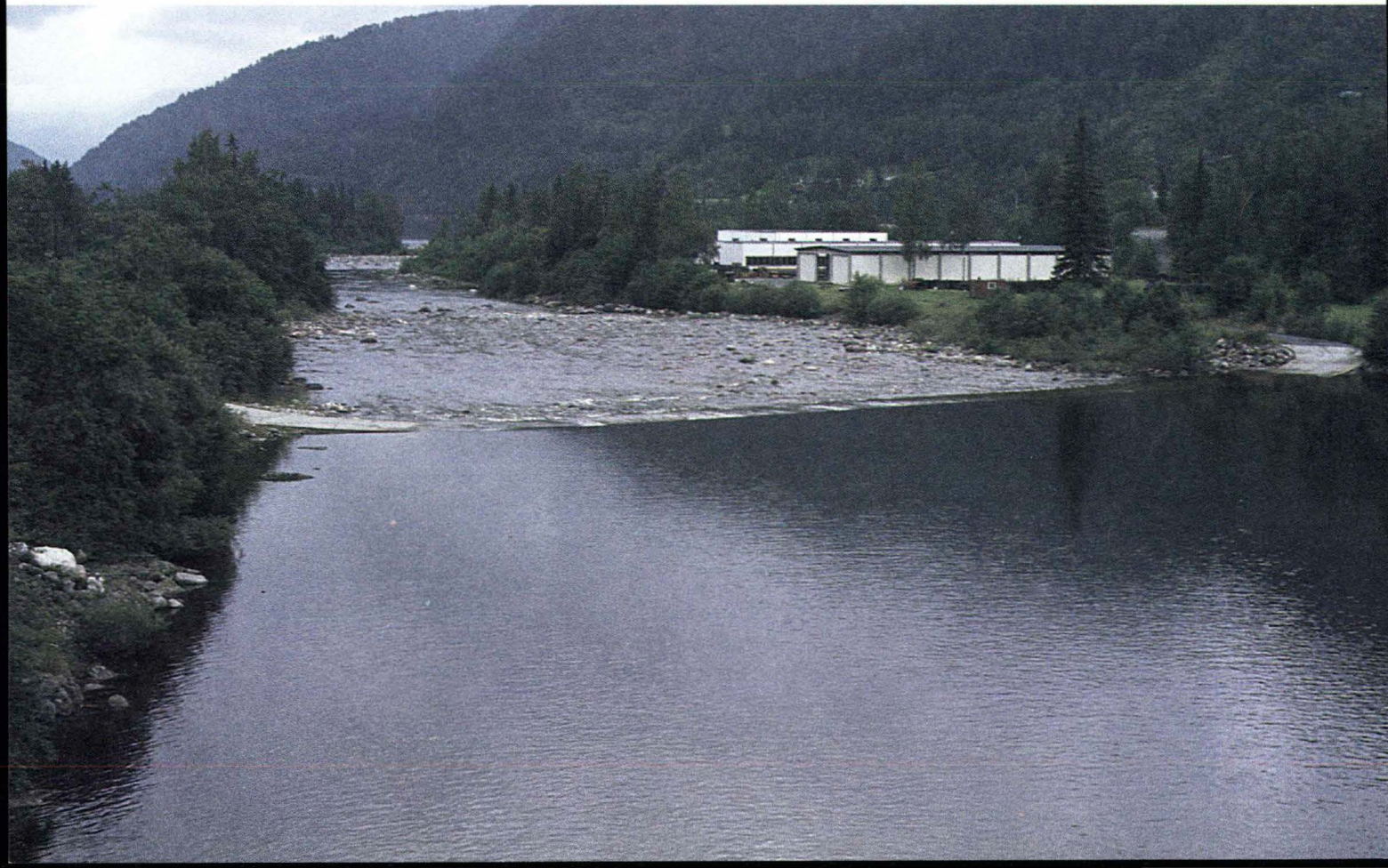
The Eikre Reservoir in Hemsil (Hemsedal).

Mørkedøla (Sogn og Fjordane). Magasin Eldrevatn skimtes i bakgrunnen. Terskel 3 er under bygging, og skader på terrenget ble unngått ved å bygge en gangbro fra riksvegen. Gangbroa ble senere fjernet.

The River Mørkedøla (Sogn og Fjordane County). The reservoir, Lake Eldrevatn, may be glimpsed in the background. Weir no. 3 is under construction, and damage to the terrain has been avoided by building a footbridge from the national highway. The footbridge was later removed.

Terskel 4 ved Gvammen bru i Numedalslågen. I store deler av året var det vesentlig mindre vannføring enn på bildet.

Weir no. 4 by the Gvammen Bridge in the Numedalslågen River. For large parts of the year the waterflow is much lighter than shown in this picture.



Terskel Berghola i Skjoma (Nordland).

The embankment weir at Berghola on the River Skjoma (Nordland County).

Eksingedalselva, Ekseområdet. Terskelbassenget kan skimtes midt på bildet.

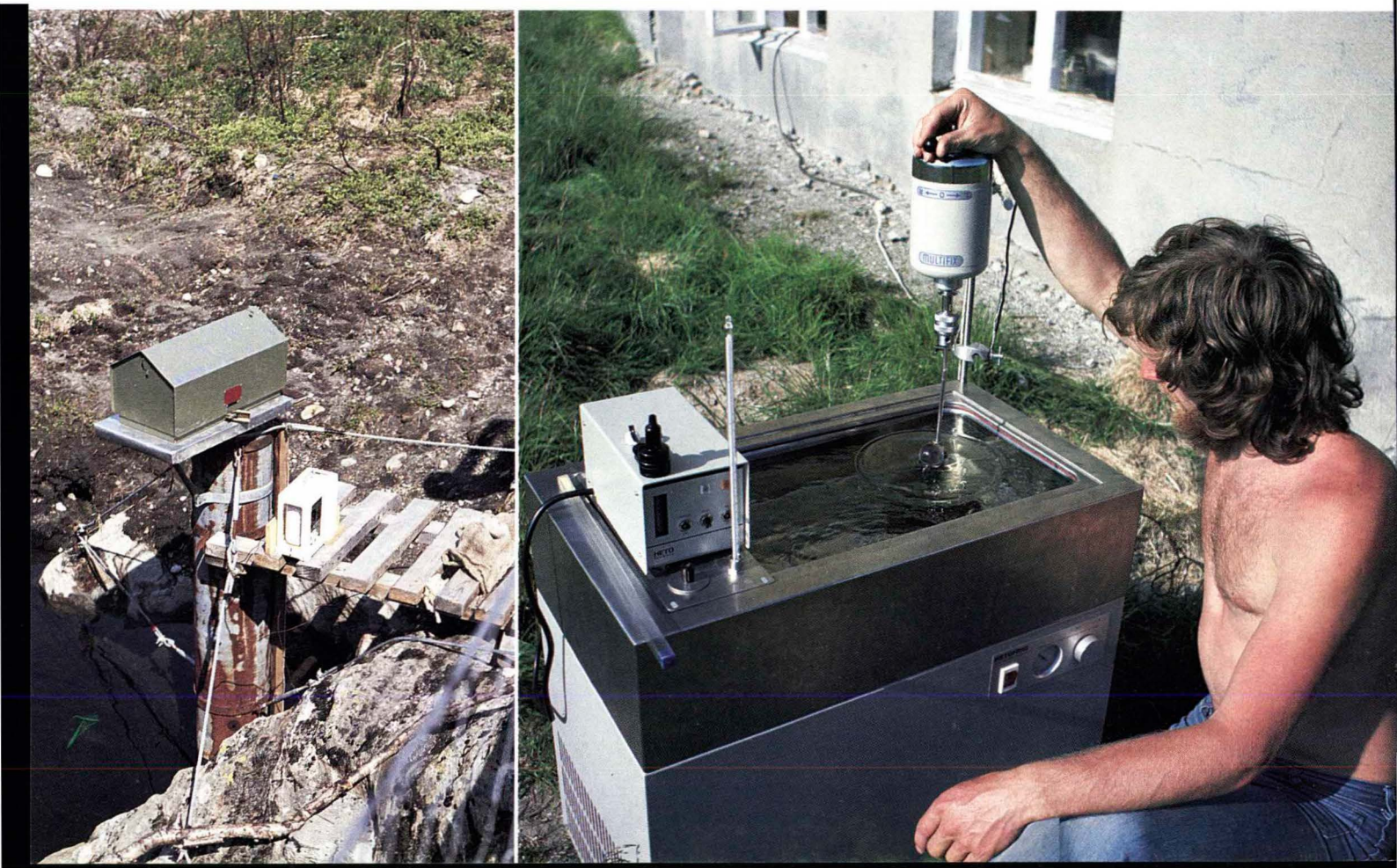
The River Eksingedalselva, the Ekse area. The weir basin can be seen at the center of the picture.

Terskelen og nedre del av terskelbassenget på Ekse. Vannføringen var forholdsvis stor på dette tidspunktet.

The weir and the lower section of the weir basin at Ekse. The waterflow was relatively heavy at the time this picture was taken.

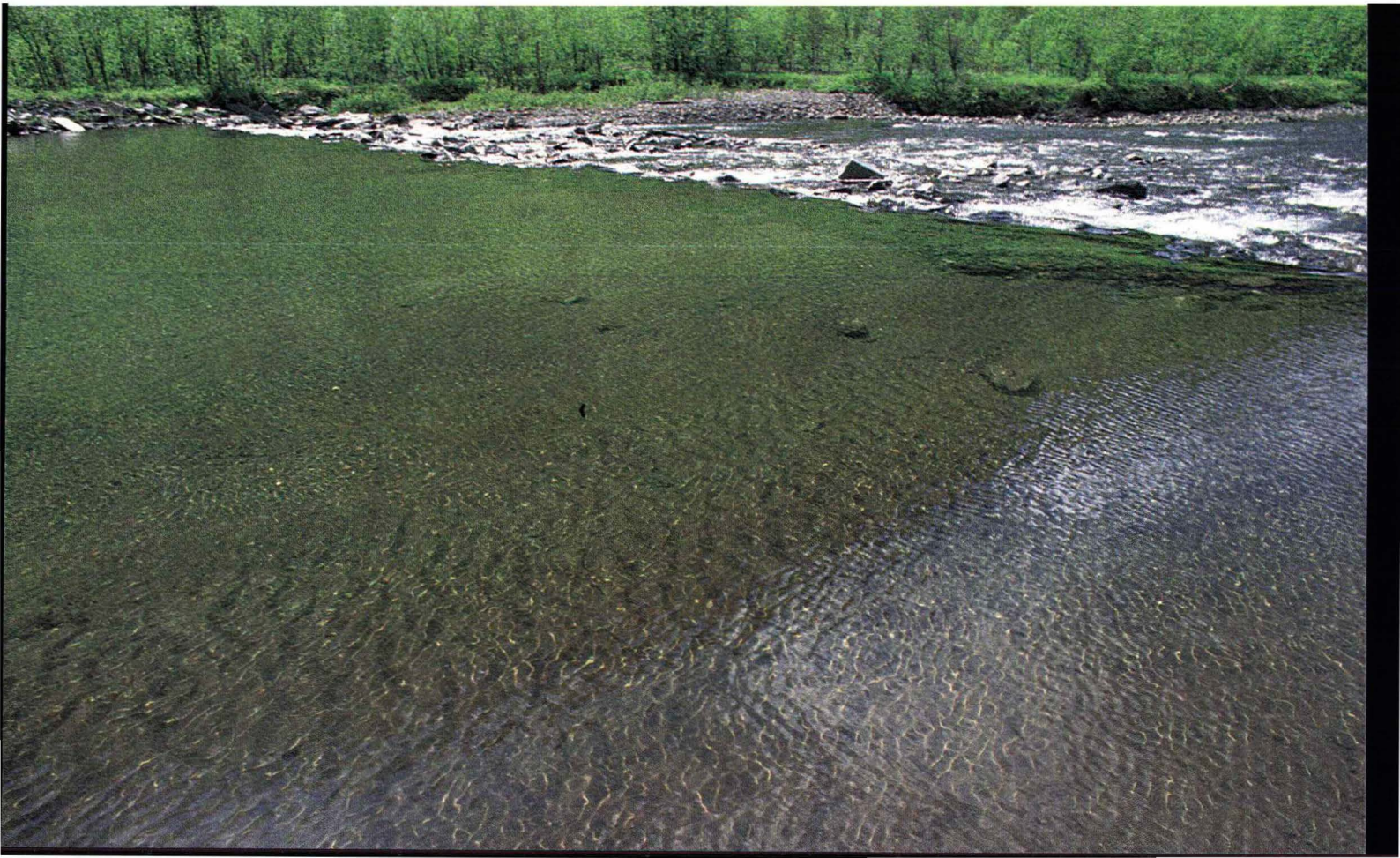
Ved hjelp av selvregistrerende utstyr for vannstand og temperatur (venstre bilde) og andre måleinstrumenter kan en rekke viktige fysiske og kjemiske parametre registreres.

With the help of automatic equipment for measuring water level and temperature (left) and other measuring instruments, a number of important physical and chemical parametres can be measured.



Sedimentasjon i et terskelbasseng. Hvor mye sand og grus etc. som blir igjen i terskelbassengene varierer fra vassdrag til vassdrag.

Sedimentation in a weir basin. The amount of sand and gravel, etc., remaining in the weir basin varies from watercourse to watercourse.



Eksingedalselva. Terskelbassenget islegges før resten av elvestrekningen og bunnfryser bare på de grunneste partiene.

The River Eksingedalselva. The weir basin ices over before the rest of this stretch of river, but it freezes solid only in the most shallow areas.

Normalt forårsaker bunnfrysing av elver den største dødelighet hos fisk.

The freezing solid of rivers is normally the greatest mortality factor for fish.

Masseforekomst av sopp og bakterier på grunn av kloakktilførsel.

Mass occurrences of sewage fungus.

←

Et eksempel på en forekomst av frittsvevende planteplankton i en meget næringsrik dam. Slike ekstreme mengder er ikke funnet noen steder av Terskelprosjektet, men mye transporteres overalt ut fra sjøer og tjern i vassdragene.

An example of an occurrence of free-floating phytoplankton in a reservoir rich in nutrients (eutrophic). Such extreme amounts of phytoplankton were not found at any location in the Weir Project, but a great deal of it is produced in lakes or deep pools and then flows into the stream.

→

Planter og dyr i elvevannet, det såkalte driv, samles opp med spesialbygde hover. Ekse, Eksingedalselva.

Plants and invertebrates in the flowing river water, the so-called drift, are gathered in specially constructed drift sampling nets. Ekse, the River Eksingedalselva.

Mange insekter benytter samme prinsipp som på foto 24 for å fange opp drivet. Dette er fangstnettet til en vårfluelarve. Larven sitter innerst i den smale enden av nettet og forsyner seg av det spiselige som vannstrømmen fører inn gjennom den brede åpningen.

Many insects employ the same methods as on photo no. 24 to capture the drift. This is the catch net of a caddis fly larva. The larva sits furthest in, in the narrow end of the net and helps itself to the edibles carried in through the wide upstream opening.

Steinfluelarven Leuctra hippopus like før klekking (til venstre). Larven kan bli 5—9 mm lang. Bildet i midten viser det ferdige voksne insekt. Bildet til høyre viser en knottlarve. De største individene her kan bli ca. 2 cm like før klekking.

To the left, stonefly larva just prior to hatching. The nymphs can grow to be 5—9 mm long. The picture in the middle shows the adult insect. The picture to the right shows a black fly larva. The largest specimens may be nearly 2 cm. long just prior to hatching.

Stankelbeinlarvene (til venstre) kan bli opptil 3—4 cm lange. I midten sees en fåbørstemark som har slukt en døgnflue. Til venstre en fjærmygglarve. De største artene kan bli ca. 2 cm lange.

A daddy long-legs larva (left) can be up to 3—4 cm. long. In the middle, an oligochaete has eaten a mayfly. To the left, a midge larva. The largest species can be nearly 2 cm. long.

Innsamling av bunndyr ved «sparkemetoden» i Mørkedøla. Bunnen rotes opp med foten mens en hov holdes slik at det oppvirvlede materialet føres inn av vannstrømmen.

Collecting benthic zooplankton by the «kick method» in the River Mørkedøla. The river bottom is disturbed with the foot, while a trap is positioned so that the material stirred up will be led into it by the drift.

Innsamling av bunndyr med vakumsuger i Eksingedalselva. Pumpen sørger for vakum i beholderne og bunnmaterialet suges via den fleksible slangen opp fra det bunnareale som er avgrenset av det store sorte røret.

Collecting benthos with a vacuum in the River Eksingedalselva. The pump creates a vacuum in the tanks and the flexible hose is used to suck up sediment from the area inside the large black pipe.

Terskelbassenget på Ekse om vinteren. Bunndyrinnsamling under slike forhold er vanskelig og tidkrevende.

The weir basin at Ekse in the winter. The collection of benthic animals under these conditions is difficult and time-consuming.

←

Feller for flyvende insekter som klekkes i elva.

Emergence traps to catch flying insects that hatch in the river.

→

Notfiske i Eksingedalselva . . .

Seining in the River Eksingedalselva . . .

. . . fangstens størrelse er det ikke noe å si på!

. . . We certainly can't complain about the size of the catch!

Fiske med elektrisk utstyr. Høyspent strøm ledes mellom elektroden i operatørens venstre hånd og slepeelektroden (langs høyre ben). Fisken blir bedøvet og kan fanges med hov. Linen ute i elven markerer avgrensningen av undersøkelsesfeltet.

Electrofishing. A high voltage electric current is conducted through the red rod-shaped electrode in the operator's left hand to the sliding electrode (beside his right leg). The fish are stunned and can be caught with a net. The line out in the river marks the boundary of the area under investigation.

←

Størrelsesforskjeller på 1+, 2+ og 3+ ørret fra Eksingedalselva.

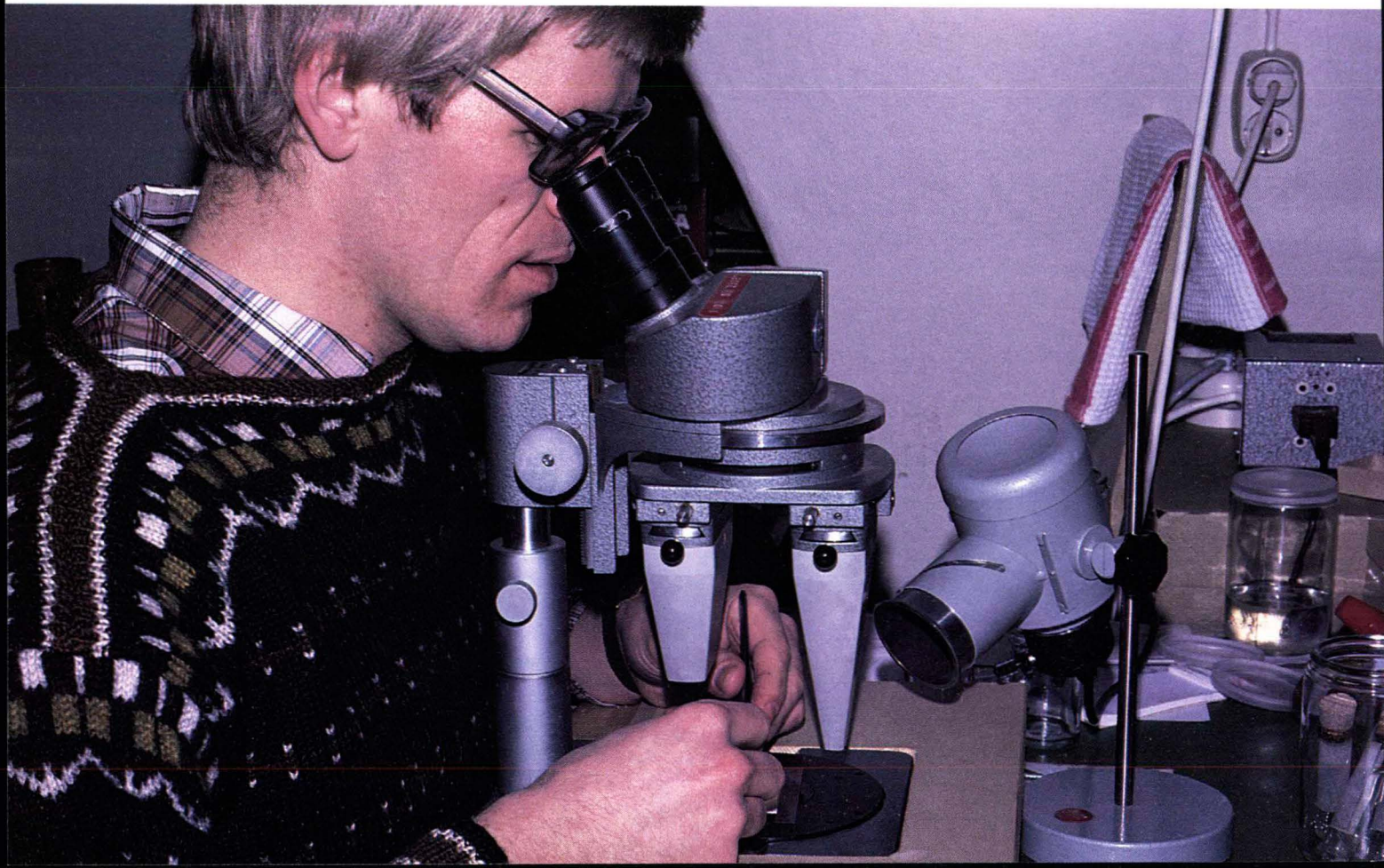
Size differences in 1+, 2+ and 3+ trout from the River Eksingedalselva.

→

INCHES
1 METER
SWEDEN

Mye av det tidkrevende sorterings- og bestemmelsesarbeidet foregår i laboratoriet med sterke luper og mikroskop.

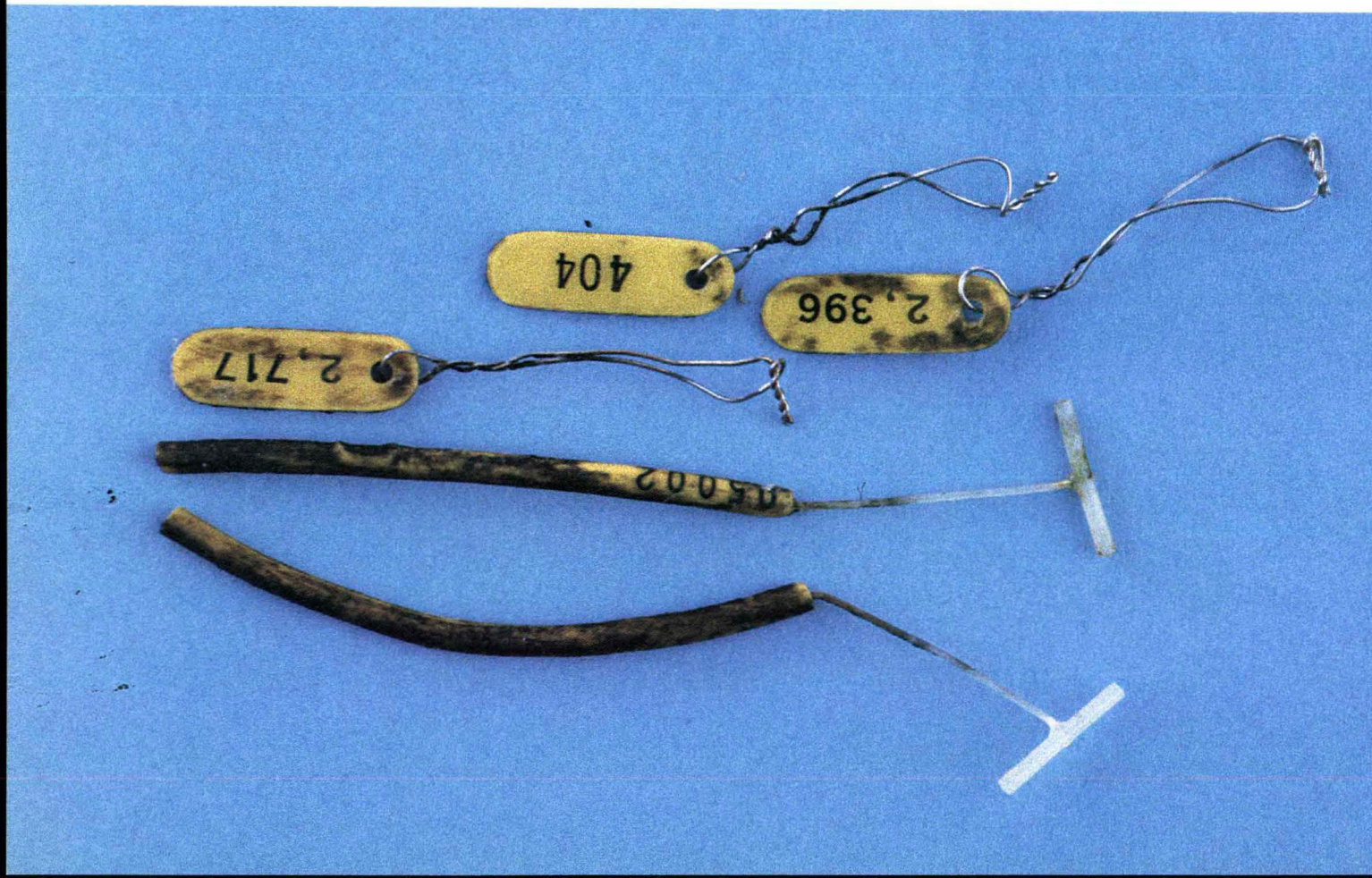
A great deal of the time-consuming sorting and determination work is carried out in the laboratory, using powerful magnifiers and microscopes.



Mye av ørreten ble sluppet fri igjen etter måling, veiing og merking.

Much of the trout is released again after being weighed, measured and tagged.

De to vanligste fiskemerkene i Norge. Carlin-merker øverst og Floy-merker nederst. Er man i tvil om hvem som skal ha merkene man eventuelt finner, kan de sendes Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk med opplysning om fangststed, dato, art, mål, vekt, kjønn og evt. skjellprøve. — The two most common types of fish-tags in Norway. The Carlin tag at the top and the Floy tag at the bottom. If doubt arises concerning where to send any tags found, they may be sent to the Directorate for Wildlife and Freshwater Fish, with information about the place of the catch, date, species, dimensions, weight, sex, and possibly a scale sample.



Ofte merkes fisk alternativt ved finneklipping. Her er det en ørret som får fettfinnen klippet av.

Small fish are often marked by fin clipping. Here we see a trout having its adipose fin clipped.

Liv i regulerte vassdrag! Her er det en hel speiderleir som tar seg en forfriskende dukkert i et terskelbasseng i Ulla (Rogaland).

Life in regulated watercourses! Here we see a whole group of young scouts from a scout camp having a refreshing dip in a weir basin in the River Ulla (Rogaland County).

←

Campinglivet florerer langs elvene. Terskelbassengene i Hallingdal er særlig populære.

Campers enjoying themselves along the river. The weir basins in Hallingdal are especially popular.

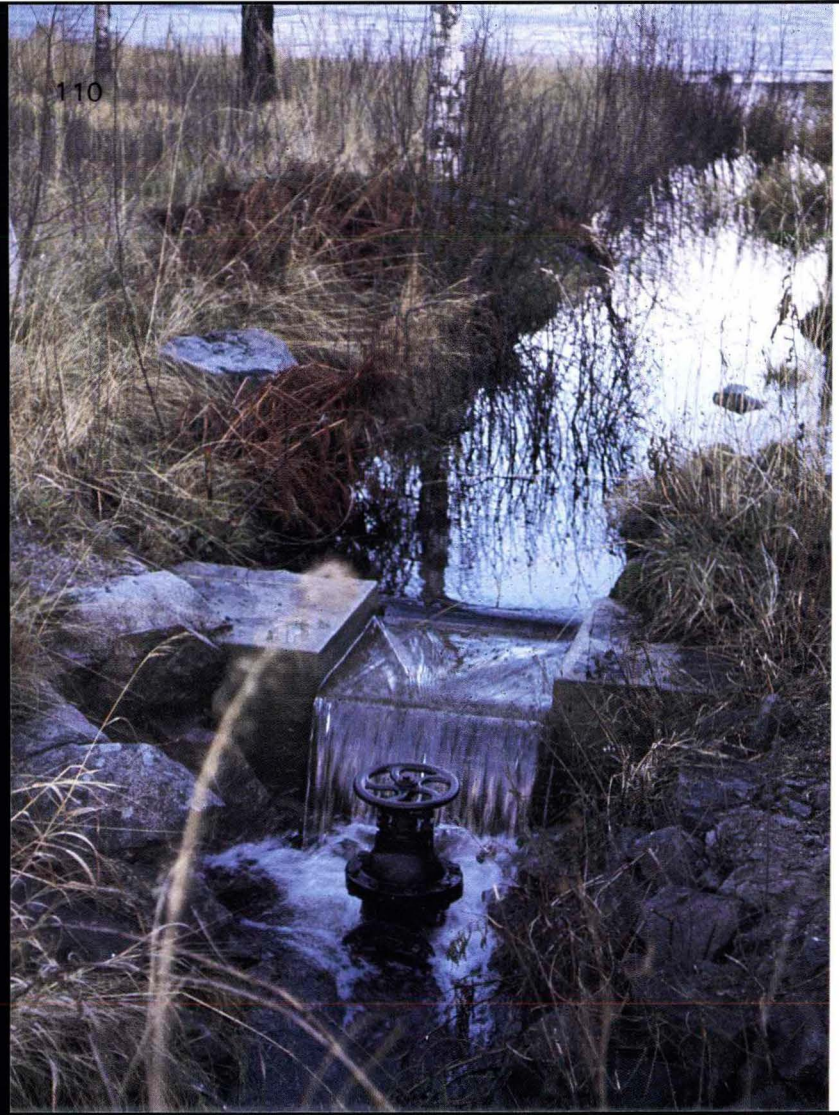
→

Sportsfiskerne ved Eikredammen (Hemsil) intervjues om fangst, tidsforbruk, redskapsvalg og mye annet.

Sports fishermen at Eikredammen Dam (Hemsil) being interviewed about their catch, use of time, choice of equipment, etc.

Laksand-hunn med unger.

Female goosander with ducklings.



Selv liten tue kan velte stort lass! Det er ingen direkte sammenheng mellom omfanget av et inngrep og de økologiske konsekvenser.

Even little strokes can fell great oaks! There is no direct correlation between the size of a project and its ecological impact.

←

9 Informasjonsrapportene fra terskelprosjektet:

1. Informasjon om Terskelprosjektet.
   Pål Mellquist, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1976, 47 s.

2. Rapport om taksering av fuglefaunaen langs deler av Hallingdalselva i perioden 1. mai — 1. august 1975.
   Jan Michaelsen & Viggo Ree, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1976, 39 s.

3. Om fuglefaunaen i en del terskelbassenger langs Eksingedalselva, sommeren 1975.
   Olav Råd og Bjørn Angell-Jacobsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1976, 18 s.

4. Ørretbestanden i Mørkedøla før bygging av terskler.
   Reidar Borgstrøm, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1976, 29 s.

5. Bestanden er ungfisk i den lakseførende del av Skjoma før bygging av terskler.
   Tor G. Heggberget, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1977, 42 s.

6. Ørretens vandring, bestandsstørrelse, vekst og føde i øvre del av Eksingedalselven før regulering.
   Roald Larsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1977, 31 s.

7. Ørret og ørretfiske i Hallingdalselva ved Gol.
   Per Aass, NVE- Vassdragsdirektoratet, 1978, 42 s.

8. Bunndyrundersøkelser i regulerte elver — med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera — Simuliidae).
   Jan E. Raastad, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1979, 62 s.

9. Ørret, lake og bunndyr i Nea før bygging av terskler.
   Arnfinn Langeland og Trond Haukebø, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1979, 56 s.

10. Inn- og utførsel av organisk materiale til terskelbassenget ved Ekse, Eksingedalen.
    Torleif Bækken, Arne Fjellheim, Roald Larsen og Christian Otto, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1979, 38 s.

11. Vegetasjonsundersøkelse i øvre del av Eksingedalsvassdraget.
    Karin Skauge Fredriksen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1980, 28 s.

12. Ørretvandring i øvre del av Eksingedalselva.
    Tor Henning Evensen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 37 s.

13. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging.
    Torleif Bækken, Arne Fjellheim og Roald Larsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 47 s.

14. Driv av bunndyr inn i og ut av terskelbassenget ved Ekse.
    Torleif Bækken, Arne Fjellheim og Roald Larsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 37 s.

15. Bunndyrproduksjonen i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging.
    Torleif Bækken, Arne Fjellheim og Roald Larsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 32 s.

16. Fysiske og kjemiske parametre ved inn- og utløp av terskelbassenget ved Ekse, Eksingedalen.
    Torleif Bækken, Arne Fjellheim og Roald Larsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 33 s.

17. Ørretbestanden i Mørkedøla etter bygging av terskler.
    Reidar Borgstrøm, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 25 s.

18. Fisk og fiskere i Hemsil 1979.
    Per Aass, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1981, 50 s.

19. Om laks og ørret i Skjoma etter regulering og terskelbygging.
    Tor G. Heggberget, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1982, 70 s.

20. Eggproduksjon, yngeltetthet, dødelighet og vekst hos ørret yngre enn 3 år (Salmo trutta L.) i øvre del av Eksingedalselva.
    Yngvar Hagala, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1982, 47 s.

21. Bestandstetthet og dødelighet hos ørret (Salmo trutta L.) eldre enn 2 år i øvre del av Eksingedalselva.
Torfinn Fredin Andersen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1983, 42 s.
22. Ørreten i Hallingdalselva og Hemsil.
Per Aass, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1983, 48 s.
23. Tersklers virkning på bunndyr i regulerte vassdrag, med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera, Simuliidae).
Jan E. Raastad, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1983, 98 s.
24. Laks og aure i Todalselva (Toåa) på Nordmøre etter regulering og bygging av terskler.
Ivar Korsen, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1984, 38 s.
25. Laksandas forekomst og næringsvalg i Hallingdalselva.
Gunnar Lid og Tom Schandy, NVE-Vassdragsdirektoratet, 1984.
26. Forandringer i ørretbestanden ved Ekse fra 1976 til 1983.
Torfinn F. Andersen og Einar Kleiven 1985 (under arbeid).
27. Sportsfiske i Hemsil og Hallingdalselva.
Per Aass (Under arbeid).
28. Fisk i Skjoma etter regulering.
Tor Heggberget (under arbeid).
29. Fiskebestanden i Ustedalsfjorden etter tilslamming.
Per Aass (under arbeid).

10 Forklaring av faguttrykk som forekommer i rapportene fra terskelprosjektet

Akkumulasjon: Opphopning, lagring. Brukes i denne sammenheng oftest om ansamling av organisk materiale eller uorganiske partikler på bestemte steder av elvebunnen.

Akvatisk: Som har med vann å gjøre.

Alger Planter uten spesialiserte deler som rot, stengel, blad etc. Det finnes frittsvevende former i vann (planktoniske) og fastsittende (perifyter).

Allokton: Noe som tilføres utenifra. I denne sammenheng brukt om organisk materiale produsert utenfor det elveavsnitt eller terskelbasseng som er studert.

Assimilasjon: Oppbygging av organisk materiale ut fra stoffer som organismene tar til seg. Plantenes primærproduksjon baseres på opptak av uorganisk karbon, næringssalter og vann. Energien til å drive prosessen fås fra sollyset (Fotosyntese).

Autokton; Noe som er et resultat av omsetning av stoffer på stedet. I rapporten brukt om organisk materiale som produseres innenfor den lokalitet som studeres. (Se allokton).

Benthos: Organismer som lever på eller i bunnen av en elv eller innsjø.

Biologi Læren om planter og dyr.

Biomasse: Vekten av levende organismer på et nærmere definert areal.

Biotop: Tilholdssted som tilfredsstiller en plante- eller dyrearts krav til vesentlige miljøfaktorer.

Biotopjustering: Bevisst endring av miljøforholdene på et sted for å skape bedre forhold for en plante- eller dyreart. En åker er et eksempel på en ekstrem biotopjustering til fordel for den plante man dyrker der. En laksetrapp er et annet eksempel på tillemping av de naturlige forhold til fordel for en eller et fåtall fiskearter.

Bunnfauna: Dyr som lever på eller i bunnen av en elv eller innsjø (se Benthos).

Detritus: Dødt organisk materiale.

Diversitet: Mangfold, variasjonsrikdom.

Driv: Levende organismer og dødt materiale av organisk opprinnelse som transporteres med vannstrømmen i en elv.

Elektrolyttisk ledningsevne: Helt rent vann er en dårlig leder for elektrisk strøm. Ledningsevnen øker imidlertid lovmessig med vannets innhold av løste stoffer (elektrolytter). Elektrolyttisk ledningsevne er et mål på vannets innhold av kjemiske komponenter i løsning.

Erosjon: Graving, forvitring (av jordsmonn, berggrunn etc.) som skyldes vann, vind, temperatursvingninger etc.

Estimat: Overslag, beregning. (Se estimere).

Estimere: Beregne. Brukes gjerne når statistiske beregningsmetoder tas i bruk fordi direkte tellinger, målinger etc. enten er for tidkrevende eller «umulige» å foreta.

Eutrofi: En vannlokalitets næringsstatus. En eutrof innsjø er en næringsrik innsjø. Det motsatte er oligotrof (næringsfattig).

Eutrofiering: Resultatet av økt næringstilførsel til vannlokaliteten. Særlig brukt om tilførsel av kloakk og annet med gjødslende effekt.

Forbygning: Dekke av stein eller grus på elveskråninger for å hindre erosjon (utgravinger). Steinstørrelse og lagtykkelse avpasses etter påkjenningene.

Fiskebestand: Alle fiskene som finnes innen en nærmere definert lokalitet.

Fotosyntese: Prosessen hvor plantene ved hjelp av solenergi, uorganisk carbon, vann og næringsstoffer produserer organisk materiale (plantevev, opplagsnæring etc.)

Fraksjon: Del av en større helhet. Fraksjonering: oppdeling.

Genetisk: Arvelig betinget.

Hydrologi: Læren om vannets kretsløp i naturen, dets egenskaper og mengdeforhold.

Høyere planter: Et vanlig brukt, men noe upresist begrep som ikke går på plantenes fysiske størrelse, men plassering i rekken fra primitive til høyerestående plantearter. Omfatter karplantene, dvs. bregner, gress og blomsterplanter.

Kondisjon, kondisjonsfaktor: I denne sammenheng brukt om kvaliteten av den enkelte fisk. Kondisjonsfaktoren er forholdet mellom fiskens lengde og vekt regnet ut etter formelen

$$k = \frac{100 \cdot \text{vekt (g)}}{\text{lengden}^3 \text{ (cm)}}$$

k større enn 1,0 indikerer god kondisjon, mindre enn 1,0 er dårlig kondisjon på fisken.

Limnologi: Læren om de fysiske, kjemiske og biologiske prosesser i ferskvann.

Løsmasseterskel: Terskel bygget opp på en bestemt måte av elvemasser og/eller sprengt stein.

Mineralisering: Nedbryting av organisk stoff til enklere forbindelser (mineraler).

Minstevannføring: I denne sammenheng brukt om en vannføring som ikke skal underskrides ved et bestemt referansepunkt i et regulert vassdrag. Hensikten er å begrense skader og ulemper ved reguleringen.

Oksygenmetning: Mengden av løst oksygen i vann i forhold til det vannet kan inneholde ved den aktuelle temperatur og trykk. Oppgis i prosent. 100% oksygenmetning betyr full metning, 90% og 110% betyr hhv. 10% under- og overmetning. Både over- og undermetning kan forekomme som resultat av fysiske og biologiske prosesser.

Oligotrof: Næringsfattig. (Se eutrof).

Organisk materiale: Materiale som kan spores tilbake til planter eller dyr, i det alt vesentlige stoffer som er bygget opp ved forskjellige kombinasjoner av carbon, oksygen og hydrogen. (se uorganisk stoff).

Parameter: Her brukt som betegnelse på en måleteknisk avgrenset enhet. Hastighet, temperatur, vannføring, elektrolyttisk ledningsevne, pH, fiskens kondisjon, biomasse osv. er eksempler på parametre.

Plankton: Små planter og dyr som svever fritt i vannmassene i hav og sjø. Stor økologisk betydning for livet i vann. Næringsgrunnlag for utallige forskjellige vannlevende organismer.

Predasjon: Rov.

Predator: Rovdyr, organisme som lever av å fange og spise andre organismer.

Produksjon: Brukes i denne sammenheng om oppbygging av levende vev i form av planter eller dyr.

Proteinsyntese: Oppbygging av kompliserte organiske molekyler fra enklere komponenter.

Primærproduksjon: Oppbygging av plantemateriale ved fotosyntese. Måles og beregnes på forskjellige måter.

Respons: Virkning.

Resuspensjon: F.eks. oppvirvling av slam fra bunnen som så transporteres med vannet en viss strekning.

Sediment: Bunnslammet i en elv eller innsjø. Avsatt ved avleiring av vanntransportert materiale.

Sedimentasjon: Utfelling og nedsynking til bunnen av partikler som har vært svevende (i suspensjon) i vannmassene.

Selektiv: Utvelgende. Brukes gjerne om dyr som velger en spesiell type føde, (selektivt fødevalg), og om endringer i en bestands arveanlegg idet de best tilpassende har størst sjanse til å overleve (genetisk seleksjon).

Signifikant: Brukes i denne sammenheng ved statistisk behandling av tallmateriale. En signifikant forskjell er f.eks. en «ekte» forskjell og ikke en tilsynelatende som kan fremkomme ad tilfeldighetenes veg.

Substrat: Det materiale planter og dyr lever på (eller i). Brukes ofte om bunnmateriale i elv eller innsjø. Kan være blankskurt fjell, stein, grus, sand, slam, råtnende vegetasjon osv.

Suspensjon: En væske som inneholder svevende partikler.

Terskel: Lav demning som bygges på tvers av et eleveleie for å opprettholde en bestemt høyde på vannspeilet selv når vannføringen går ned mot minimum. Tersklene har ingen reguleringsinnretninger og har normalt overløp over hele kronen. Byggematerialer er vanligvis stein, betong eller impregnert plank.

Terskelbasseng: Det vannvolum (magasin) som terskelen opprettholder.

Terskelbredde: Terskelens største bredde regnet i strømretningen.

Terskelfot: Den delen av terskelens nedstrømsside som går over i den eksisterende elvebunn, — terskelens avslutning nedstrøms.

Terskelkrone: Den avflatede, horisontale topp av terskelen som definerer vannspeilets høyde i det innenforliggende basseng.

Terskellengde: Terskelen målt fra elvebredd til elvebredd (overløpslengden).

Uorganisk materiale: Partikler som stammer fra nedbrytning av jordsmonn, berggrunn etc. og som ikke kan tilbakeføres til levende organismer.

Økologi: Læren om samspillet mellom organismer og den gjensidige påvirkning mellom de levende organismer og deres miljø.

Økologisk likevekt: En stabil, men likevel dynamisk likevekt mellom påvirkning og respons i et økosystem. Stor artsdiversitet regnes gjerne for et kjennetegn på økologisk likevekt.

Økosystem: Et avgrenset område med bestander av planter og dyr hvor energi og stoffomsetning også inngår. En innsjø er den klassiske illustrasjon på et økosystem. Det finnes «åpne» og «lukkede» økosystemer i teorien, men i praksis er det alltid en viss import og eksport av energi eller materialer over økosystemenes grenser.

11 Litteratur — References

I denne litteraturlisten er ført opp de arbeider som er referert i teksten. I tillegg er det tatt med hovedfagsoppgaver, artikler og publikasjoner mv. som har benyttet materiale fra Terskelprosjektet.

Aass, P. & Jensen, K.W. 1970
Utbygging og regulering av Uste-Hallingdalsvassdraget III. Virkninger på fisket Gol-Flå. Stensil 15 s.

Aass, P. 1978
Ørret og ørretfiske i Hallingdalselva ved Gol. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 7. NVE-Vassdragsdirektoratet, 42 s.

Aass, P. 1979
Tilslammingen i Hallingdalselva 1966—67, fisket i Ustedalsfjord og Strandafjord. (i: Gunnerød, T.B. & Mellquist, P. (red.). Vassdragsreguleringers biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. NVE-DVF, side 93—115.)

Aass, P. 1981
Fisk og fiskere i Hemsil 1979. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 18. NVE-Vassdragsdirektoratet, 50 s.

Aass, P. 1983
Ørreten i Hallingdalselva og Hemsil. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 22. NVE-Vassdragsdirektoratet, 48 s.

Aass, P. 1984
Age, growth and yield of brown trout (Salmo trutta L.) in the river Hallingdalselv, eastern Norway. Proc. second int. symp. reg. streams. Oslo 1982 Ed. Lillehammer, A. and Saltveit, S.J. s. 351—364.

Aass, P. & Mellquist, P. 1984
Minstevannføringer i Norge. Information från Søtvattenslaboratoriet, Drottningholm.

Andersen, Chr. 1979
Reguleringer og utvaskinger i Målselvvassdraget. (i: Gunnerød, T.B & Mellquist, P. (red.). Vassdragsreguleringers biologiske virkninger på magasiner og lakseelver. NVE-DVF, s. 116—134).

Andersen, T., Fjellheim, A., Larsen, R., and Otto, C. 1978
Relative abundance and flight periods of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in a regulated west Norwegian river. Norw. J. Ent. Vol. 25, s. 139—144. Oslo ISSN 0029—1978.

Andersen, T.F. 1979
Populasjonstetthet og mortalitet hos ørret, (Salmo trutta L.) i øvre del av Eksingedalselva etter regulering. Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi, Univ. i Bergen. 90 s.

Andersen, T.F. 1983a
Bestandstetthet og dødelighet hos ørret (Salmo trutta L.) eldre enn 2 år i øvre del av Eksingedalselva. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 21. NVE-Vassdragsdirektoratet, 42 s.

Andersen, T.F. 1983b
Vandring, vekst, bestandstetthet og dødelighet hos ørret i Eksingedalselva. RL's seminar om tiltak ved vassdragsreg. Nov. 1983. 17 s.

Andersen, T.F., Kleiven, E. 1985
Forandringer i ørretbestanden ved Ekse fra 1976 til 1983. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 26. NVE-Vassdragsdirektoratet. (In prep.).

Beheim, E., Jensen, K.W., Mellquist, P., Vasshaug, Ø. 1977
Biotopforbedring i regulerte og uregulerte laksevassdrag. VN-rapport nr. 3, NVE-Vassdragsdirektoratet. 29 s.

Bergan, L. et al. 1983
Befolkningens adgang til fiske i Norge. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. 201 s.

Boman, E., Høgberget, R., Romstad, R. & Sahlqvist, E. 1984
Øvre Otra. Undersøkelse av terskelbasseng i Valle 1983. Overvåkningsrapport 146/84, NIVA. 46 s.

Borgstrøm, R. 1976
Ørretbestanden i Mørkedøla før bygging av terskler. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 4. NVE-Vassdragsdirektoratet, 29 s.

Borgstrøm, R. 1981
Ørretbestanden i Mørkedøla etter bygging av terskler. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 17. NVE-Vassdragsdirektoratet, 25 s.

Bækken, T. 1978
Vekst/Livscyklus og næringsrelasjoner hos Baetis rhodani Pictet (Ephemeroptera), Capnia pygmaea, Zetterstedt (Plecoptera) og Diura nanseni, Kempny (Plecoptera). Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. i Bergen. 60 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. og Otto, C. 1979
Inn- og utførsel av organisk materiale til terskelbassenget ved Ekse, Eksingedalen. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 10. NVE-Vassdragsdirektoratet, 38 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. og Larsen, R. 1981a
Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 13. NVE-Vassdragsdirektoratet, 47 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. og Larsen, R. 1981b
Driv av bunndyr inn i og ut av terskelbassenget ved Ekse. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 14. NVE-Vassdragsdirektoratet, 37 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. og Larsen, R. 1981c
Bunndyrproduksjonen i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 15. NVE-Vassdragsdirektoratet, 32 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. og Larsen, R. 1981d
Fysiske og kjemiske parametre ved inn- og utløp av terskelbassenget ved Ekse, Eksingedalen. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 16. NVE-Vassdragsdirektoratet, 33 s.

Bækken, T. 1981
Growth patterns and food habits of Baetis rhodani, Capnia pygmaea and Diura nanseni in a west Norwegian river. Holarct. Ecol. 4. s. 139—144.

Bækken, T., Fjellheim, A. and Larsen, R. 1981e
Seasonal Fluctuations of Physical and Chemical Parameters of a weir basin in a regulated west Norwegian river. Nordic Hydrology, 12. s. 31—42.

Bækken, T., Fjellheim, A., Larsen, R. and Otto, C. 1981
Vegetational energy budget of a weir basin in western Norway. Arch. Hydrobiol. 91. s. 351—365.

Bækken, T., Fjellheim, A. and Larsen, R. 1984
Bentic animal production in a weir basin area in western Norway. Proc. second int. symp. reg. streams. Oslo 1982. Ed.: Lillehammer, A. and Saltveit, S.J. s. 223—232.

Cummins, K.W. & Klug, M.J. 1979
Feeding ecology of stream invertebrates. Ann. Rev. Ecol. Syst. 10, s. 147—172.

Evensen, T.H. 1978
Vandring hos ørret (Salmo trutta L.) i øvre del av Eksingedalselven etter regulering. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. i Bergen, 84 s.

Evensen, T.H. 1981
Ørretvandring i øvre del av Eksingedalselva. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 12. NVE-Vassdragsdirektoratet, 37 s.

Evensen, T.H. 1984
Movements of trout (Salmo trutta L.) within a weir basin in a regulated river in western Norway. Proc. second int. symp. reg. streams. Oslo 1982. Ed.: Lillehammer, A. and Saltveit, S.J. s. 321—328.

Fisher, S.G. & Likens, G.E. 1972
Stream Ecosystems. Organic energy budget. Bioscience 22: s. 33—35.

Fredriksen, K.S. 1978
Vegetasjonsundersøkelse omkring øvre del av Eksingedalsvassdraget. Hovedfagsoppgave i økologisk botanikk, Univ. i Bergen. 185 s.

Fredriksen, K.S. 1980
Vegetasjonsundersøkelse i øvre del av Eksingedalsvassdraget. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 11. NVE-Vassdragsdirektoratet, 28 s.

Gregg, W.W. & Rose, F.L. 1982
The effects of aquatic macrophytes on stream microenvironment. Aq. Bot. 14. s. 309—324.

Grizzel, R.A. 1976
Flood effects on stream ecosystems. J. Soil Water Cons. Nov. —Dec. s. 283—285.

Gunnerød, T.B. & Mellquist, P. 1979
Vassdragsreguleringers biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. NVE — DVF, 294 s.

Gunnerød, T.B. 1984
Fisk og vassdragsreguleringer. Kraft og Miljø nr. 7, Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen, 95 s.

Haaland, S. 1979
Plecopterafaunaen ved Eikemo i Eksingedalselven før og etter reguleringen, med særlig vekt på livssyklus hos Amphinemura sulcicollis, (Stephens) og A. borealis, (Morton). Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi. Universitetet i Bergen.

Hagala, Y. 1982
Populasjonstetthet, eggproduksjon, mortalitet og vekst hos ørret (Salmo trutta L.) i øvre del av Eksingedalselva etter regulering. Hovedfagsoppgave i zoologisk økologi, Univ. i Bergen. 111 s.

Hagala, Y. 1982
Eggproduksjon, yngeltetthet, dødelighet og vekst hos ørret yngre enn 3 år (Salmo trutta L.) i øvre del av Eksingedalselva. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 20. NVE-Vassdragsdirektoratet, 47 s.

Halvorsen, G.A., Willassen, E. & Sæther, O.A. 1982
Chironomidae (Dipt.) from Ekse, Western Norway. Fauna norv. Ser. B. 29, s. 115—121.

Heggberget, T.G. 1977
Bestanden av ungfisk i den lakseførende del av Skjoma før bygging av terskler. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 5. NVE-Vassdragsdirektoratet, 42 s.

Heggberget, T.G. 1982
Om laks og ørret i Skjoma etter regulering og terskelbygging. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 19. NVE-Vassdragsdirektoratet, 70 s.

Heggberget, T.G. 1983
Habitat selection and segregation of parr of arctic Charr (Salvelinus alpinus), brown trout (Salmo trutta) and Atlantic salmon (Salmo salar L.) in two streams in north Norway. Proc. Symp. on arctic charr, Winnipeg, Canada 1981 (in press).

Heggberget, T.G. 1984
Populations of presmolt salmon (Salmo salar L.) and brown trout (Salmo trutta L.) before and after hydroelectric development and building of weirs in the river Skjoma, north Norway. Proc. second int. symp. reg. streams. Oslo 1982. Ed.: Lillehammer, A. and Saltveit, S.J. s. 293—308.

Heggberget, T.G. and Johnsen, B.O. 1982
Infestations by Gyrodactylus sp. of Atlantic salmon in Norwegian rivers. Journ. Fish Biol. (1982) 21, s. 15—26.

Hillestad, K.O. 1982
Terskler, vassdrag og landskap (Weirs, watercourses and landscape) Kraft og miljø nr. 4, Norges Vassdrags- og elektrisitetsvesen, 144 s.

Kaartvedt, S. 1984
Vassdragsreguleringers virkninger på fjorder. Fisken. Hav. 1984 (3) 104 s.

Korsen, I. 1984
Laks og aure i Todalselva (Toåa) på Nordmøre etter regulering og bygging av terskler. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 24. NVE-Vassdragsdirektoratet, 38 s.

Larsen, R. 1977
Ørretens vandring, bestandsstørrelse, vekst og føde i øvre del av Eksingedalselven før regulering. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 6. NVE-Vassdragsdirektoratet, 31 s.

Langeland, A., Haukebø, T. 1979
Ørret og bunndyr i Nea før bygging av terskler. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 9. NVE-Vassdragsdirektoratet, 56 s.

Lid, G. & Schandy, T. 1984
Laksandas forekomst og næringsvalg i Hallingdalselva. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 25. NVE-Vassdragsdirektoratet.

Lien, L. 1981
Debattinnlegg på symposium om Vassdragsreguleringers virkninger på vilt. Kjos-Hanssen et al. (red.) NVE-DVF s. 142.

Mellquist, P. 1975
Et biologisk forskningssamarbeide i regulerte vassdrag. Terskelprosjektet. VANN nr. 3., s. 235—237.

Mellquist, P. 1976
Informasjon om Terskelprosjektet. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 1. NVE-Vassdragsdirektoratet, 47 s.

Mellquist, P. 1977
Økologisk forskning i Vassdragsdirektoratets regi. Terskelprosjektet. Fossekallen nr. 6. NVE, s. 18—21.

Mellquist, P. 1981
Fordeler og ulemper ved terskelbygging. Terskelprosjektet. VN-rapport nr. 5, NVE-Vassdragsdirektoratet. 20 s.

Mellquist, P. 1981
Godt fiske i Hemsil! Fossekallen nr. 8. NVE, s. 17.

Mellquist, P. 1982
Biologi i flerbrukssammenheng. Rapport fra seminar om vassdragsforvaltningen i Norge. NVE-Vassdragsdirektoratet, s. 153—162.

Mellquist, P. 1982
Biotopjustering, — fremtidsoppgave for Vassdragsdirektoratet. Fossekallen nr. 7. NVE, s. 17.

Mellquist, P. 1983
Waterpower development in Norway. Environmental considerations. Waterpower '83. Tennessee, USA Conference proceedings. Vol. III. s. 1239—1243.

Mellquist, P. 1984
Landskapspleie ved store naturinngrep — Terskelbygging. Utemiljø nr. 1, s. 18—19.

Mellquist, P. 1984
Tersklers innvirkning på vannkvaliteten. I: Vassdragsreguleringers virkninger på vannkvaliteten. NHK-seminar 14.—16. mars 1984. NHK rapport nr. 17. s. 269—276.

Michaelsen, J., Ree, V. 1976
Rapport om takseringer av fuglefaunaen langs deler av Hallingdalselva i perioden 1. mai — 1. august 1975. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 2. NVE-Vassdragsdirektoratet, 39 s.

Mossestad, H. 1971
Driftfaunaen i Eksingedalselva. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi. Universitetet i Bergen.

Raastad, J.E. 1979
Bunndyrundersøkelser i regulerte elver — med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera — Simuliidae). Terskelprosjektet. Informasjon nr. 8. NVE-Vassdragsdirektoratet, 62 s.

Raastad, J.E. 1981
Blodsugende knott i Norge. Fauna 34, s. 11—16.

Raastad, J.E. 1982
The Weir Project (Terskelprosjektet) in Norway: Investigations of the Bottom Fauna of Regulated Rivers, with special emphasis on Black-flies. News. Brit. Simulium Group. Nr. 6 — 1981, s. 5—7.

Raastad, J.E. 1983
Tersklers virkning på bunndyr i regulerte vassdrag, med hovedvekt på insektgruppen knott (Diptera, Simuliidae). Terskelprosjektet. Informasjon nr. 23. NVE-Vassdragsdirektoratet, 98 s.

Ruttner, F. 1963
Fundamentals of limnology. 3. edition. Toronto Press. Canada. 295 s.

Råd, O., Angell-Jacobsen, B. 1976
Om fuglefaunaen i en del terskelbassenger langs Eksingedalselva, sommeren 1975. Terskelprosjektet. Informasjon nr. 3. NVE-Vassdragsdirektoratet, 18 s.

Thordarson, T. 1983
Økologien til ferskvannssneglene Lymnea peregra (Müller) og Gyraulus laevis (Alder) i to eutrofe varme kilder på Island. Hovedfagsoppgave i limnologi, Univ. i Oslo. 198 s.

Thorup, J. 1970
The influence of a short-termed flood on a spring brook community. Arch. Hydrobiol. 66. s. 447—457.

Sættem, L.M. 1984a
Tilslamming av Nidelva og Rore på grunn av kanaliseringsarbeider ved utvidelse av Evenstad kraftstasjon 1983. Rapport nr. 1. Fysiske, kjemiske og bakteriologiske forhold. Miljøvernavd. Fylkesmannen i Aust-Agder.

Sættem, L.M. 1984b
Tilslamming av Nidelva og Rore på grunn av kanaliseringsarbeider ved utvidelse av Evenstad kraftstasjon 1983. Rapport nr. 2. Evertebratfaunaen i nedre del av Nidelvvassdraget. Miljøvernavd. Fylkesmannen i Aust-Agder. 37 s.

Utaaker, K. 1981
Mulige lokale klimaendringer som følge av vassdragsreguleringer. I: Vassdragsreguleringers virkninger på lokalklimaet. Norsk hydrologisk komite. Intern rapport nr. 10, s. 15—24.

Ulfstrand, S. 1968
Benthic animal communities in Lappland streams. A field study with particular reference to Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Diptera Simuliidae. Oikos Suppl. 10. s. 1—120.

Tidligere utkommet i samme serie:
Earlier publications in the same series:

Nr. 1. Liv i regulerte vassdrag
Life in Regulated Watercourses
Kåre Elgmork

Nr. 2. Sprengstein, tipp og landskap
Excavated Rock Tips and the Landscape
Knut Ove Hillestad

Nr. 3. Sysendammen og landskapet
Sysen Dam and the Landscape
Knut Ove Hillestad

Nr. 4. Terskler, vassdrag og landskap
Weirs, Watercourses and the Landscape
Knut Ove Hillestad

Nr. 5. Morenetaket i Umskar
The Morain Quarry at Umskar
Knut Ove Hillestad

Nr. 6. Vilt og kraftutbygging
Wildlife and Power Development
Odd Kjos-Hanssen

Nr. 7. Fisk og vassdragsreguleringer
Fish and Watercourse Regulation
Tor B. Gunnerød

Nr. 8. Kraft, ledning og landskap
Power, Lines and the Landscape
Knut Ove Hillestad

Nr. 9. Åna-Sira gjennom 100 år
Åna-Sira During a Hundred Years
Knut Ove Hillestad

Repro: Trønder-Klisje Trykk: Adresseavisen Offset