VASSDRAGSREGULANTENES FORENING

NVE
NORGES VASSDRAGS- OG ENERGIVERK

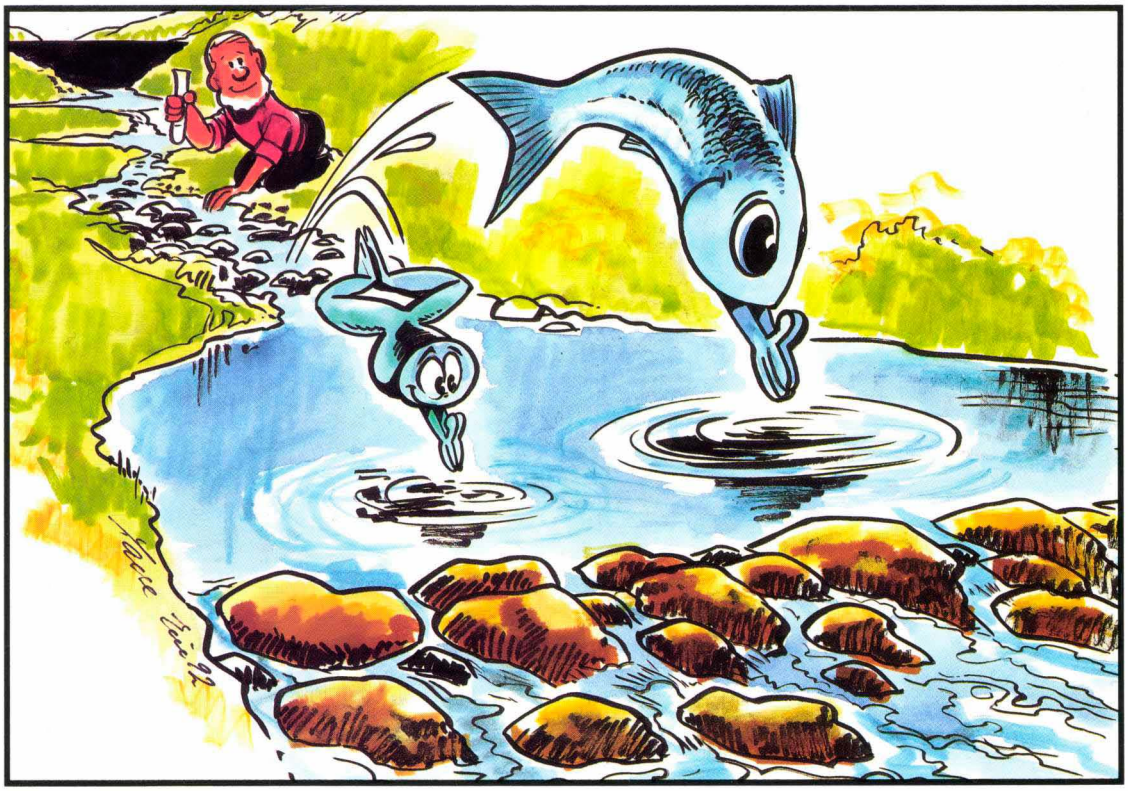
PUBLIKASJON

Per Einar Faugli
Arne H. Erlandsen
Olianne Eikenæs
(redaktører)

INNGREP I VASSDRAG;

konsekvenser og tiltak -

EN KUNNSKAPSOPPSUMMERING



FoU

Bind 2

Nr 13
1993

INNGREP I VASSDRAG;
konsekvenser og tiltak -

EN KUNNSKAPSOPPSUMMERING

Publikasjon nr. 13/1993

Bind 2

ISBN 82-410-01975-5

INNHOLD

KONSEKVENSER AV INNGREP

NÆRINGS- OG ENERGIDEPARTEMENTETs OVERORDNEDE
ANSVAR FOR FORVALTNING AV VANNRESSURSENE
Statssekretær Gunnar Myrvang, NOE ..... side 7 - Bind 1

DIREKTORATET FOR NATURFORVALTNINGs ROLLE
I VANNRESSURSFORVALTNINGEN
Underdirektør Astrid Langvatn, DN ..... side 15 - Bind 1

NORGES VASSDRAGS- OG ENERGIVERKs ANSVAR
I VANNRESSURSFORVALTNINGEN
Vassdrags- og energidirektør Erling Diesen, NVE ..... side 21 - Bind 1

REGULANTENES FUNKSJON
Adm.dir. Ulf Riise, VR ..... side 27 - Bind 1

FoU-PROGRAMMET: MILJØEFFEN
Avd.dir. Espen Ettre, Statkraft SF ..... side 36 - Bind 1

KONSEKVENSUTREDNINGER OG FoU
Forskningssjef Per Einar Faugli, NVE ..... side 43 - Bind 1

HYDROLOGI
Seksjonssjef Arve M. Tvede, NVE ..... side 66 - Bind 1

FLUVIALE PROSESSER
Overing. Jim Bogen, NVE ..... side 96 - Bind 1

GEOFAG
Førstelektor Noralf Rye, Universitetet i Bergen ..... side 125 - Bind 1

VANNKVALITET
Forskningssjef Dag Berge, NIVA ..... side 143 - Bind 1

FLORA OG VEGETASJON
Forsker Arvid Odland, NINA ..... side 153 - Bind 1

VANNVEGETASJON
Forsker Tor Erik Brandrud, NIVA ..... side 177 - Bind 1

BUNNDYR- OG PLANKTONSAMFUNN I INNSJØER
Forsker Gunnar Halvorsen, NINA ..... side 192 - Bind 1

BUNNDYRSAMFUNN I RENNENDE VANN
Førsteamanuensis Gunnar G. Raddum, Universitetet i Bergen ..... side 222 - Bind 1

HVA VI MENTE – HVA VI GJORDE – HVA DET BLE – HVA DET BLIR -
En gjennomgang i ord og bilder.
Landskapsarkitekt Knut Ove Hillestad ..... side 243 - Bind 1

FISK I LAKSEFØRENDE VASSDRAG
Forsker Tor G. Heggberget, Nils Arne Hvidsten, Arne J. Jensen,
Bjørn Ove Johnsen og Laila Saksgård, NINA ..... side 262 - Bind 1

INNLANDSFISK
Førsteamanuensis Reidar Borgstrøm, NLH ..... side 280 - Bind 1

FUGL
Forsker Arnold Håland, Universitetet i Bergen ..... side 311 - Bind 1

VILT
Forsker Ole Reitan, NINA ..... side 350 - Bind 1

NATURLANDSKAP
Førsteamanuensis Tormod Klemsdal, Universitetet i Oslo ..... side 374 - Bind 2

VASSDRAGSREGULERINGSLANDSKAPET -
ET VELLYKKET KULTURLANDSKAP?
Landskapsarkitekt Sunniva Schjetne, Vegdirektoratet ..... side 393 - Bind 2

FRITIDSBRUK AV NATUR
Forsker Jon Teigland, Telemarksforsking ..... side 405 - Bind 2

AURLANDSVASSDRAGET-TVERRFAGLIGE ERFARINGER
OG VURDERINGER
Forsker Arnold Håland, Universitetet i Bergen ..... side 435 - Bind 2

TILTAK I VASSDRAG

BIOTOPFORBEDRENDE TILTAK
Avdelingsleder Jon Arne Eie, GLB ..... side 453 - Bind 2

HABITATKRAV HOS LAKSEFISK
Førsteamanuensis Jan Heggenes, NLH ..... side 462 - Bind 2

TERSKLERs VIRKNING PÅ MILJØET I REGULERTE VASSDRAG
Forsker Arne Fjellheim, Universitetet i Bergen ..... side 484 - Bind 2

STEINSETTING I VASSDRAG, VIRKNING PÅ BUNNDYR OG FISK
Forsker John E. Brittain, førsteamanuensis Svein Jakob Saltveit,
begge Universitetet i Oslo, amanuensis Jo Vegar Arnekleiv,
Universitetet i Trondheim, forsker Nils Arne Hvidsten og
forsker Bjørn Ove Johnsen, begge NINA ..... side 511 - Bind 2

RESTAURERING AV VÅTMARKER
- Vegetasjon
  Forsker Arvid Odland, NINA ..... side 534 - Bind 2
- Fugl
  Forsker Ole Reitan og forsker John Atle Kålås, NINA ..... side 547 - Bind 2

VEGETASJONSETABLERING I REGULERINGSSONER
Seniorforsker Bjørn Rørslett, forsker Stein W. Johansen og
forskningsassistent Stein Singsaas, NIVA ..... side 569 - Bind 2

EFFEKTER AV FISKEFORSTERKNINGSTILTAK
- Lakseførende elver
  Overing. Halvard Kaasa, Statkraft SF ..... side 591 - Bind 2
- Innlandsvassdrag
  Førsteamanuensis Reidar Borgstrøm, NLH ..... side 607 - Bind 2

REFERAT FRA DISKUSJONER
- Aurlandsvassdraget – tverrfaglige erfaringer og vurderinger ..... side 625 - Bind 2
- Tersklers virkning på miljøet i regulerte vassdrag ..... side 625 - Bind 2
- Landskap og friluftsliv ..... side 626 - Bind 2
- Fugl og vilt ..... side 626 - Bind 2
- Restaurering av våtmarker ..... side 627 - Bind 2

PANELDISKUSJONEN;
VANNRESSURSENE - FORVALTNING OG FORSKNING.
HVA ER UTFORDRINGENE I FREMTIDEN? ..... side 628 - Bind 2

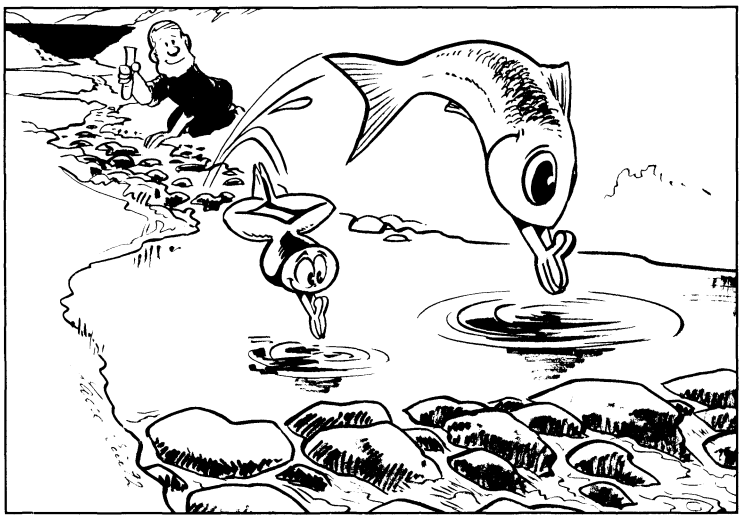
AVSLUTNING
Forskningssjef Per Einar Faugli, NVE ..... side 634 - Bind 2

VEDLEGG
Deltakerliste ..... side 636 - Bind 2

Tittel: ***NATURLANDSKAP***

Forfatter: ***TORMOD KLEMSDAL***

Ansvarlig institusjon: ***UNIVERSITETET I OSLO***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

INNLEDNING

Landskapsbegrepet har lange røtter. Begrepet vokste tidlig fram i germansk språkbruk til å omfatte et landområde (Jackson 1986, s. 67). I middelalderen fantes det landskapslover i Norge (Jones 1988, s. 153). Senere utvidet bruken av begrepet seg. Med renessansen innen malerkunsten åpnet malerne opp for at et bredere lag av samfunnet ble kjent med landskapet omkring oss. Landskapet ble oppfattet som våre omgivelser: naturen og det rurale omkring byene. Landskapsmalerne visualiserte med sine landskapsmalerier våre omgivelser. Begrepet landskap kom etterhvert til å bety **det som omgir oss** og som vi umiddelbart oppfatter og ser. Landskapsmalerne ga oss muligheten til en positiv opplevelse, en opplevelse som menneskene også opplever og nyter direkte i naturen.

Landskapsmalerne diskuterte landskap og landskapsbegrepet utfra sine interesser. Etterhvert fikk begrepet, som er lett å bruke, en mer dagligdags bruk uten noen bestemt definisjon. Begrepet landskap er derfor i dag i bruk i en rekke forskjellige meninger; det politiske landskap eller et kontorlandskap bare for å nevne et par eksempler. Utvidelsen av begrepet har også betydd at i visse situasjoner har begrepet fått en noe negativt ladet betydning, for eksempel et industrilandskap.

Geografene følte tidlig et behov for begrepet, for noe som kunne brukes om **det synlige omkring oss**. Over tid har det utviklet seg en rekke definisjoner. Allerede i 1938 brukte Troll begrepet landskapsøkologi. Senere utviklet Troll (1950) landskapsbegrepet og definerte landskapsøkologi som studiet av fysisk-biologiske forhold som styrer de romlige, både vertikale og horisontale forhold og interaksjoner. Marsh (1964) sa at landskap er den del av jordoverflaten som er synlig fra et hvilket som helst punkt på eller over jorden. Dette er en meget rund formulering som ikke tar standpunkt til hva som er synlig, hva som inngår i begrepet. Forman og Godron (1986) sa at landskapet er et heterogent område satt sammen av et knippe av økosystem som gjensidig påvirker hverandre, men de sier også at landskapet består av landskapselementer som er relativt homogene økosystem. De poengterte også at studiet av et landskap må ta for seg form, funksjon og forandring. Landskapsbegrepet er dermed blitt både det synlige omkring oss og, like viktig, de underliggende prosessene i natur og samfunn som har skapt landskapet og lar det, på godt og vondt, utvikle seg.

Et par utfyllende kommentarer. Landskapselementer vil her være ensartede deler som sammen utgjør et landskap, og fra en biologisk vinkling er det naturlig å bruke betegnelsen økosystem. Trolls fysisk-biologiske forhold legger vekt på de prosesser i naturen som er ansvarlig for de former som inngår i økosystemet. De fysiske-biologiske forhold omfatter dermed både de fysiske, de kjemiske og de biologiske prosesser som foregår i våre omgivelser og som er med på å utforme de

abiotiske og de biotiske delene i forskjellige økosystem eller naturen.

De vertikale forhold tar for seg disse prosessene innen et relativt homogent område. Samspillet, samvirket eller interaksjonene mellom fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som skaper landformer og vegetasjon i naturen former og utvikler også en helhet; naturmiljøet, karakteristisk for området.

Når det gjelder **de horisontale forhold** er det hvorledes prosesser i omkringliggende eller fjerntliggende områder påvirker og er med på å styre utviklingen av naturen eller økosystemet i et område.

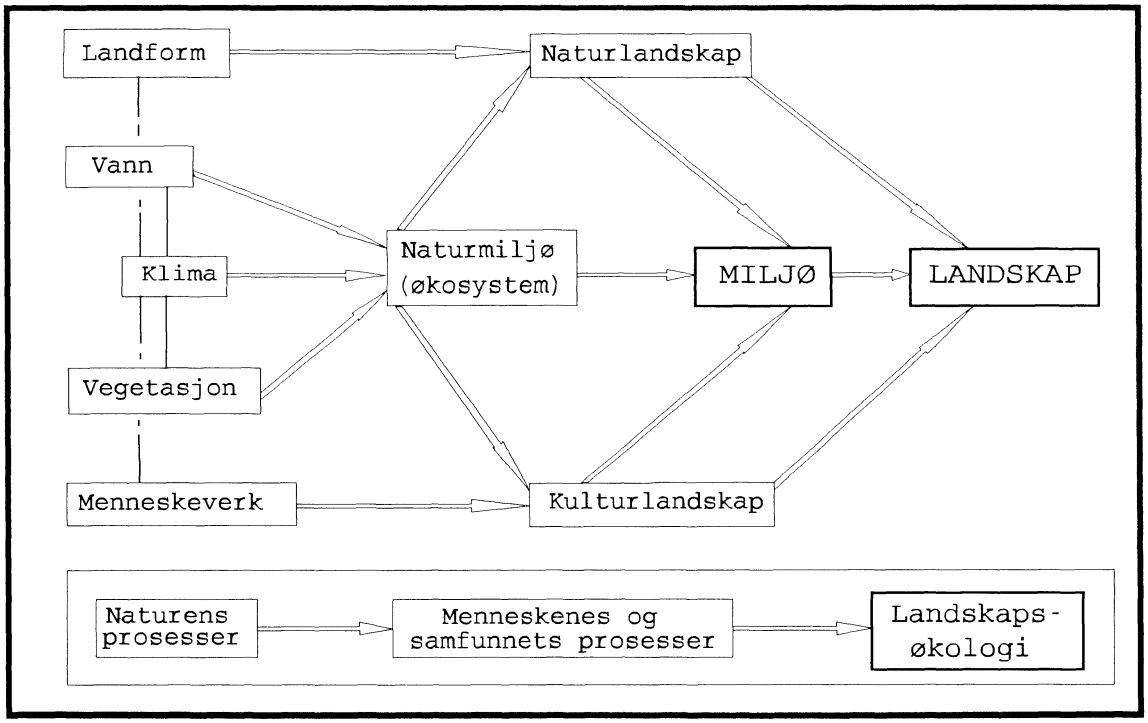
Vertikale forhold består av det økologiske aspektet innen et relativt homogent område, mens det horisontale er påvirkningene mellom romlige enheter, som økosystem eller naturmiljø, landskapselementer eller landskap. I det holistiske perspektivet som bygges opp av et vertikalt og horisontalt samvirke av former og prosesser basert på landskapsøkologiske prinsipper, skapes en helhet, et landskap.

Landskapsbegrepet vokste fram fra ønsket om å se samvirke mellom de prosesser som er ansvarlig for formene i naturen, det være seg landformer eller former for vegetasjon. Utviklingen førte til at mennesket over tid i visse tilfelle ble en viktig faktor som påvirket mange av naturens prosesser. **Et landskap er en mosaikk av landskapselementer** som hver for seg består av naturmiljø og kulturlandskap. Naturmiljøet er bygget opp av abiotiske og biotiske komponenter. Kobles landform og naturmiljø sammen får vi et naturlandskap og settes dette sammen med et kulturlandskap får vi et landskap (fig. 1). Samtidig grep mennesket og samfunnet mer dramatisk inn i naturen og forandret den til menneskeskapte komponenter, menneskeverk, som etterhvert kom til å dominere og bane veien for begrepet kulturlandskap.

Dessverre har bruken av begrepet ikke fått den oppmerksomhet det burde innen geografi, noe som antagelig skyldes at det har vært vanskelig å kvantifisere og dermed operasjonalisere begrepets innhold. En inngående behandling av begrepet med en biologisk forankring er gitt av Forman og Godron (1986) mens Jones (1991) orienterer og diskuterer landskapsbegrepet utfra en geografisk synsvinkel.

Menneske - miljø

Menneske - miljø er et meget brukt utsagn eller konsept som fokuserer på samvirke mellom miljø og menneske. Utsagnet bæres av ønsket om at forholdet miljø-menneske skal være bærekraftig og levedyktig, at menneskenes utnyttelse av sine omgivelser, dets naturmiljø og ressurser ikke overskrider naturmiljøets og ressursenes bæreevne, muligheter til reproduksjon. For å kunne bruke naturen og landskapet på en slik bærekraftig måte må vi



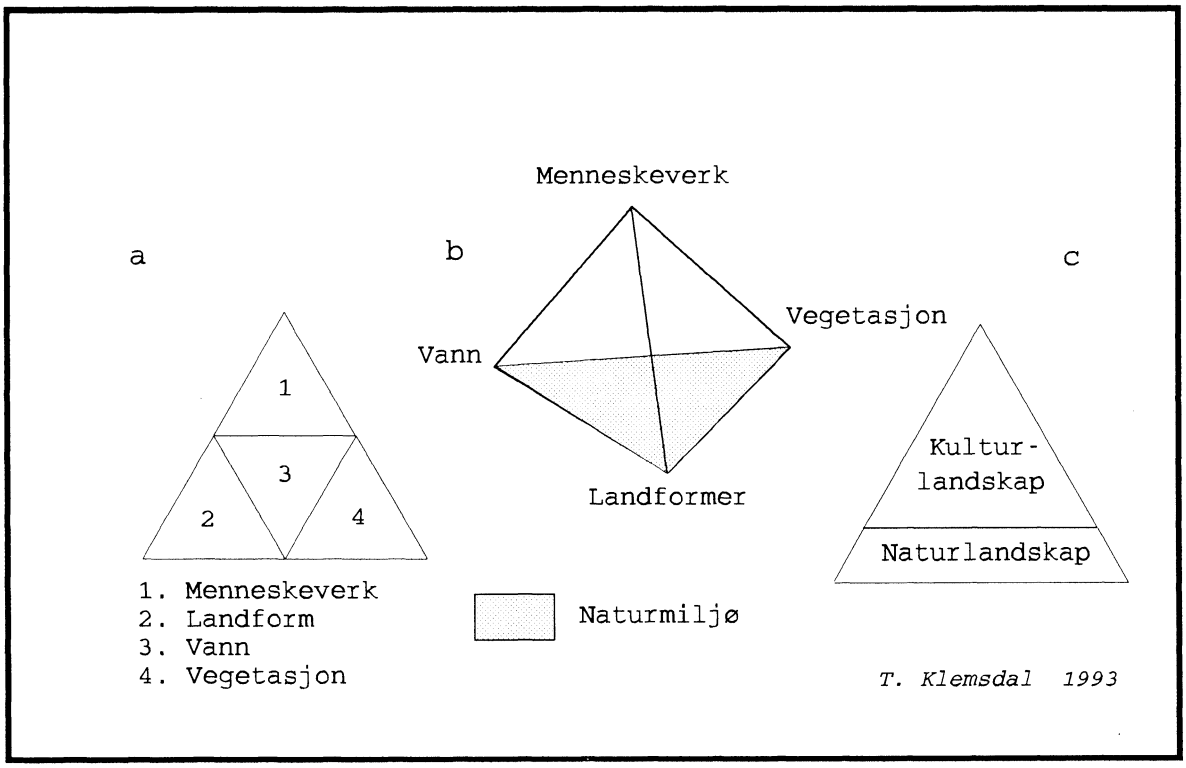
Figur 1. Landskapsgeografiens innhold.

i utgangspunktet ha en naturvitenskapelig innsikt som bygger på økologisk forståelse av grunnlaget for et naturmiljø. Denne innsikt må kobles sammen med en samfunnsvitenskapelig innsikt der mennesket er en drivende aktør mens samfunnet setter rammeverket for det mennesket kan gjøre i et naturmiljø eller et landskap. Kombinasjonen av naturmiljø og menneske/samfunn gir oss en utvikling av naturmiljø og landskap som bør bygges på økologiske prinsipper. Dette gjør det naturlig å bruke begrepet landskapsøkologi (fig. 1), sett med en geografs øyne, på denne kombinasjonen av menneske-miljø i et økologisk perspektiv. Her settes mennesket, dets virke og behov i sentrum for det samvirke som er sentralt i menneske-miljø konseptet. Begrepet human økologi innholder mye av det samme som i landskapsgeografien.

Landskapsgeografi

Landskap og landskapsøkologi blir dermed, med ingredienser som naturmiljø, ressurser og kulturlandskap, sentrale tema i landskapsgeografien (fig. 1). Landskapsgeografi består således av beskrivelse og analyse som grunnlag for en forståelse av et landskap. Denne forståelsen er et nødvendig utgangspunkt for planlegging, utforming og forvaltning av et landskap.

Primært, og enklest å ta tak i, når det gjelder landskapet, er det visuelle, det vil si det synlig som vi umiddelbart oppfatter i våre omgivelser eller med andre ord form, det formale. De enkelte delene vi oppfatter kobles sammen til en helhet: Landskap.



Figur 2. Landskapets mange trekantforhold mellom de fire hovedkomponentene.

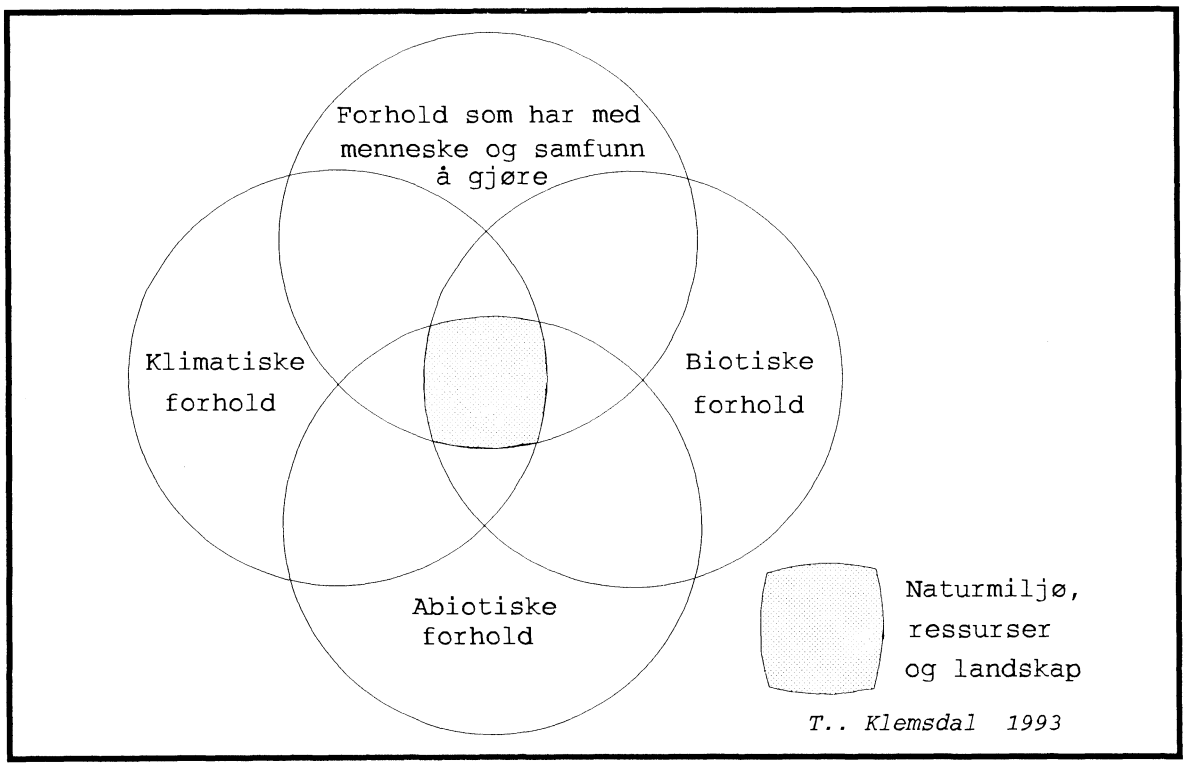
DET FORMALE ASPEKTET

Det er naturlig å bygge opp landskapsbegrepet utfra en naturgeografisk basis og starte med Forman og Godron's form, det formale når det gjelder å analysere et landskap. Hva ser vi i et landskap? Hva er det vi som mennesker reagerer på når vi opplever et landskap? Er det det totale landskapsbildet, noe udefinerbart, eller er det bestemte landskapselementer eller landskapskomponenter? I så fall hvilke?

Umiddelbart er det fire hovedkomponenter som skiller seg ut, som vi ser i et landskap: landformer, vann, vegetasjon og menneskeverk. Disse fire utgjør hovedingrediensene, hovedkomponentene i et landskap (fig. 2 og 3).

Landformer

Landformer av forskjellig størrelse, utformet i fast berg eller løsmasser utgjør et viktig utgangspunkt. Det er nok å trekke fram en rekke forskjellige landformbegrep som folk umiddelbart nikker gjenkjennende til og som spontant får en til å tenke på et eller annet landskap et eller annet sted, for eksempel en U-formet dal, en fjord, vidda eller fjellet. Men fjellet oppfattes forskjellig, avhengig av hvor man har vokst opp og hvilke erfaringer og opplevelser man har av fjellet. Fjellet i form av Rørosvidda eller Hardangervidda er de store, åpne, vide flater med slake skråninger og voler



Figur 3. Landskapets fire hovedkomponenter.

eller nuter. En annen opplevelse av fjellet er de store massive tildels jevne, men bratte skråningene opp mot mer markerte topper som for eksempel i Øst-Jotunheimen. De spisse tindene og de skarpe eggene i Vest-Jotunheimens Hurrungane, Sunnmørsalpene eller Lyngsalpene er kanskje det bildet av fjell som er mest vanlig. For mange er vidda fjellet, men vidda er en egen landform forskjellig fra de alpine, de glasiale eller de paleiske fjellformene. Skjærgård er et begrep som mange forbinder med ytre Oslofjord eller Sørlandet, mens andre ser for seg Vestlandets ytre kyst eller Helgelandskysten. Skjærgård er et god beskrivende begrep for deler av strandflaten der den strekker seg fra Nord-Jæren til Vest-Finnmark. Ytre Oslofjord og Sørlandet har en fjärdkyst og skjærgården er her et element i fjärdlandskapet.

Alle har vi forskjellige forhold til og oppfattelse av forskjellige landformer. Derfor kan det være nødvendig med et standardisert system av landformene (Klemsdal og Sjulsen 1988), og landformkartet i 1:1 million i Nasjonalatlaset utgitt av Statens kartverk (Klemsdal og Sjulsen 1992) viser utbredelsen av ett sett av landformer.

Vann

Vann forekommer i landskapet i forskjellige former. Den umiddelbare reaksjonen strekker seg kanskje fra et blinkende tjern i skogen til den store vannflaten på en av våre større innsjøer, eller den kan være fra en liten, men vilter bekk, en

fossende elv i en trang Vestlandsdal eller en stor, bred, stilleflytende elv på Østlandet. Dessuten utgjør havet eller fjorden ofte et viktig innslag i et landskap. Det er vel kanskje som en vilter elv eller en større eller mindre foss at vann har fått betydning som et visuelt landskapselement. Snø, is og breer setter også sitt preg på et landskap.

Vegetasjon
Vegetasjon gir umiddelbart assosiasjoner til de store skogene eller fjellbjørkeskogen, til snaufjellet med kratt av lave vier, einer og dvergbjørk eller for noen den treløse kystsonen med lyngheier. For andre igjen kommer tanker om strandenger eller furumoer og tyttebær, en åpne gran- og furuskog med blåbær eller or og ospeskog med vårlig hvitveis.

I det store lansdkapsbildet er det de store, grove trekkene som bestemmer formen på vegetasjonen, og som gir navnet til vegetasjonstypen. Statens Kartverk har i Nasjonalatlaset publisert et kart i 1:1 million over Vegetasjonsregioner i Norge (Dahl et al. 1986). Kartet gir utbredelsen av forskjellige vegetasjonstyper som for eksempel den alpine vegetasjonen over tregrensen, fjellskog som omfatter både fjellbjørkeskogen og den øvre sonen av barskogen. Videre viser kartet de store barblandskogene og blandingsskogen der krevende løvtrær og barskog vesentlig furu danner komponentene foruten utbredelsen av mindre skoger eller holt av varmekjære, krevende løvtrær. Disse vegetasjonsbegrepene gir et rammeverk, idet vegetasjonens plass i landskapsbildet er en mosaikk av holt av forskjellig typer trær.

Menneskeverk
Menneskeverk er den fjerde hovedkomponenten i et landskap. Denne komponenten har utviklet seg til å omfatte en rekke forskjellige menneskeskapte innslag, menneskeverk. De menneskeskapte komponentene har en stor spennvidde. Fra en minimal, men dog påviselig, påvirkning i en skog, til mer klare, tildels dramatisk uttrykk som en monoskog av plantet gran på den ene siden, til jordbruksområder som drives i tradisjonell hevd eller kornbondens prærielandskap. De mest dominerende menneskeskapte innslag er bebyggelse, men også her er en skala fra spredt gårdsbebyggelse via tettstedsbebyggelse til bybebyggelse med innslag av industribebyggelse. Innslag i landskap er også menneskeverk som veier, jernbane og ikke minst resultatet av vassdragsreguleringer som for eksempel tørre elveleier, og kraftledninger.

DET FUNKSJONELLE ASPEKTET
Det sekundære utgangspunktet hos Forman og Godron (1986) er det funksjonelle, hvorledes et landskap fungerer eller hvilke prosesser er det som foregår i et landskap. Forman og Godrons (1986) tredje punkt er forandring, endringssrisikoen eller den utvikling som landskapet utsettes for. Ved nærmere omtanke vil disse to aspektene egentlig være det viktige: hvilke prosesser

har vært ansvarlig for det romlige mønster av landskapselementer som utgjør dagens landskap og like viktig hvorledes utvikler det seg. Derfor er prosessene som får oss til å stille geografenes hovedspørsmål: Hvorfor slik nettopp her? det primære.

Landformdannende prosesser

Landformdannende prosesser spenner over et vidt spekter av prosesser. Spekteret kan starte med forvitring av forskjellig slag. I Norge er frostforvitring den mest aktive forvitringstypen selv om kjemisk forvitring også må nevnes. Massebevegelse foregår der det er relieff nok til at løsmasser av forskjellig slag kan forflyttes, beveges med hjelp av tyngdekraften, for eksempel leirskred, jordskred eller fjellskred. Under nedisningen av Norge var breenes arbeid, erosjon, transport og akkumulasjon det viktige, og særlig breenes erosjon satte markerte spor i landskapet med sine botner, U-daler og fjorder. Elvene arbeider ved å grave, flytte og legge igjen materiale og er dermed med på å utforme landformer. Langs kysten forsøker bølgene å utarbeide landformer i de bratte næringene i Finnmark og på Stad, eller flytte løsmateriale der det finnes i strandkanten og samle det i for eksempel sandstrender. På enkelte vegetasjonsfrie områder, som sandstrendene, har vinden fritt spillerom til å blåse sanden sammen i sanddyner.

Den korte tiden, ca. 10 000 år, siden innlandsisen smeltet bort har ikke gitt de landformdannende prosessene mulighet til å forandre de landformene breene hadde laget, ei heller de gamle paleiske landformene som selv ikke breene hadde maktet å omforme.

Ofte er det et samspill av flere av disse prosessene som er ansvarlig for dannelsen av en landform. Frostforvitring og massebevegelse legger grunnlaget for skred, mennesket kan forandre stabiliteten i en jordmasse og i en uheldig situasjon starte et leirskred og således skape en ny landform. Menneskelig inngrep langs en elv fører ofte til forandringer i hvorledes elven arbeider. Mennesket er på mange måter en faktor som påvirker landformdannelsen.

De landformdannende prosessene er styrt av berggrunnen, av dens sammensetning av forskjellige bergarter som med vekslende motstandsevne mot nedbrytning eller angrep av forskjellige prosesser styrer de landformdannende prosessene. Tektoniske påvirkninger, bevegelser i jordskorpen av forskjellig slag, har gitt bergarten sprekker, svakhetssoner som de nedtærende kreftene utnytter og angriper.

De landformdannende prosessene omfatter akkumulasjonsprosesser som legger igjen løsmasser. Dermed har de landformdannende prosessene en videre betydning. Foruten landformene gir de grunnlaget for jordarter av forskjellig slag. Morenejord er den mest utbredte jordarten i Norge, mens breelvsavsetninger og

elveavsetninger bare finnes som mer eller mindre brede strenger gjennom landskapet. Av jordarter avleiret av og i havet er marin leire, som i Trondheimsfjord- og Oslofjord-området, viktig for utbredelsen av jordbruksjorden i Norge, mens sandstrendene på Jæren og Lista har mer lokal betydning. Forvitringsjord har liten utbredelse i Norge. Utbredelsen av landets jordarter finnes på kartet Jordarter (Thoresen 1991) i Nasjonalatlaset med beskrivelse (Thoresen 1991).

De jordsmonndannende prosessene
De jordsmonndannende prosessene forandrer den øvre delen av en jordart til et jordsmonn. Den viktigste prosessen i det øvre jordlaget er kjemisk forvitring der oppløsning og feltspatforvitring med ioneutskiftning utgjør de viktigste forandringene av det abiotiske. Det biotiske bidraget er nedbrytningen av det døde organiske materialet som avleires på overflaten. Dette skaper humussyrer som er styrende for den kjemiske forvitringen. Dessuten vil mikroorganismer være med på nedbrytningen og sammen med organismer av forskjellig slag blande om det abiotiske og det biotiske i jordsmonnets øvre lag. Samvirket av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser skaper et jordsmonn som i neste ledd danner grunnlag for vegetasjonen.

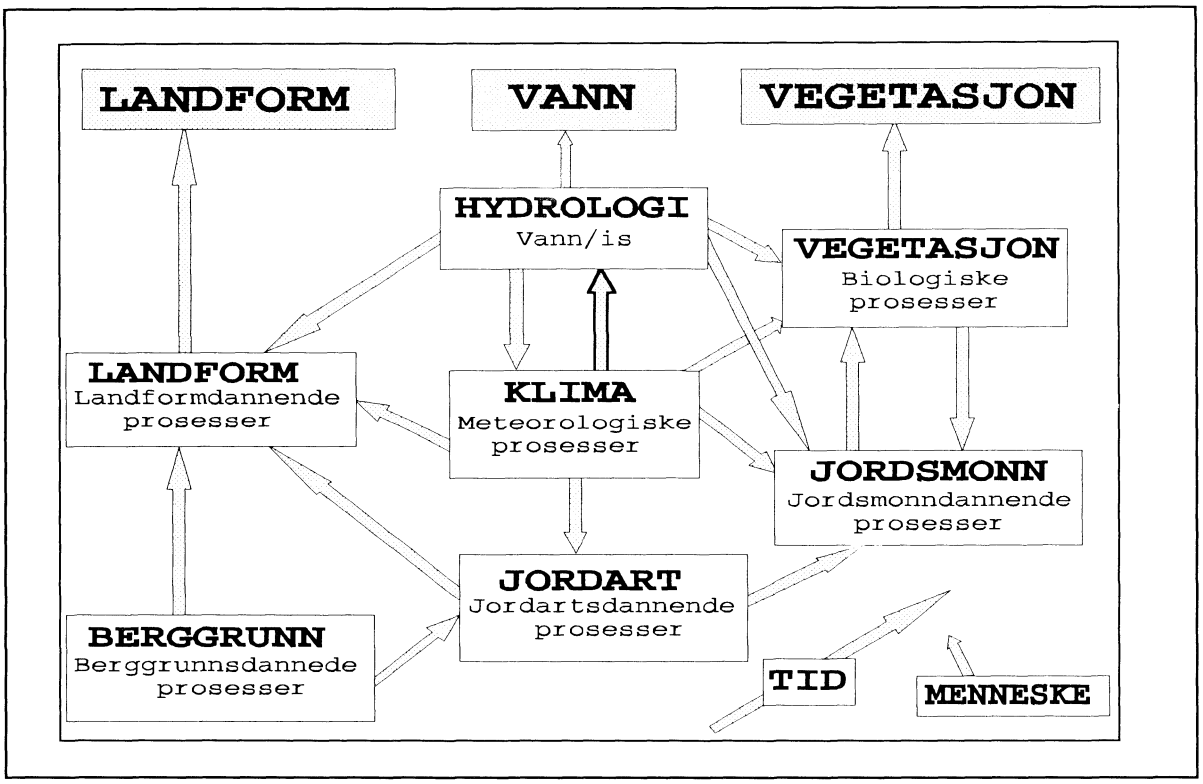
De meteorologiske prosessene
De meteorologiske prosessene i atmosfæren styrer både utviklingen av luftmassen slik at de får en temperatur og et innhold av fuktighet og flytter i neste omgang luftmassene. Luftmasser i bevegelse gir mulighet for endringer i temperatur, oppvarming eller avkjøling og for dannelse av nedbør. Oppadstigende luft som følge av oppvarming kan gi nedbør, konvektiv nedbør. Frontbevegelse mellom to luftmasser gir mulighet for frontnedbør.

De meteorologiske prosessene skaper dermed temperaturvekslinger, varme og kulde, men også nedbør. Dette er meteorologiske faktorer som har betydning for de landformdannende og de jordsmonndannende prosessene, foruten for de biologiske prosessene. I det store generelle bildet former de meteorologiske prosessene været og dermed over tid klimaet, men gir også muligheter for lokale variasjoner, lokalklima.

De biologiske prosessene
De biologiske prosessene som ligger til grunn for dannelsen av vegetasjonen er egentlig en blanding av biologiske, fysiske og kjemiske prosesser. Den viktigste biologiske prosessen er fotosyntesen som med sollysets energi som utgangspunkt omdanner luftens karbondioksid og vann til sukker og stivelse, komponenter som er med på å bygge opp vegetasjonen.

De antropogene prosessene
De prosesser som menneske og samfunn påvirker naturen med er

mange. Mennesket kan ubevisst gjøre ting i naturen som forandrer forutsetningene for at de landformdannende eller de biologiske prosessene slik at de endrer karakter. Menneskene kan også direkte være en aktør og med sitt verktøy kan det på en enkel og i mange tilfelle dramatisk måte endre naturen direkte og skape et menneskeverk. Samfunnet setter som regel et rammeverk for hva mennesket kan tillates å gjøre, slik at det sett av lover og forordninger som finnes er med på å styre utviklingen av det menneskeskapte landskapet.



Figur 4. Naturmiljø og naturlandskapets komponenter og prosesser.

NATURMILJØ

Samspillet eller samvirke av alle disse forskjellige prosessene (fig. 4), det være seg de kjemiske forvitringsprosessene som bryter ned berggrunnen og frigjør næringsstoffer i ioneform i grunnvannet og derfor gjør næringsstoffene tilgjengelig for plantene, de meteorologiske faktorene som gir vann og temperatur som bestemmer mengde og hastighet på prosessene som gjør at vann og næring kan tas opp av plantene. Dette samvirke av alle de forskjellige prosessene har et økologisk aspekt over seg og ligger til grunn for naturmiljøet visualisert eller reflektert av vegetasjonen. Vegetasjonen kan derfor nyttes som et uttrykk for naturmiljøet.

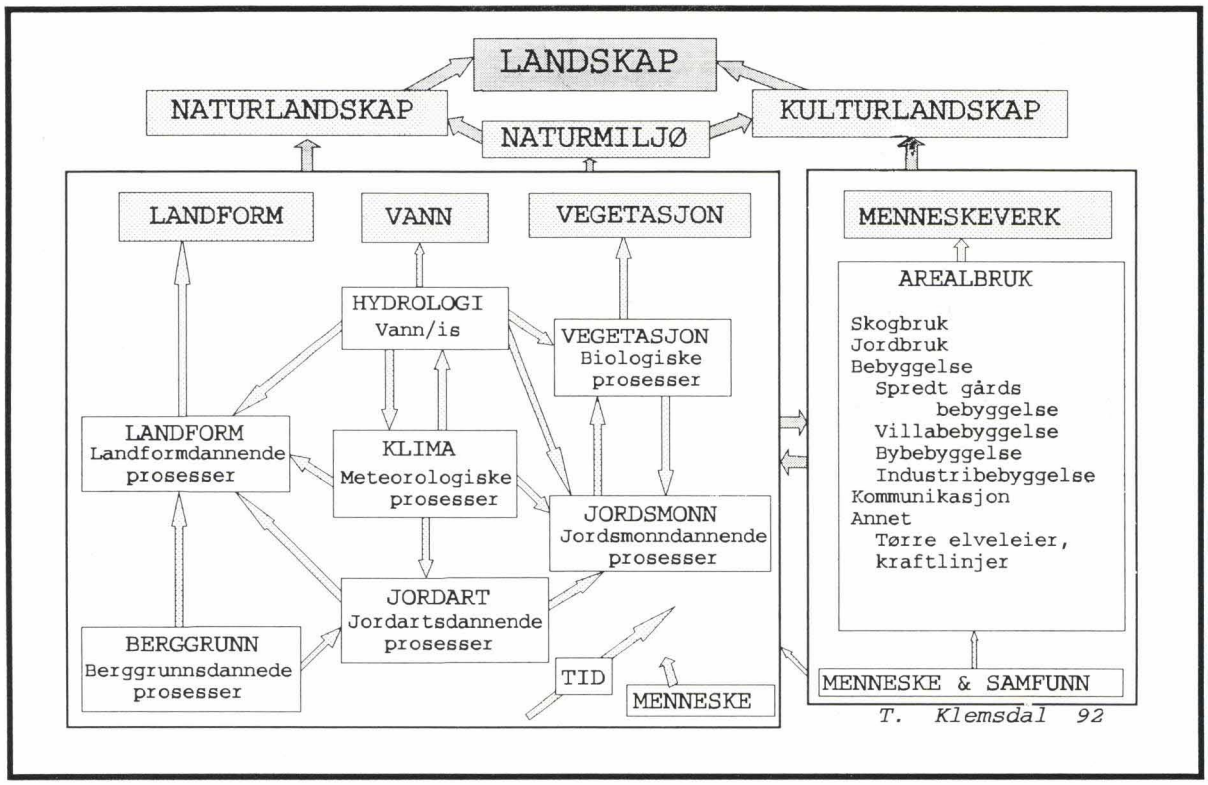
Det vil være naturlig å benytte et vegetasjonsbegrep som betegnelse på et naturmiljø, for eksempel et barskogsmiljø eller blåbærgranskogsmiljø, lyngheimiljø eller lavalpint miljø.

NATURLANDSKAP
Naturen som det upåvirkede eller nær på upåvirkede naturmiljøet, visualisert ved vegetasjonen, kobles sammen med det vi ser av vann og landformer og danner naturlandskapet. Av naturlandskapets tre hovedkomponenter - landform, vann og vegetasjon - vil det være naturlig å bruke landformbegrep som betegnelse på et naturlandskap, for eksempel et fjellandskap, et dallandskap, et strandflatelandskap, et fjordlandskap eller et slettelandskap.

KULTURLANDSKAP
Det formale; de menneskeskapte elementene formet ved menneskenes bruk av arealer; **arealbruk,** og de mange forskjellige prosesser som har vært eller er med på å forme disse menneskeverkene (fig. 5) ligger til grunn for det komplekse bilde som utgjør kulturlandskapet. Vanligvis er det kulturlandskapet, ofte satt synonymt med jordbrukslandskapet, som trekkes fram, men i like stor grad er bebyggelse et menneskeverk som dramatisk endrer et landskap. Bylandskapet kanskje med mindre deler som muligens kunne kalles et industrilandskap blir det mest markerte innslaget av menneskeverk. Landbrukslandskapet der jord og skogbruk er ingrediensen varierer fra et lite omvandlet skoglandskap til et sterkt omvandlet jordbrukslandskap slik det er å finne i et område med ensidig korndrift.

Figur 5. Kulturlandskapets komponenter.

Kulturlandskapet må oppfattes som et overordnet begrep som innbefatter både skogbrukslandskap, jordbrukslandskap, bylandskap og industrilandskap. Jordbrukslandskapet spenner over variasjonene fra kystbygder og fjordbygder, via jordbruksbygder som slettebygdrer og dalbygder til fjellbygder.

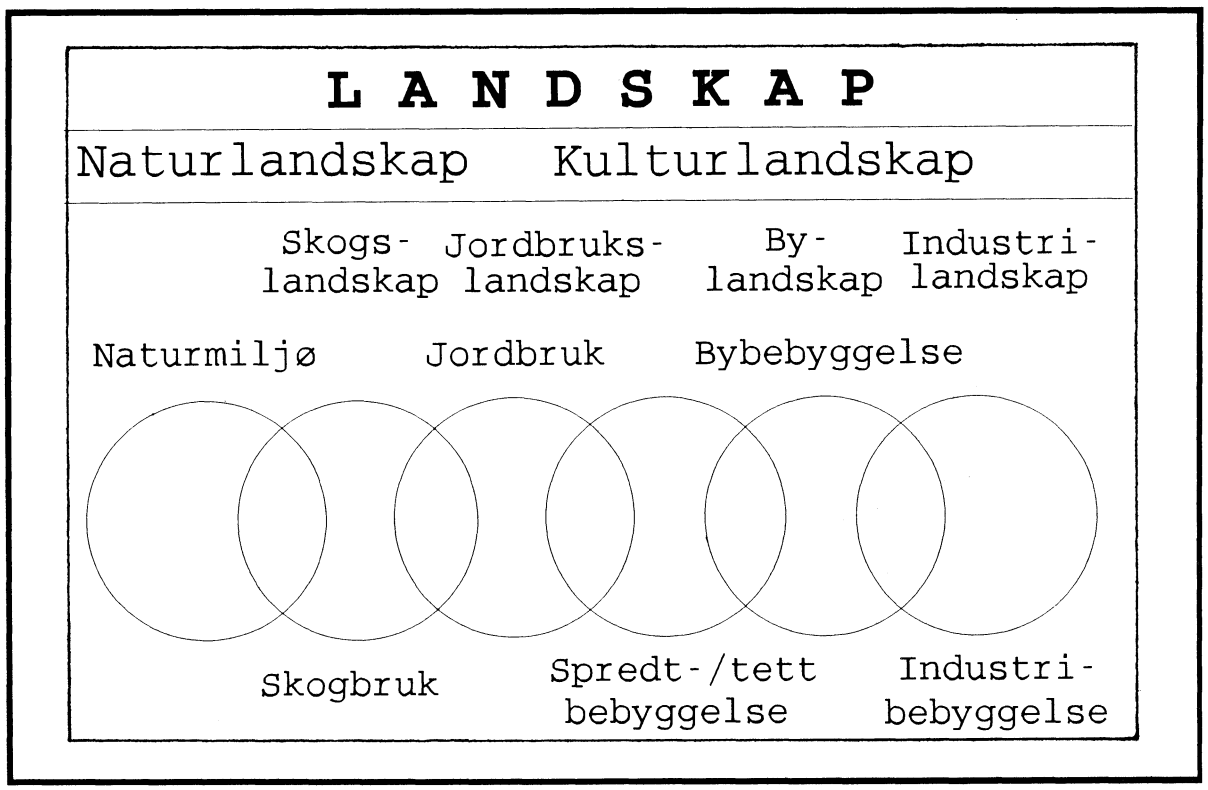


Figur 6. Landskapets innhold.

LANDSKAP

Landskapet kan enklest sies å være det totale innhold av naturkomponenter og menneskeverk. Med andre ord er landskap det visuelle bildet skapt av naturlandskapet med sitt naturmiljø og landformer og kulturlandskapet med menneskenes mangfold av arealbruk og menneskeverk. Landskapet eller det ytre landskapet er interaksjonen av det naturen, menneske og samfunn har latt utvikle seg (fig. 6), samvirket av landformene, vann, naturmiljøet og menneskeverket og samspillet av prosessene i naturlandskapet og kulturlandskapet.

Landskapsbegrepet har en stor spennvidde som skapes av variasjonene i naturlandskapet og kulturlandskapets visuelle uttrykk for menneskenes aktiviteter. Menneskeverk av forskjellig slag ligger til grunn for industrilandskap, bylandskap, jordbrukslandskap og skogbruklandskap (fig. 7). I den siste landskapstypen er det en gradvis overgang til et naturlandskap, som for eksempel enten kan være et fjell-landskap, et fjordlandskap eller for eksempel et åslandskap. Ettersom det mest markerte i et landskap enten er landformene eller et konglomerat av menneskeverk, bør landskapstypen betegnes utfra det som dominerer visuelt; for eksempel et fjellandskap, et dallandskap, et jordbrukslandskap eller et bylandskap.



Figur 7. Forskjellige typer landskap.

Landskapets innhold
Landskapets innhold, det totale sett av elementer og deres komponenter, er enormt. Landformer, fra høye massive fjell til en liten bekkeravine, vann som fosser utfor et høyt stup eller blinker i en lysning i en åpen furuskog, høyfjellets sparsomme lyng og gresstuer til skjærgårdens skrinne fjellrabber nesten uten vegetasjon, menneskenes sti gjennom løvskogen eller kraftlinjens rettlinjede drag gjennom skog og over fjell, veier og kraftverksmagasin, beitelandskapets einerbakker eller løvtreholt, bratte enger med rydningsrøyser og styvede løvtrær i kanten rundt, åker og eng i blanding med kantvegetasjon mellom eller langs en elv eller en bekk gjennom det åpne slettelandet hos kornbonden og bebyggelse; fra den enkelte gård til byens bebyggelse fra villabebyggelse, via byens forretningsstrøk eller utflyttede stormarked til gammel og ny industribebyggelse; alt dette viser hvorledes innholdet i et landskap varierer og gir oss muligheter til forskjellige opplevelser i landskapet.

Persepsjon, den enkeltes oppfattelse av landskapet er sammen med opplevelser av landskapet i stor grad avhengig av den erfaringsbakgrunn og kunnskap den enkelte har av og om et landskap. Den visuelle mosaikk av informasjon et landskapet gir og forståelsen av hvordan og hvorfor det er blitt slik, gjør det vanskelig å fatte landskapet i sin helhet. Vanskeligheten

med å definere, analysere og tolke et landskap gjør det vanskelig å operasjonalisere landskapsbegrepet.

Likevel er det dette tema om menneskenes oppfattelse av landskapet i alle sine variasjoner sammen med variasjonene i menneskenes erfaringsbakgrunn som skaper grunnlaget for menneskenes opplevelser i og av landskapet. Signaler fra det fysiske landskapet sammen med kunnskap om landskap og samfunnsforhold styrer vår persepsjon, oppfattelse av det visuelle landskapet og skaper et mentalt landskap innen oss selv, det indre landskap. Dette mentale landskap sammen med opplevelser i landskapet ligger til grunn for de holdninger hver enkelt etterhvert får til det landskap vi lever i eller oppsøker.

Vassdragsforvalteren i form av vassdragsutbyggeren, skaper med sine inngrep i vassdraget signaler som menneskene har høyst forskjellig reaksjon på.

De umiddelbare, synlige, fysiske spor, som steintipper, dammer, fyllinger, veier, kraftlinjer og liknende utgjør klare signaler som vi reagerer på. Noen vil reagere negativt, mens andre kan ha en mer positiv holdning til visse inngrep eller endatil ha en sterk positiv opplevelse av.

Andre effekter av vassdragsinngrep trenger ikke umiddelbart gi seg utslag i synlige fysiske endringer. Lokalklimaets endring som følge av vassdragsregulering, er vanligvis bare av mindre størrelse, og det tar tid før følgende slår ut i synlige spor i naturmiljøet. Vannføringens forandring kan lokalt ha betydning for grunnvannets variasjoner, og vil etter en tid stabilisere seg i en ny tilstand som påvirker vegetasjonen og skaper et naturmiljø litt forandret fra det som var der før. Disse forandringene av naturmiljøet behøver ikke være så markerte at det store landskapsbildet endrer seg særlig mye.

De fysiske, visuelle forandringene skaper nye signaler til andre opplevelser og holdninger til det nye i landskapet. Spørsmålet er bare hvor nøytralt eller godt det nye er plassert i, eller glir inn, i harmoni i landskapet eller om det på grunn av kontrasten til det opprinnelige landskap gir negative signaler til den som søker å oppleve noe i et landskap. I noen tilfeller er det nettopp kontrastene i landskapet som gjør at noen har positive opplevelser i landskapet.

Landskapets kvaliteter er synonymt med dets ressurser. Hva er det i landskapet som mennesket kan oppfatte som ressurser, som kan brukes til å tilfredsstille et behov?

Et av landskapts viktigste ressurs er areal, areal med en bestemt utforming og innhold. Arealbruk blir et stikkord. Menneskenes utnyttelse av jord og skog sammen med menneskeverk i form av bebyggelse er den primære påvirkning og utforming av arealer og setter vesentlige spor og skaper et landskap.

En annen viktig side ved landskapets kvalitet er dets forskjellige **verdier** for forskjellige mennesker og samfunn. Opplevelsesverdien av et landskap er klart styrt av **det estetiske, visuelle innholdet** i det fysiske landskapet foruten av menneskenes persepsjon av landskapet. Naturisten, turisten eller rekreasjonssøkeren i naturen, opplever landskapet forskjellig utfra hver enkelts utgangspunkt med ballast av kunnskap og erfaringer. Fiskeren og jegeren, fotturisten enten det er fjell- eller skogsvandreren, fjellklatreren eller solslikkeren i påskefjellet får alle forskjellige signaler fra forskjellige komponenter i landskapet. Naturforskeren eller landskapsforskeren, det være seg zoologen, botanikeren, geologen eller geografen, bruker naturmiljøet eller landskapet eller deler av disse som forskningobjekt. Kunnskapen som fremskaffes vil i neste omgang være grunnlaget som menneskene og samfunnet utnytter i sin bruk av naturmiljø og landskap. Forskningsverdien er omsatt i en kunnskaps- og informasjons-verdi som samfunnet har interesse og behov for, for blant annet å kunne forvalte naturmiljøet og landskapet på en fornuftig måte, for ikke å si en bærekraftig måte.

Landskapets kvaliteter og verdier er mange. Det er vrient å gi en klar definisjon av dem slik at det er vanskelig å kvantifisere og operasjonalisere landskapets kvaliteter. Til tross for vanskelighetene med å operasjonalisere landskapsbegrepet er landskap i dag gjenstand for både beskrivelse og kartlegging utfra visse kriterier. Det arbeides også med å kartlegge og analysere interesser og verdier i landskapet.

Vassdragslandskap.
Vassdragslandskapet kan ansees som en spesiell type landskap, fokusert på landskapets hovedkomponent vann. Vann dominerer eller utgjør et vesentlig innslag i landskapet. Vassdragets betydning i landskapet varierer som følge av vassdragets plass mellom de andre landskapskomponentene. Variasjonene i et vassdrags plass i et landskap varierer fra en vilter fjellbekk mellom gresstuer, vier og kratt av fjellbjørk i en fjelldal, eller en stri, fossende elv i et juv eller en trang V-formet elvedal til en bred, stilleflytende elv i en åpen U-dal eller på lavlandets slettebygder.

Vassdragslandskapet er utviklet ved naturens egne fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Disse har styrt de abiotiske og biotiske delkomponentene. Større eller mindre landformer som har gitt opphav til veksling mellom senkninger eller bassenger og terskler langs dalen, har også gitt grunnlaget for større eller mindre sjøer og trange partier med fossende stryk og brede elvesletter med en blank, rolig elv skjermet av skog eller kantvegetasjon. Det biotiske, først og fremst vegetasjonen er preget av sin nærhet til og tilgang på vann. Det er klart at landskapet nærmest bekken, elva eller vannet er utviklet i et samvirke der vannet utgjør både en fysisk og en visuell faktor.

Hvilken endringsrisiko utsettes så et vassdragslandskap for? Faren for flom i et vassdarg er alltid der, mer eller mindre sterk. Flommen kan skade ved å erodere på visse elvestrekninger og akkumulere materiale på andre. Like viktig er det at elva ved sitt normale arbeid også eroderer, transporterer og akkumulerer. Dette er prosesser som alltid foregår, men med større eller mindre intensitet, men med dramatisk effekt under flomsituasjoner. Dette påvirker naturmiljøet i vassdragets nærområde.

Foruten denne naturlige faren for endringer ligger faren for menneskenes inngripen i de naturlige prosessene i systemet. Søker menneskene å redusere de naturlige prosessene krever dette nøye forberedelser i form av målinger og konsekvensanalyser. Ofte blir de sekundære effektene ved et inngrep så store at også de trenger en fornyet innsats av menneskers omtanke, teknologi og økonomi. Men like viktig og langt mer dramatisk er de inngrep menneskene gjør i vassdraget i forbindelse med forskjellige typer reguleringer. Styrt av samfunnets vedtak og regler blir mennesket en aktør som med sine maskiner og teknologi som verktøy griper inn og forstyrrer naturens prosesser og i mange tilfelle setter dem helt ut av spill. Menneskeverket enten det er i form av et tørt elveleie demningen eller strandsonen i et reguleringsmagasin blir om ikke dominerende så i hvert fall godt synlig, sår i landskapet. Av stor betydning er at naturens prosesser i en sone av vekslende bredde langs bekken, elva eller sjøen endrer karakter slik at både de abiotiske og mer spesielt de biotiske delkomponentene vil forandre seg.

Så lenge mennesket er en faktor klarer naturprosessene å bøte på menneskets inngrep og restaurere naturen. Når mennesket blir en aktør blir inngrepene så store at naturprosessene ikke lenger makter å gjenskape naturmiljøet. Her er et spørsmål om menneskene lever i pakt med naturen slik at om ikke akkurat samme naturmiljø gjenskapes så utformes et nytt naturmiljø, eller om menneskeverket dominerer totalt, både det visuelle og de prosessene som foregår i landskapet slik at naturens prosesser er sterkt reduserte eller ikke lenger kan virke.

Viktigst er imidlertid at menneskeverk plasseres inn i et natursystem slik at landskapet endrer karakter, først og fremst det fysiske bildet, det visuelle. Signalene fra et slik endret landskap påvirker menneskenes persepsjon og skaper et nytt mentalt landskap som på sin side igjen avstedkommer nye holdninger til det nye landskapet.

Her ligger et fagfelt der både endringene i det fysiske landskapet, men også den mentale oppfatningen av effekten av inngrepene i vassdraget utgjør interessante forskningsoppgaver. Disse sidene ved vassdragslandskapet er det ønskelig at det bygges opp kunnskap om. De forskningsoppgavene som det har vært vanlig å ta opp i forbindelse med vassdragsreguleringer har gått i dybden innenfor spesielle forskningsfelt. Dette arbeidet

har gitt en bred kunnskapsbasis med stor egenverdi, men som også bør settes inn i et større helhetsperspektiv i en landskapsbetraktning.

I en slik landskapsanalyse vil det tverrfaglige aspektet videreføres og utvides idet landskapets fysiske og mentale verdier må komme sterkere fram. Her ligger flere oppgaver av tverrfaglig karakter der det både trengs en katalysator, koordinator og forskere.

Landskapsanalyse
Landskapsanalyse starter med det formale innholdet og har som grunnlag en kartlegging av de forskjellige hovedkomponentene: landform, vann, vegetasjon og menneskeverk og delkomponenter av mer spesiell karakter tilpasset den enkelte landskapstype, for eksempel flere detaljer tas med langs bekker, elver og vann i et vassdragslandskap. Kartleggingen tilpasses også det nivå som interessefeltet tilsier. Et overordnet nivå dekker landet, men kartleggingen kan i like stor grad gjennomføres for et mindre areal, et vassdrag for eksempel. Da vil det være et spørsmål om det bare er en naturlig, mer eller mindre bred sone langs elva eller hele nedbørfeltet som kartlegges. Landskapsanalysen bør lede fram til en årsakssammenheng og årsaksforklaring, bygget på landskapsøkologiske prosesser og prinsipper til et helhetsperspektiv på forholdet menneske - miljø.

Foruten en kartlegging av komponentene i landskapet og årsaks-sammenheng der prosessene er sentral, bør en landskapsanalyse suppleres med en konsekvensanalyse av de inngrep menneskene gjør i landskapet. Konsekvensanalysen bør avsløre uheldige bivirkninger av menneskenes inngripen og utvikling av et land-skap. Landskapsanalysen og konsekvensanalysen er et redskap i vurderingen og forvaltningen av landskapet.

AVSLUTNING

Holisme
En rød tråd gjennom landskapsgeografien er det holistiske perspektivet, det å se naturkomponentene og menneskeverk i sammenheng, søken etter en helhet, **holisme.** For å klare dette er det nødvendig både med **spesialisten,** forskeren, sektor-arbeideren, som med sine studier i forskningsfronten legger grunnlaget for kunnskap som **generalisten** kan nytte i sin søken etter helheten i landskapet. Landskapsgeografien trenger dermed både spesialisten som søker spisskunnskapen i forskningsfronten innen en snever fagdel og spesialisten som søker sette sammen brikkene i den mosaikk et landskap er for å forstå heltheten i landskapet.

Helheten er summen av de enkelte deler, men også noe mer enn summen av de enkelte delene. For landskapet betyr det at for-uten de fire visuelle hovedkomponentene - landform, vann, vege-tasjon og menneskeverk - er det prosessene, særlig de som er knyttet til menneske og samfunn, som er av størst interesse.

Helhetsvurdering av prosessene som styrer utviklingen av et landskap gjør at landskapsanalysen er noe mer en bare summen av de fire hovedkomponentene.

Samtidig kan det slås fast at det for å se og forstå helheten, sammenhengen, ikke alltid er nødvendig å forstå hvorledes alle de enkelte delene fungerer. For å forstå menneskekroppen er det ikke alltid nødvendig å kjenne til i detalj funksjonene hos alle delene i kroppen, og vi kan kjøre bil uten å vite hvorledes forgasseren virker. Et annet, nærliggende eksempel kan hentes fra geografens arbeider der studier gjøres på forskjellige nivåer. Studier på globalt, internasjonalt eller nasjonalt nivå foretas uten at det settes krav til forutgående studier og kunnskap på lavere nivå, det være seg regionalt, lokalt eller individnivå. Når det gjelder landskapet er det imidlertid om å gjøre å ha best mulig kunnskap, stadig søke ny kunnskap for lettere og bedre å forstå større og større deler av den sammenhengen som bygger opp et landskap.

Geologen sier at nåtiden (underforstått: dens geologiske, geomorfologiske prosesser) er nøkkelen til fortiden, mens historikeren som studerer menneskers og/eller samfunns utvikling over tid sier at fortiden er nøkkelen til nåtiden. Dette siste utsagnet er også viktig for geografen som studerer landskapet og dets utvikling både over tid og i rommet. Utvikling av et geografisk temas geografiske fordeling over tid, det vil si i rom og tid, er geografens hovedinteressefelt. For geografen er fortiden nøkkelen til nåtidens situasjon som på sin side er nøkkelen til framtiden. Vi må studere de prosessene som har formet og som former våre omgivelser i dag for å kunne gå inn og påvirke disse prosessene i ønsket retning slik at framtiden blir hva vi ønsker oss og håper på. Dette er dermed to spørsmål som må henge i luften videre: hvem er vi som kan si hva ønsker vi oss?

REFERANSER

Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge 1:1 500 000. Nasjonalatlas for Norge, kartblad 4.1.1, Statens Kartverk.

Forman, R. T. T. & Godron, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley & Sons. 619 s.

Jackson, J. B. 1986. The vernacular landscape, s. 65-77 i Lowenthal, D. & Penning-Rowsell, E. C. (red.). Landscape Meanings and Values. Allen & Unwin, London.

Jones, M. 1988. Progress in Norwegian cultural landscape studies. Norsk geogr. Tidsskr. 42, 153-169.

Jones, M. 1991. The elusive reality of landscape. Concepts and approaches in landscape research. Norsk geogr. Tidsskr. 45, 229-244.

Klemsdal, T. Sjulsen, O. E. 1988. The Norwegian macro-landforms: definitions, distribution and system of evolution. Norsk geogr. Tidsskr. 42, 133-147.

Klemsdal, T. & Sjulsen, O. E. 1992. Landformer, 1:1 000 000. Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.1.2, Statens Kartverk.

Marsh, W. L. 1964. Landscape Vocabulary. Miramar Publ., Los Angeles. 316 s.

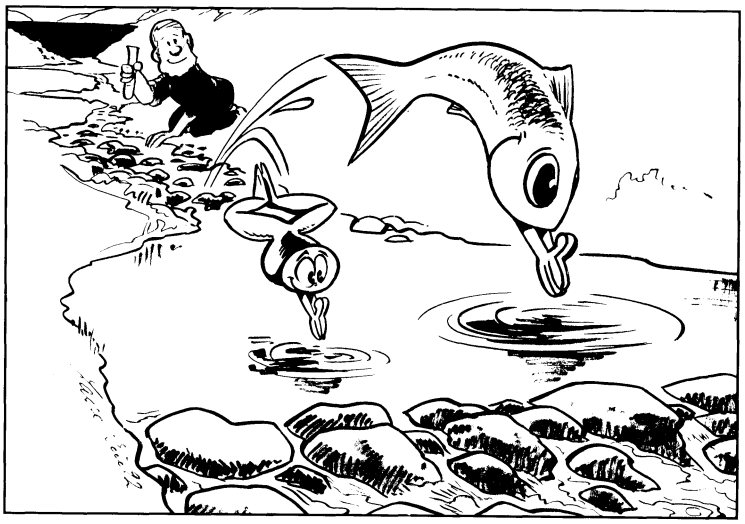
Thoresen, M. K. 1991. Jordarter 1:1 000 000. Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.3.7, Statens Kartverk.

Thoresen, M. K. 1991. Jordarter. Hovedtema 2. Nasjonalatlas for Norge, Statens Kartverk. 64 s.

Troll, C. 1950. Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. Studium Generale (Heidelberg), 3, 163-181.

Tittel: VASSDRAGSREGULERINGSLANDSKAPET - ET VELLYKKET KULTURLANDSKAP?

Forfatter: SUNNIVA SCHJETNE



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

1. LANDSKAPSHENSYN I FORVALTNINGEN

Opinionen har i årtier viet stor oppmerksomhet til utbygging av våre vassdrag. Kanskje er dette en av årsakene til at NVE tidlig stilte krav til å ivareta landskapshensyn?

NVE satset tidlig på å utvikle og integrere landskapshensyn i sin virksomhet. Allerede i 1963 ble NVEs første landskapsarkitekt ansatt. Ett tiår senere etablerte NVE en egen avdeling med kompetanse innen naturfag og landskap. Det ble stilt krav at landskapsbeskrivelse skulle følge konsesjonssøknaden og til konsesjonen ble det knyttet standardvilkår for å sikre at landskapsarkitektoniske forhold ble ivaretatt i plan, anlegg og vedlikeholdsfase.

Direktoratet for naturforvaltning har idag det nasjonale fagansvar for landskap, likevel har NVE fortsatt ansvar for å ivareta landskapshensyn innen sin virksomhet.

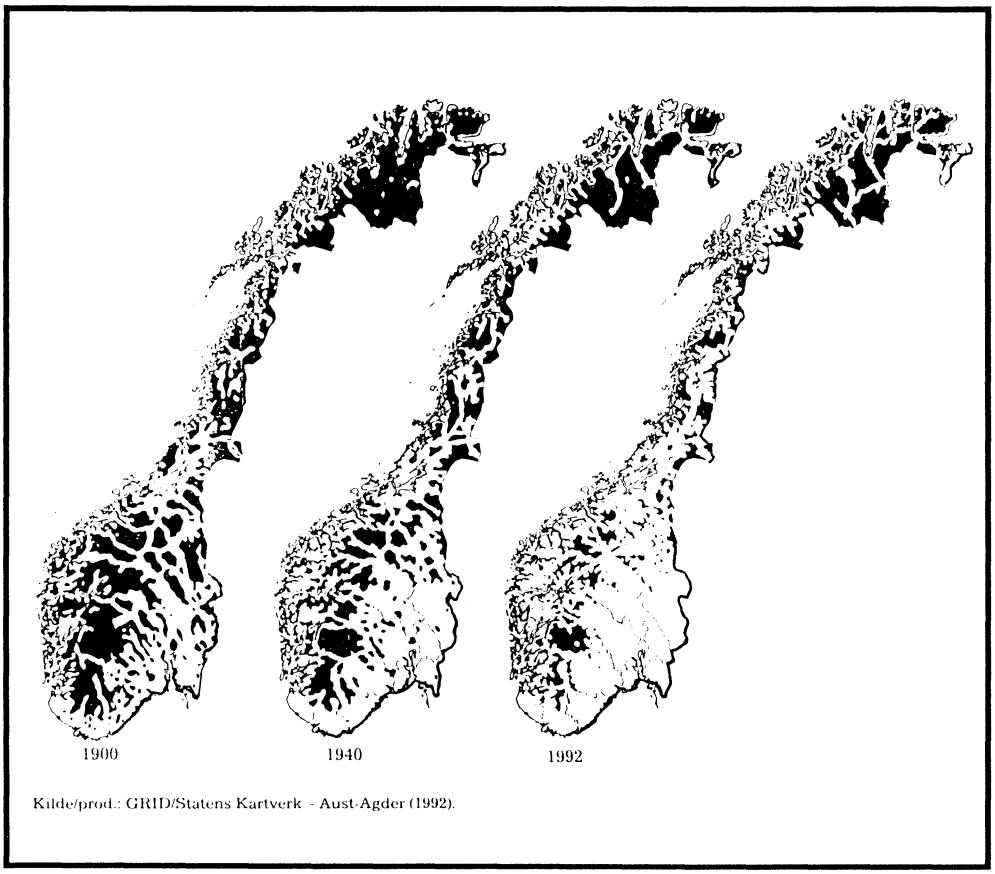


Fig. 1. Figuren viser utviklingen med hensyn til forekomst av urørte områder i Norge 1900-1992. Hvilken innvirkning har vannkraftutbygging hatt på forekomst av landskapstyper i urørt tilstand?

Jeg vil **ikke** ta for meg virkningen av vannkraftutbygging på regionalt eller nasjonalt nivå. Jeg antar at vannkraft-utbyggingen dramatisk har redusert omfang av landskapstyper i urørt tilstand. Det arbeides for tiden med å utvikle en regioninndeling av landskap for alle fylker i Norge. En slik regioninndeling vil antakelig gi mulighet til å vurdere vann-kraftutbyggingens virkning på landskapstyper på regionalt og nasjonalt nivå.

2. LANDSKAPETS KVALITETER

2.1 Landskapsbegrepet

Begrepet landskap brukes om våre fysiske omgivelser uansett landskapets innhold. En definisjon på landskap er (Gabrielsen 1971): "Landskapet er det totale kompleks av fysiske elementer i et gitt område. Menneskeverk, uansett utforming og karakter, vil der det opptrer, være en del av et landskap. Når et menneskeverk føres inn i et landskap, fordrives ikke et stykke landskap. Det som skjer er at landskapet endrer karakter".

2.2 Landskapstyper

Et landskap kan inndeles i landskapstyper etter fellestrekk. Det er vanlig å dele inn landskapet etter grad av kultur-påvirkning fra natur- til urbant landskap.

Vassdragsreguleringer finnes naturligvis i alle landskaps-typer, men naturlandskapet har vært særlig berørt. De landskapsmessige konsekvensene av utbyggingen vil variere med inngrepets omfang, karakter og landskapstype. Vassdrags-regulering berører vannstrengen ofte fra reguleringsmagasinet i høyfjellet til utløpet ved fjorden og samme regulering berører derfor gjerne flere landskapstyper.

2.3 Estetiske kvaliteter i landskapet

Ved analyse av landskap for å finne landskapets estetiske kvaliteter og hvordan et landskap kan motta en utbygging snakkes ofte om landskapsrom, landskapets skala og landskapets sårbarhet.

Landskapet kan også, som bygninger deles inn i rom med vegger og gulv. Terrengformasjoner og vegetasjon danner veggene i landskapsrommet og vann eller flate arealer danner gulvet.

Landskapets størrelsesforhold kalles skala. Skalaen er uttrykk for størrelse, avstand og frekvens som utgjør innholdet i landskapet. Et stor-skala landskap har få landskapsemelenter i store enhetlige landskapsrom. Et småskala landskap derimot er

et landskap med flere og mindre landskapsrom. For eksempel vil en overføringsledning i et små-skala landskap vanskelig la seg forene med hensyn til estetikk.

Områder med harde klimatiske forhold er mer sårbare for inngrep og vegetasjonsetablering tar tid. (Foto: Randi Mona).

Landskapets sårbarhet henger sammen med landskapets evne til å motta et inngrep. Hvis landskapets karakter endres har en gått utover landskapets tåleevne. For å vurdere landskapets sårbarhet og hvilken evne landskapet har til å bevare sin egenart må en se på romform, elementer i landskapet, formasjoner og linjer samt klimatiske forhold.

Ved alle inngrep i landskapet bør en bevisst velge om inngrepet skal fremstå som en kontrast eller underordning i forhold til omgivelsene. For vannkraftutbygging har en valgt å la elementene underordne seg omgivelsene, men derimot la dammen fremstå som et arkitektonisk byggverk med stor symbolverdi.

Dammen fremstår som et arkitektonisk byggverk.
(Foto: K. O. Hillestad).

2.4 Vann og opplevelse

Vannet, som elver, bekker, innsjøer og tjern er vesentlige landskapselementer som tiltrekker seg menneskenes oppmerksomhet og interesse. Vannstrengen og strandsonen danner viktige linjer i landskapet og er med på å karakterisere og prege et landskap.

3. VASSDRAGSREGULERINGER, TYPER INNGREP OG VIRKNING PÅ LANDSKAPSBILDET

3.1 Historisk tilbakeblikk

Vassdragsreguleringer har gjennom tidene satt preg på omgivelsene. Omfang av inngrep og inngrepets art er endret med den teknologiske utvikling. En kan snakke om epoker med hver sin karakterisktiske utbyggingsteknikk med ulik innvirkning på landskapet. Se Økoforsk utredning 1986:7, Vassdragsreguleringer og landskap av A. K. Geelmuyden og E. Berg. Sitatene i kap. 3.2 er hentet fra utredningen.

Rundt århundreskiftet preges vassdragsreguleringer av kort avstand mellom energikilde og forbruker og at kraftverkene ble bygget der vannet forekom i konsentrert form og med et stort energipotensiale. Inngrepene framsto i landskapet som rørgater, kraftverksbygninger, kraftledninger og tørrlegging av korte elvestrekninger. Betydningsfulle landskapselementer som mektige fosser og stryk ble borte i denne perioden.

Rundt århundreskiftet ble store og mektige fossefall lagt i rør. (Foto: K. O. Hillestad).

Senere tillot teknologien å bygge avsidesliggende reguleringsmagasiner og det reduserte overføringstap førte til at utbyggingen kunne ligge lenger unna befolkningskonsentrasjonen. Reguleringsmagasinene kunne legges i naturområder som tidligere var lite berørt av tekniske inngrep.

De teknologiske framskritt i nyere tid innen tunnelsprengning muliggjorde dermed sprenging av lange overføringstunneler og overføring av store vannmengder over lengre strekninger. Teknikken førte til at større områder enn tidligere ble berørt. Endringen i landskapet er langt mer enn reguleringen av selve vannstrengen. I Aurlandsanlegget er det f.eks. bygget 10 dammer, 3 utendørs koplingsanlegg, 130 km kraftledninger, 130 km tuneler hvor massene er plassert i 8 tipper, 14 magasiner, 10 bekkeinntak og 94 km elvestrekning er berørt.

I de siste tyve årene har landskapshensyn blitt vektlagt sterkere ved utbygging både ved å forebygge og istandsette. Utbyggingen er på mange måter mindre hardhendte enn tidligere. Minstevannsføring sikres i bekker og elver og massetak, tipper og anleggsveger gis en bevisst formmessig tilpassing til landskapet.

3.2 Typer inngrep og betydning for landskapsbildet

Endringer i vannføringen

"For den landskapsmessige vurderingen er det viktig å danne seg et bilde av reguleringsmagasinenes virkninger. Landskapsvirkningen er betinget av reguleringsmagasinets funksjon, magasinoppfyllingskurver, reguleringshøyder samt magasinområdets karakter.

Vann er et viktig estetisk element i landskapet. (Foto: K. O. Hillestad).

"Magasinoppfyllingskurven kan ha stor betydning for landskapsbildet dersom magasinoppfyllingen skjer raskt om våren og senkning skjer sent om høsten". "Reguleringshøyden er helt avgjørende for virkningen på landskapet. Det kan virke som om det vanligvis går et skille ved 2-3 m reguleringshøyde. Ved større reguleringssone blir den visuelle virkningen raskt dominerende". Minstevannsføring i elvene og terskelbygging vil bedre de visuelle virkningene av redusert vannføring.

Kraftstasjonen
"I større magasinkraftverk legges kraftstasjoner idag nesten uten unntak i fjell, og de synlige sporene i terrenget finnes i form av adkomstportal samt veier, koplingsstasjon og eventuelle servicefunksjoner. Det er de sistnevnte anlegg som i regelen betyr mest visuelt. En god og gjennomført formgivning av bygningselementene er av positiv betydning, men detaljplassering av funksjonene kan også ha vesentlige virkninger på landskapsbildet. I elvekraftverk vil kraftstasjonen i regelen ligge i dagen sammen med dam, veiadkomst og andre bygningselementer. Her ligger de viktigste landskapsvirkningene i en arkitektonisk helhetsløsning for alle funksjonene, farge, materialvalg i bygg, m.v.".

Trykksjakt/rørgate
Trykksjakter i fjell har ikke direkte innvirkning på landskapsbildet. Rørgater i dagen kan være markerte elementer og fargevalget er av betydning. Mørke naturfarger gir gjerne en dempet og god tilpasning til omgivelsene.

Tunneler
Tunnelene har en indirekte virkning på landskapsbildet ved redusert vannføring i elveleiet, lagring av tunnelmasser og bygging av adkomstveger.

Kanalisering/flomverk
Kanaler og flomverk bygges ofte med svært stiv linjeføring som danner en uheldig kontrast til naturlige linjer og former i landskapet.

Dammer
"Betongdammer er det flere typer av (plate-, bue-, hvelvdammer etc.). Som menneskeskapte formelelementer kan de ha kraftfulle uttrykk. Dammers form bør symbolisere styrke til å spenne for trykkreftene fra vannet den holder tilbake. De buede formene har sterkest symbolverdi i så måte. Betongkonstruksjonene kan tones ned i forhold til omgivelsene ved bruk av fargetilslagsmateriale i betongen. Hos steinfyllingsdammer er hovedformen oftest rettlinjet. Buede former virker ofte smekrere. Ellers er finishen på plastringskanten og avslutningen på damkronen viktigst. En steinfyllingsdam bør se ryddig ut".

Steintipper
"Steintipper er idag ofte mindre problem enn tidligere. Massene er mer finknuste, og en kan i større grad bruke

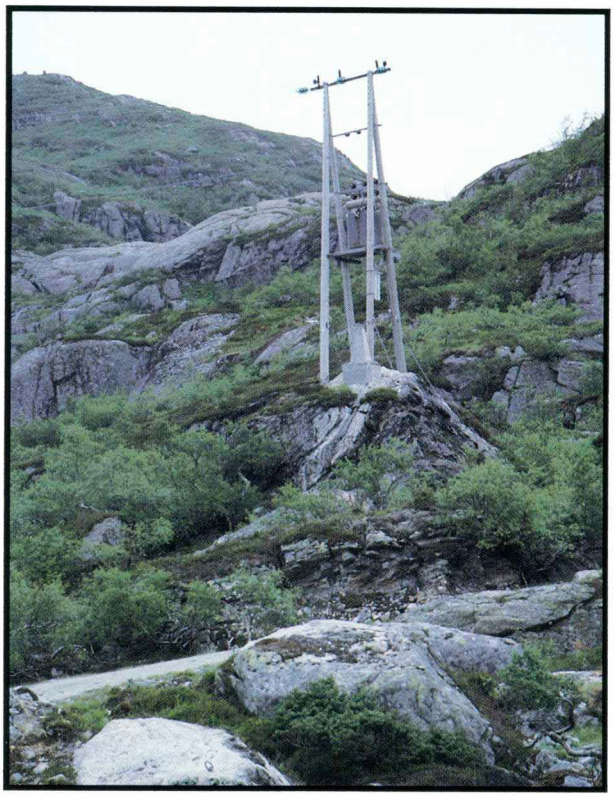
maskiner til å formgi tippene, en vet mer om virkemidler for å etablere vegetasjon og det er i flere tilfeller mer attraktivt å ta steinmassene i bruk til andre formål enn det var før. Som hovedprinsipp bør en velge plassering og formgivning som streber mot tilpassing og underordning i landskapets former".

Massetak
"Massetak representerer ofte store visuelle inngrep i landskapet så lenge uttak pågår. Som regel er det ved etterbehandling og vegetasjonsetablering mulig langt på veg å slette merkene etter inngrepet i løpet av få år, se f.eks. "Morenetaket i Umskar" (Hillestad 1983). "Inngrepene etter steinbrudd er vanskelig å skjule. En bør alltid vurdere mulighetene for å plassere steinbrudd i et framtidig magasinområde slik at det dykkes ved høyere vannstandsnivåer. Ønsker om magasinoppfylling i takt med dambyggingen kan komme i konflikt med slike løsninger. I så fall bør en vurdere mulighetene for skjult plassering. Det kan videre være bedre å ta ut en hel landskapsform enn å "hakke biter" av den".

Veger
Kraftutbygging medfører ofte vegutbygging i naturområder. Vegene bør følge former og linjer i landskapet. I bratt terreng gir vegbygging ofte store terrenginngrep i form av skjæringer og fyllinger. "Mulighetene for å bygge vegløst bør vurderes der arbeidsstedene ligger utilgjengelig og arbeidsoppgavene ligger til rette for det med adkomst via taubane eller helikopter. I enkelte spesielle tilfeller har man lagt anleggsvegen "lett" (på fylling) med sikte på å fjerne den etter anleggsperioden." "Anleggsveger kan dra med seg trafikk og ferdsel inn i tidligere jomfruelig landskap også etter kraftutbyggingen. I en del tilfeller vil det være riktig å stenge for allmenn ferdsel".

Rigger og brakkeleire
"Rigger og brakkeleire er i utgangspunktet midlertidige anleggselementer som det vanligvis er problemløst å sette istand. I en del tilfeller har det vist seg at andre interessenter ser bruksmuligheter for slike anleggselementer etter utbyggingen. Slike spørsmål bør være avklart før utbyggingen starter opp slik at de gjennom planlegging og utforming kan tilrettelegges for varig bruk". Tiltak for å hindre skader på terreng og vegetasjon er ofte aktuelt.

Kraftledninger
Kraftledningen opptrer som en linje i landskapet. Kraftledningen er dominerende med sine oppreiste master og ledningens stive linjeføring. Ledningens kurvatur er ofte i konflikt med landskapets former. Ved planlegging bør en søke en underordning i forhold til landskapets linjer og former. Master uten bakgrunnsdekning er uheldig i fjern og nærvirkning. Anleggskraftledningene fremstår ofte som skjemmende i landskapsbildet da landskapshensyn ikke er ivaretatt i planleggingen.



Skjemmende masteplassering. (Foto: S. Schjetne).

"Først og fremst av kostnadshensyn er kabling av kraftlinjer sjelden aktuelt. I byer og tettsteder der areal- og brukerkonfliktene er store, forekommer det kabling opp til 60 kV spenningsnivå. I høyfjellsterreng og utmark forekommer det eksempler på koordinert anleggsvegutbygging og legging av signal- og strømforsyningskabler i grøft".

Koplingsanlegg

"Koplingsanleggene er knutepunktene i kraftlinjesystemet. I samband med kraftstasjonene bygges det koplingsanlegg der strømmen føres ut på nettet. Til nå har det vært vanligst å bygge såkalte "friluftsanlegg". I de senere årene har man imidlertid blitt istand til å bygge innkapslede anlegg, såkalte SF 6-anlegg. Ved å anvende en lavantennelig gass har man kunnet redusere arealkravene betydelig i forhold til tidligere. Visuelt er det dessuten bedre muligheter for landskapstilpassing".

Annet

Vassdragsreguleringer vil ved vegbygging ofte øke tilgjengeligheten og kan medføre økt ferdsel eller annen bruk av arealer. Andre sekundære virkninger er ikke omtalt.

4. BEHOV FOR VIDERE FORSKNING OG KUNNSKAPSOPPSUMMERING

Norge har vært et foregangsland med satsingen på landskapsmessige forhold ved vassdragsreguleringer.

NVE og vassdragsregulantene sitter på mye kunnskap og erfaringer innen faget. Dette er ikke dokumentert, og dette er etterspurt!

Som landskapsarkitekt i en etat som også arbeider med store tekniske inngrep bl.a. i naturområder, ser jeg behovet for å utnytte den kunnskap som finnes tilknyttet vassdragsreguleringer. Det er ønskelig med en kunnskapsoppsummering og forskning om tema vassdragsreguleringer/landskap. NVE anses som en sentral initiativtaker for å sikre kunnskapen for ettertiden!

Det er forskningsbehov bl.a. innen:

Metodikk
- hvilke erfaringer har en med landskapsanalyse, konsekvensutredninger m.v.

Før-/etterundersøkelse
- i NVE's standardvilkår for landskap er det gitt at "det landskapsarkitektoniske resultat skal bli best mulig". Nådde man målet man satt ved tillatelsen? Hva er "best mulig landskapsarkitektonisk resultat". Hvilken miljøstandard skal en ha? Hvilke endringer skjer på kort og lang sikt?

Anleggstekniske erfaringer

Opplevelsesverdi
- kraftutbyggingens virkning på landskapets opplevelsesverdi på kort og lang sikt.

Til tross for at lav utbyggingsaktivitet har NVE og vassdragsregulantene fortsatt behov for å beholde kompetanse og å drive forskning og utvikling innen fagfeltet. Jeg tror de landskapsmessige utfordringer vil særlig være knyttet til:

"Miljøopprusting" av eldre anlegg
- mange eldre anlegg har ikke en tilfredsstillende landskapsmessig standard etter dagens krav.

Opprusting av eldre kraftverk
- hvordan forhindre at endringer i manøvrering av vannmasser får negative landskapsmessige konsekvenser?

Andre inngrep i vassdrag
Til slutt vil jeg minne om at også andre deler av forvaltningen kan dra nytte av en forskning innen vassdragsreguleringer /landskap. I dag utføres det fortsatt mange og store

landskapsinngrep i naturområder. Erfaringer høstet ved vannkraftutbygging både direkte tilknyttet plan, anlegg og vedlikehold, men også erfaringer tilknyttet forvaltningsprosessen, er kunnskap som er overførbar og etterspurt i andre deler av forvaltningen, f.eks. innen samferdsel. Estetiske forhold er satt på dagsorden, ikke minst med Kulturdepartementets handlingsprogram "Omgivelser som kultur".

REFERANSER

Gabrielsen, E. 1971. Landskapsarkitektur. Kompendium Ås-NLH.

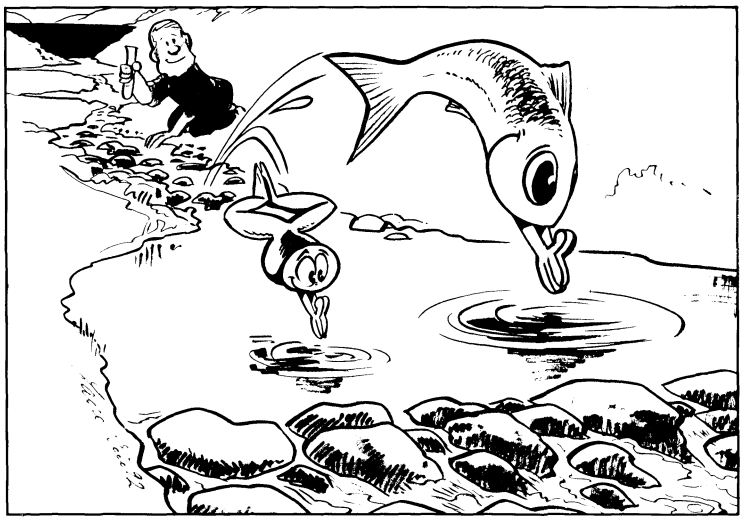
Geelmuyden, A. K. & Berg, E. Vassdragsreguleringer og landskap. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk utredning 1986:7.

Hillestad, K. O. 1983. Morenetaket i Umskar. Kraft og miljø nr. 5. 1983.

Tittel: FRITIDSBRUK AV NATUR

Forfatter: JON TEIGLAND

Ansvarlig institusjon: TELEMARKSFORSKING



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

1. FORMÅLET OG KUNNSKAPSGRUNNLAGET

Denne artikkelen gir en oversikt over dagens kunnskaper om konsekvenser som inngrep kan ha for fritidsbruken av vassdrag. Den drøfter også kort hvilke nye kunnskaper som det er størst behov for å skaffe tilveie de nærmeste årene på dette feltet.

Presentasjonen her bygger på to fyldigere oversikter som dekker konsekvensene for friluftsliv og rekreasjon av vassdragsreguleringer generelt, og av vannføring spesielt (Teigland 1986 og 1992). Vesentlige deler av kunnskapene forøvrig er hentet fra undersøkelsene som er foretatt i Aurlandsdalen i forbindelse med forskningsprogrammene om Miljøvirkninger av Vassdrags-utbygging (MVU) og Etter-undersøkelser (Teigland & Vorkinn 1987 og Teigland 1993).

2. VASSDRAG SOM FORUTSETNING OG BERIKELSE

Begrepet "fritidsbruk av natur" blir her brukt om alle former for aktiviteter i fritiden som er lagt til naturområder. Det omfatter både tradisjonelt friluftsliv, rekreasjon utendørs og kommersiell turisme knyttet til natur.

Vassdrag har betydning for slike fritidsaktiviteter på flere måter. Vannføringen i et vassdrag kan for det første være en fysisk forutsetning for å utøve fritidsaktiviteter som foregår ute på, nede i eller ved vannet - som det å bade, padle, ro, fiske m.m.

Vassdraget og vannføringen kan også være en opplevelsesmessig berikelse for andre aktiviteter, uten at vannføringen nødvendigvis er noen forutsetning for utøvelsen. Det gjelder både aktiviteter som det å gå tur til fots eller på ski, ulike typer av naturstudier og det å oppleve naturen fra leirplasser, rasteplasser eller fra vei.

Det meste av forskningen i utlandet har vært rettet mot vannavhengige aktiviteter, mens vi i Norge har arbeidet mer med vannberikede gjøremål. Det viser seg at inngrep i vassdrag kan ha betydelige konsekvenser både for vannavhengige og vannberikede fritidsaktiviteter.

For noen former for fritidsbruk av natur kan konsekvensene være relativt små. Kunnskapene på dette feltet er imidlertid mangelfulle. Det er nødvendig å utvikle både bedre metoder og forståelse av sammenhenger, skal forvaltningen få et solid grunnlag for sine tiltak på feltet.

3. DIREKTE OG INDIREKTE KONSEKVENSER FOR FRITIDSBRUKERNE

Inngrep i et vassdrag kan påvirke både de som bruker vassdraget i fritiden (konsumentene) og de som har inntekter av å

levere tjenester eller varer til disse brukerne, dvs. turistbedriftene og produsentene av rekreasjons-varer og tjenester.

Hvis et inngrep gjør et vassdrag mindre attraktivt slik at tilstrømningen av fritidsbrukere går ned, kan den effekten forplante seg videre og føre til at turistbedrifter og andre produsenter av rekreasjonsgoder i området får færre kunder. Den direkte konsekvensen av inngrepet for konsumentene blir derved indirekte også en effekt for produsentene. Men konsekvensene for konsumentene og produsentene er ikke alltid de samme, siden inngrep kan gi produsentene andre kunder som kompenserer for den indirekte effekten av nedgang av fritidsbrukere av naturområdet. Det kan derfor være riktig å skille mellom konsekvensene for brukerne og for produsentene av ulike turist- og fritidsgoder.

Inngrep i et vassdrag kan også berøre brukere (konsumentene) direkte og indirekte. Inngrep som påvirker vannføringen i et vassdrag f.eks., vil kunne ha direkte konsekvenser for utøvere av fritidsaktiviteter som er avhengige av vannføringen. Men endringer i vannføringen kan også få indirekte konsekvenser for fritidsbrukerne, f.eks. ved at endringer i vannføringen kan endre levekårene for fisk, noe som igjen kan få konsekvenser for fritidsfiskerne. Redusert vannføring i flomperioder og redusert isgang vinterstid kan medvirke til oppvekst av vegetasjon i strandsonene, som kan gjøre framkommeligheten dårligere langs elvebreddene og redusere utsikt og muligheter for leirplasser. Reguleringer av vårflommen kan dessuten føre til at søppel i større grad blir liggende og at sedimenter i mindre grad vedlikeholder gode strand og bademuligheter. Både aktivitetsmuligheter og opplevelseskvaliteter kan på den måten bli påvirket indirekte av inngrep i vassdrag som påvirker vannføringen.

Forskningen på dette feltet har i liten grad kartlagt indirekte konsekvenser av inngrep for brukerne. Det alt vesentligste av faglitteraturen ser på direkte effekter av ulike inngrep for fritidsutøverne.

4. EFFEKT PÅ ADFERD OG OPPLEVELSE

Varige inngrep i et vassdrag, som kraftutbygging og bygging av veier, kraftledninger og turistanlegg, viser seg både å kunne føre til adferdsendring hos fritidsbrukerne og til at fritidsbrukere opplever en endret opplevelseskvalitet.

Fem hovedtyper av slike effekter er identifisert som sluttresultat av varige inngrep. Fig. 1 gir en oversikt.

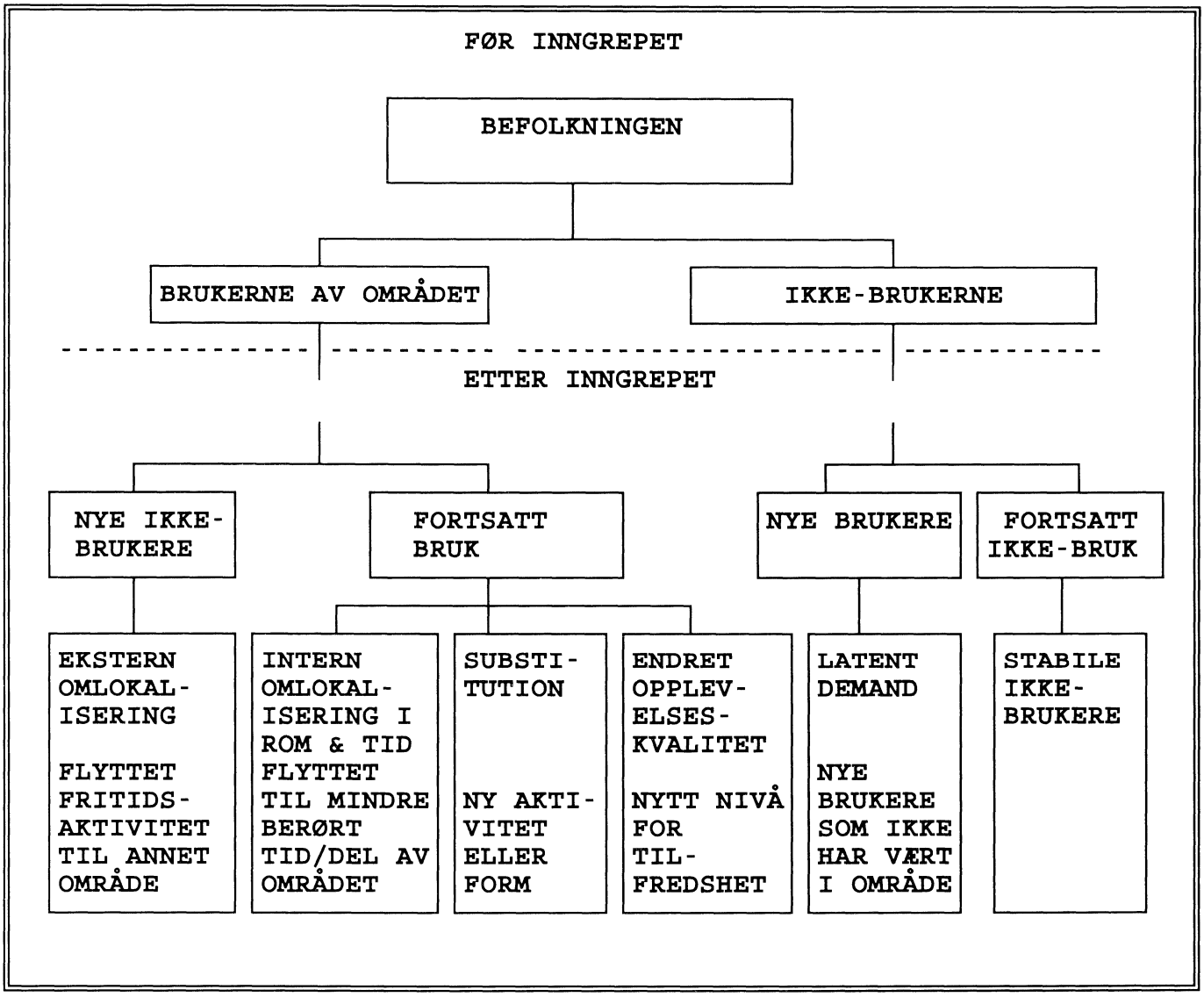


Fig. 1. Konsekvenser av inngrep for fritidsbrukerne av natur.

En av effektene er at tidligere brukere av vassdragsområdet - både tilreisende turister og lokalbefolkningen - kan flytte sine fritidsaktiviter til alternative områder mens et inngrep blir utført eller etterpå. Denne flyttingen eller omlokaliseringen kan være enten helt ut av vassdraget til andre vassdragsområder (ekstern omlokalisering eller displacement). Eller flyttingen kan være til uberørte eller mindre berørte deler av det vassdraget hvor inngrepet finner sted (intern omlokalisering eller displacement).

Tidligere brukere av vassdraget kan også fortsette å bruke området, men gå over fra en form av bruk til andre alternative bruksformer (substitusjon). Tidligere brukere kan dessuten

bruke området på samme måte som før etter inngrepet, men oppleve at kvaliteten har endret seg enten i positiv eller negativ retning.

Større inngrep kan ikke bare påvirke tidligere brukere, men også ha effekter på lokalbefolkning og tilreisende som ikke har brukt det berørte området til fritidsgjøremål før. Omtale av inngrep i massemedia og blant venner og kjente kan gjøre tidligere ikke-brukere oppmerksomme på rekreasjonsmuligheter i vassdraget som de ikke har vært oppmerksomme på. Økt tilgjengelighet på grunn av anleggsveier eller andre transporttilbud kan også utløse interesse for å besøke vassdraget blant tidligere ikke-brukere. Et inngrep kan dessuten ha kvaliteter som gjør det til en attraksjon i seg selv. Eller inngrepet kan føre til at det som også tidligere har vært attraksjoner blir mer synlige f.eks. fra utsiktspunkter ved ferdselsårer i vassdraget. Hvis inngrep fører til utløsning av nye - latente - brukere vil det være en latent etterspørsels-effekt.

Midlertidige inngrep eller inngrep som har konsekvenser bare i enkelte tidsperioder, kan i tillegg føre til at brukerne foretar forflytninger av sin aktivitet til andre tider enn ellers. Redusert vannføring i deler av sesongen kan være et eksempel på slike midlertidige inngrep. Forflytningen kan da skje enten til andre tidspunkt i samme sesongen eller til en annen sesong, hvor et inngrep er mindre sansbart. Slik tidstilpasning kan også ha form av flytting av bruken til andre år, hvor f.eks. stor nedbør eller mye snø gjør at vannføringen er minst like stor som før et inngrep. I noen land kan tidstilpasninger i større grad være knyttet til at vannføringen bevist blir regulert for å gi fritidsbrukere bedre ferdselsforhold ute på vannstrengen, enten det da er til visse tider på døgnet, i helgene eller deler av en sesong. I Norge hvor langt mindre av fritidsbruken er knyttet til vannstrengen, vil nok tidstilpasninger være mindre knyttet til reguleringer av vannføring eller andre fysiske inngrep. Andre forhold kan være viktigere årsaker til midlertidige endringer i opplevelseskvaliteter i et vassdrag. Som f.eks. det at noen synes det er for mange brukere i et område visse tider av sesongen. Midlertidige hindringer for fritidsbruken - som for mye snø i fjelloverganger, at bussforbindelser ikke er igangsatt, og/eller at bruer/klopper ikke er utlagt - vil nok også oftere føre til tidstilpasninger i Norge enn fysiske inngrep i vassdraget. Forvaltningsregler, som avgrensing av jakttidene, kan forøvrig ha som formål å få til tidstilpasninger av bruken.

Tidstilpasning er vanligvis en tilpasning av adferd hvor brukerne bevist forsøker å unngå en negativ endring i opplevelseskvalitet innen det samme området. Denne adferdsendringen er en form for intern omlokalisering; ikke i rom, men i tid. Slik tidstilpasning behøver forøvrig ikke bare være knyttet til midlertidige inngrep. De varige inngrepene i Aurlandsdalen f.eks., har ført til at noen fjellvandrere velger å ta buss igjennom de mest berørte områdene når de tar flerdagersturen

fra Finse til Aurland. De oppnår derved å redusere oppholds-tiden i de områdene som er mest berørt av inngrepene (Teigland 1993). Den store økningen i fjellvandrertrafikken i Aurlands-dalen rett før utbyggingen startet kan delvis også skyldes en tidstilpasningen i den forstand at enkelte bestemte seg for å se Aurlandsdalen før inngrepene begynte, noe som også er en form for tidstilpasning knyttet til et varig inngrep.

Forskningen har i liten grad kartlagt om inngrep fører til adferdsendringer blant fritidsbrukerne av vassdrag - i form av at tidligere brukere velger å bruke alternative områder, andre tidspunkter, aktiviteter eller utløser nye brukere. Sett med norske øyne er det litt uventet. For her i landet har planer om inngrep i et vassdrag ofte utløst uenighet og strid nettopp om omfanget av eventuelle omlokaliserings- og etterspørsels-effekter. Typisk for slike saker er at noen mener et inngrep vil endre et vassdragsområde så mye at det mister sin verdi slik at brukerne vil dra til alternative områder (displace-ment-effekten). Mens andre mener at det samme inngrepet vil åpne vassdraget opp for nye fritidsbrukere (den latente etter-spørsels-effekten), og at det å gi disse nye brukerne mulig-hetene til å besøke området er viktig. Dette var f.eks. kjernespørsmål i striden før Aurlandsutbyggingen ble vedtatt (Teigland og Vorkinn 1986).

Foreløpig er det bare kjent tre undersøkelser som har sett nærmere på slike adferdseffekter i forbindelse med varige inn-grep i vassdrag; en nord-amerikansk hvor resultatene ikke er publisert foreløpig (Giffen og Parkin 1991) og to norske fra Aurlands- og Jostedals-utbyggingene (Teigland og Vorkinn 1986, Vorkinn og Aas 1991 og Teigland 1993).

Undersøkelsene i Aurlandsdalen viser at inngrepene der falt sammen i tid med en betydelig nedgang i fjellvandrertrafikken, en nedgang på 55-60 prosent i forhold til to referanseområder. Denne nedgangen er sannsynligvis et uttrykk for at fjell-vandrerne i vesentlig grad flyttet sin aktivitet til andre områder. Med andre ord hadde denne kraftutbyggingen betydelige eksterne omlokaliserings- eller displacement-effekter etter at veien kom inn i ferdselskorridoren for fjellvandrerne.

Den bedre tilgjengeligheten som utbyggingen førte til i Aurlandsdalen, har ikke kompensert for nedgangen i den tradi-sjonelle bruken. Gjennomfartsveien utløste med andre ord ikke noen betydelig tilstrømning av nye typer av brukere av natur-områdene i dalføret.

En av årsakene til den lave latente etterspørselseffekten kan være at det i Norge ikke er noen vesentlig mangel på veier til fjells for de som vil drive friluftsliv. Målt i bruksdager var den viktigste typen av nye brukere som ble utløst, de relativt få bilistene som begynte å bruke Vargebreen til sommerski-løping etter at riksveien kom. Effekten av den ferjefrie

forbindelsen Bergen-Oslo gjennom Aurlandsdalen som kom fra og med høsten 1991, er det for tidlig å vurdere nå.

Aurlandsutbyggingen har imidlertid ført til at organiserte og uorganiserte fjellvandrere har begynt å bruke den uberørte delen av Aurlandsdalen også til dagsturer. Den formen for bruk var lite aktuell før kraftutbyggingen utløste en bedret tilgjengelighet.

En undersøkelse fra Jostedalen tyder på at inngrepene ved vannkraftutbyggingen også der har ført til omlokalisering av fjellvandrernes bruk, og at anleggsveien ikke har ført til noen større utløsning av nye friluftslivsutøvere i området. Nedgangen i fjellvandrertrafikken der har imidlertid ikke vært like stor og langvarig som i Aurlandsdalen (Aas & Vorkinn 1992). Årsakene kan være knyttet til andre endringsprosesser utenfor utbyggingsområdet.

5. FRILUFTSLIVETS "HABITAT-KRAV"

Det meste av forskningen på dette feltet har ikke sett på adferdsendringer, men kartlagt om ulike former for inngrep fører til endring i opplevelseskvaliteter.

Det er ikke enkelt å trekke generelle konklusjoner om brukernes krav til opplevelseskvaliteter. Et flertall av undersøkelsene på feltet underbygger imidlertid den oppfatning at også utøverne av friluftsliv og rekreasjon har sine kvalitetskrav, hvor noen miljøkvaliteter kan være gode eller akseptable, mens andre er uakseptable.

Preferansene kan variere - tildels betydelig - mellom ulike former for friluftsliv og rekreasjon. Kvalitetsønskene kan også variere blant utøverne av den samme aktiviteten, f.eks. avhengig av alder og ferdighetsnivå. Undersøkelsene i Aurlandsdalen viser imidlertid at disse kravene innen samme brukergruppe også kan være ensartet og stabile over tid.

Idemessig kan disse kravene derfor sammenlignes med kravene som ulike arter av fisk og vilt stiller til sine oppholdssteder og ferdselsruter, og det at dyrelivets habitatskrav skifter med individenes livssyklus. Det er imidlertid ingen aksept i det internasjonale fagmiljøet på dette feltet at f.eks. friluftslivets "habitats-krav" blir ivaretatt bare forvaltningen av vassdrag sørger for å tilfredsstille habitatskravene til fisk. Den oppfattningen har kommet til uttrykk både i norsk og nordamerikansk naturforvaltning.

Faglitteraturen har på den andre siden ingen eksempler på undersøkelser som har sammenlignet friluftslivets "habitatskrav" med habitatskravene hos vilt og fisk. Det er imidlertid rimelig grunn til å tro at friluftslivsutøverne stiller både andre krav til hydrologiske forhold og til funksjonelle

forhold på land og langs vannstrengene enn de fleste former for fisk og vilt.

6. EGNETHET OG OPPLEVD KVALITET; ENKELTELEMENTER OG HELHET

Flere undersøkelser både i Norge og utlandet har hatt som formål å klargjøre miljøkravene som fritidsbrukerne har til vassdrag. Begrepene "opplevd kvalitet" og "egnethet" har vært sentrale i det arbeidet. De to begrepene har tildels blitt brukt om hverandre i forbindelse med undersøkelser som har forsøkt å rangere vassdrag eller elvestrekninger etter gode og dårlige egenskaper, sett ut fra ulike bruksformål. Egnethets- og kvalitetsbegrepene har i slike tilfelle dels omfattet en totalvurdering av rekreasjonsmulighetene generelt i vassdraget, eller en vurdering og rangering etter enkeltelementer. Blant enkeltelementer har da inngått både de enkelte typer av fritidsaktiviteter, og bestemte former for opplevelser som visuelle eller estetiske opplevelser, eller muligheter for fangst eller spenning.

Begrepet "egnethet" er også brukt med et annet meningsinnhold enn "opplevd kvalitet". Opplevd kvalitet er da ofte brukt om brukernes tilfredshet med å bruke vassdraget, dvs. om brukernes subjektive opplevelser. Mens egnethet (suitability) er brukt for å karakterisere et vassdrag eller en elvestrekning som en potensiell ressurs for fritidsbruk. Egnethet uttrykker da funksjonelle egenskaper ved et vassdrag, uavhengig av den faktiske bruken.

Hva som er gode bruksegenskaper ved et vassdrag rent funksjonelt viser seg å variere vesentlig mellom ulike rekreasjonsaktiviteter, og kan tildels være motstridende. De funksjonelle kravene kan dessuten omfatte både at et vassdrag har bestemte enkelt-egenskaper, og at vassdraget har gode kombinasjoner av egenskaper. Disse kombinasjonene av egenskaper kan være på samme sted i vassdraget eller spredt langs vassdraget. De som padler med gummibåt på et vassdrag med lengre stryk, er f.eks. ikke bare avhengig av at vannstrengen har en minste bredde og vanndybde for å komme fram. De vil også være avhengig av å ha stille partier eller bakevjer med mellomrom, slik at de kan hvile ut og "fiske opp" folk som eventuelt har falt overbord. Bakevjene kan også være nødvendige for å tømme gummiflåten for vann slik at den forblir manøvrerbar, hvis den ikke er selvlensende.

I tillegg til slike funksjonelle krav til forholdene ute på vannstrengen, vil utøverne av denne formen for fritidsaktivitet dessuten ha klare krav til at strandbredden med mellomrom er egnet både for å raste og å slå leir. Padlere vil også ha funksjonelle krav til det å kunne bære utstyret over land, der stryk og fosser gjøre det lite aktuelt å padle. Utøverne av andre former for fritidsbruk kan ha andre funksjonelle krav til vassdrag.

Meget få av fagarbeidene på dette feltet har imidlertid gått grundig inn på de funksjonelle kravene som friluftsliv og rekreasjon stiller til forholdene langs vannstrengen og i ferdselskorridorene på land. Shelby et al. 1992 har påpekt denne mangelen også ved forskningen om krav til vannføring spesielt.

De aller fleste forskningsarbeidene på den delen av feltet er orientert mot opplevelseskvaliteter mer generelt. Bare en begrenset del ser på betydningen av enkeltelementer som landskap eller lydkvalitet.

De norske undersøkelsene i forbindelse med MVU- og Etter-undersøkelsesprogrammene har også sine begrensninger på disse områdene Men de har kartlagt brukernes subjektive opplevelser av ulike miljøkvaliteter, og ulike egenskaper som brukerne legger vekt på og foretrekker.

Disse norske undersøkelsene viser at inngrep i vassdrag inngår som en del av en totalopplevelse for fritidsbrukerne av natur. En rekke enkeltelementer - som værforhold, sosiale forhold i reiseføiget, forholdene på stoppesteder, samt natur- og kulturkvaliteter langs ferdselsåren - inngår i totalopplevelsen av et vassdrag. Enkelte bilturister, f.eks., kan være så opptatt av selve kjøringen og hva som foregår sosialt inne i bilen, at de i mindre grad merker naturen de kjører igjennom og inngrepene langs veien. (Under intervjuingen av bilister som nettopp hadde kjørt gjennom Aurlandsdalen, fortalte en av sjåførene derfor at "Nei, han hadde ikke sett noen kraftledninger der". Hvorpå en liten gutt i baksetet utbrøt: "Jo da pappa, det var der hvor bilradioen skurra så fælt").

For bilturister på lengre turer kan opplevelsen av inngrep i vassdraget derfor være en beskjeden del av den totale opplevelsen en bestemt dag. Mange inntrykk fra ulike områder, og bare relativt kort oppholdstid i et bestemt vassdrag, medvirker til det. Og opplevelsene en bestemt dag kan være en meget beskjeden del av totalopplevelsene under en ukes eller fjorten dagers ferietur. Den relative styrken på en opplevelse kan derfor være avgjørende for den oppmerksomhet en bestemt opplevelse får blant fritidsbrukerne. Og det som er uvanlige opplevelser - eller uventete - kan få vesentlig større oppmerksomhet enn det som ikke skiller seg så mye ut fra det brukerne allerede har sett mye av tidligere.

Betydningen av det relativt uvanlige er kanskje forklaringen på at mange utenlandske bilturister ikke opplevde naturen i Aurlandsdalen eller inngrepene der så sterkt som de mange og mørke veitunnelene. Alle inngrepene øst for Aurlandsdalen, med store kraftledninger og en betydelig reguleringssone i Strandavatn, bidrar nok også til at inngrepene i Aurlandsdalen får mindre oppmerksomheten blant flertallet av bilturistene i området. 1/3 av bilturistene reagerte imidlertid klart negativt på inngrepene i Aurlandsdalen. Disse sa både i 1986

og 1991 at de ville foretrekke å feriere i mer uberørte områder.

Inngrep i et vassdrag kan også være en mindre vesentlig del av totalopplevelsen for andre brukergrupper enn bilistene. Værforholdene er f.eks. viktigere for fjellvandrerne enn naturinngrepene når de vurderer hvilke etapper på turen som de har likt minst i løpet av en flerdagerstur gjennom Aurlandsdalen. Nesten halvparten av flerdagersvandrerne i det området - uansett værforhold - oppga likevel at når de likte en bestemt etappe dårligst skyldtes det naturinngrepene generelt eller veien spesielt som de så langs den etappen. Særlig de erfarne fjellvandrerne reagerte negativt på naturinngrepene i de sentrale delene av ferdselskorridoren gjennom Aurlandsdalen. De som gikk tur i fjellet for første gang, var noe mindre "kvalitetsbevisste". Forklaringen er kanskje at naturinngrepene utgjør en mindre del av alle de nye inntrykkene som inngår i den totale opplevelsen for de uerfarne fjellvandrerne.

Samspillet mellom naturkvalitetene og uberørtheten er hovedforklaringen på at den nedre delen av Aurlandsdalen uten sammenligning er den mest attraktive delen av dalføret for fotturer. Det gjelder både målt ut fra brukernes subjektive vurderinger og det at den nedre delen tiltrekker seg langt flere gjenbrukere enn de andre delene av Aurlandsdalen. Å gå gjennom de sentrale delene av Aurlandsdalen er derfor for flertallet av fjellvandrere en opplevelse de nøyer seg med en gang, mens den nedre delen har slike kvaliteter at brukerne i større grad kommer igjen flere ganger.

7. REAKSJONER PÅ ULIKE TYPER AV INNGREP

Et faglig hovedproblem både ved de norske og utenlandske undersøkelsene på dette feltet er å identifisere hvor vesentlig inngrep generelt er for totalopplevelsene som brukerne har i et vassdragsområde. Det er også få kunnskaper om effektene av ulike typer av inngrep hver for seg, og av eventuelle samspillseffekter mellom ulike typer av inngrep. Dette er et hovedproblem ved mange etterundersøkelser, hvor det sjeldent er bare en type av inngrep i vassdraget.

7.1 Effekter av vannføring

Effekter av ulik vannføring er den enkelttype av inngrep som forskningen har kommet lengst med å klargjøre. Årsaken er at dette er en form for inngrep som det er lettest å måle effektene på andre faktorer av, enten forskerne da har;

- bevist endret vannføringen i et vassdrag og så målt hvilke endringer det har medført i andre faktorer (eksperimentelle opplegg), eller

- har målt størrelsen/kvaliteten på ulike rekreasjons-egenskaper i et vassdrag ved en naturlig variasjon av vannføringen, samtidig som en har målt vannføringens omfang (samvariasjonsopplegg).

Forskning om betydningen av vannføring (se Teigland 1992 for nærmere omtale), viser for det første - at uansett metoder som er brukt og typer av vassdrag - at sammenhengen mellom vann-føring og kvaliteten for fritidsbrukerne har en omvendt U-form. Lave vannføringer viser seg å være uakseptable, mens økende vannføring øker kvalitetene for brukerne gradvis eller trinnvis opp til et visst optimumspunkt. Etter et slikt høy-kvalitetsnivå vil økt vannføring redusere kvalitetene igjen og kunne bli uakseptable, hvis vannføringen blir for stor.

For fritidsbrukerne av natur er vannføringen i vassdrag derfor ikke bare et spørsmål om å sikre en minstevannføring, men at større vannføring - ut over minstevannføringen - kan repre-sentere vesentlig høyere kvalitet bruksmessig.

Flere studier viser at det er betydelige forskjeller mellom kravene til det som er minstevannføring for en aktivitet og det som er høykvalitetsvannføring. Hvor grensene mellom akse-ptabel minstevannføring og uakseptable tilstander, og hvor høy-kvalitetsnivået ligger, varierer mellom ulike typer av vass-drag. Grensene varierer også mellom ulike aktiviteter og ferdighetsnivå hos brukerne.

Vannmengden viser seg å være viktigere for fritidsaktiviteter som foregår ute på vannstrengen enn langs strendene. Årsaken er trolig at vannføringen er et vesentlig aspekt av opplevel-sene - og spenningen - for de som ferdes på et vassdrag. Mens opplevelsen av vannføringen bare er en mindre del av den totale landskapsopplevelsen for dem som fisker fra strendene eller går fottur langs vassdraget.

Dette kan tyde på at forvaltningen først og fremst bør være opptatt av minstevannføring i vassdrag hvor vannføringen i det vesentligste er en berikelse for fritidsbrukerne og at mye av friluftslivet foregår langs vannstrengen. Spørsmålet om større vannføring enn minstevannføring er på sin side mer vesentlig i vassdrag hvor mange av fritidsbrukerne ferdes ute på vann-strengen og utøver aktiviteter som er vannavhengige.

Vannføringen er forøvrig bare en av flere viktige faktorer som bestemmer rekreasjonskvalitetene i et vassdrag for vannavhen-gige fritidsaktiviteter. Lav vannføring over lengre tid kan føre til fysiske endringer i vassdraget. Langvarig lav vann-føring kan f.eks. føre til økt konsentrasjon av forurensinger, slik at badeforholdene ikke blir akseptable. I slike tilfeller kan det som er akseptabel minstevannføring endre seg i løpet av kort tid for den samme brukergruppen. En slik samspills-effekt mellom vannmengde og forurensing kan føre til at kravet til minstevannføring kan øke i løpet av noen få uker.

Amerikansk vassdragsforvaltning har også påvist andre samspillseffekter. Ved å endre forvaltningsregler for fiske og temperaturen på vann som blir sluppet ut - uten å endre vannføringsvolumet - har en oppnådd å øke rekreasjonskvaliteten i vassdrag vesentlig (Shelby et al. 1992).

Hva som er rekreasjonskvalitet vil forøvrig variere mellom ulike ferdselsformer ute på et vassdrag og med brukernes ferdighetsnivå. Lav vannføring kan f.eks. gi muligheter for uerfarne padlere, som ikke føler seg sikker ved stor vannføring. Ulike vannføringsnivå favoriserer derved ulike typer av brukere, og brukere av ulike typer av farkoster. En variasjon av vannføringen over brukssesongen kan derfor være et nødvendig virkemiddel hvis forvaltningen ønsker å tilfredstille flest mulige fritidsbrukere som ønsker å bruke samme vassdraget.

I Norge, hvor vannføringen først og fremst er en opplevelsesmessig berikelse og det meste av fritidsbruken av vassdrag er knyttet til ferdsel på land, vil det viktigste være å avklare krav til minstevannføring ut fra visuelle kvalitetskriterier. På dette området gir forskningen få klare svar.

Undersøkelsene i Aurlandsdalen viser imidlertid at vannføringen er et problem som de tradisjonelle brukerne er opptatt av. Forholdsvis betydelige grupper blant fjellvandrerne som gikk igjennom den nedre delen av Aurlandsdalen både i 1986 og 1991 ga uttrykk for et klart ønske om større vannføring. Brukernes vurderinger på dette punktet er neppe påvirket av andre inngrep enn vannføringen. For brukernes reaksjoner refererer seg til den delen av Aurlandsdalen som Stortinget vernet mot naturinngrep, bortsett fra redusert vannføring og utsikt til en kort strekning av riksveien.

De sentrale delene av ferdselskorridoren gjennom Aurlandsdalen er berørt både av vei, kraftledninger og demninger, og undersøkelsene i Aurlandsdalen har stort sett bare klarlagt den kumulative- eller sum-effekten av disse inngrepene.

7.2 Effekter av veier

Undersøkelser fra utlandet som klargjør effektene av vei, kraftledninger og demninger hver for seg for fritidsbruken av natur, er det få av. En norsk undersøkelse i forbindelse med Svartisen-utbyggingen gjør det imidlertid mulig å "rendyrke" noen effekter for bilturistene av en ny gjennomfartsvei igjennom et område med høye naturkvaliteter. Undersøkelsene i Aurlandsdalen har også belyst effektene av anleggsveier.

Effektene av gjennomfartsvei

Svartisen-undersøkelsen (Teigland 1991) viser at en ny

gjennomfartsvei i forbindelse med en kraftutbygging kan ha både en "bremse-effekt" og en "avstikker-effekt" på bilturistene som kjører igjennom området. Forutsetningen er at veien i seg selv er en attraksjon eller gir gjennomfartsbilistene informasjon om attraksjoner, f.eks. ved å gi bilistene utsikt til meget attraktive områder langs veien. Hvis disse attraksjonene fanger gjennomfartsbilistenes oppmerksomhet og får bilistene til å bruke mere tid i området, da har veien en bremse-effekt med potensielle konsekvenser for turistbedriftene i området og langs ferdselskorridoren. I tilfelle hvor attraksjoner i tilknyttede områder gjør bilistene interessert i å ta en avstikker fra den nye veien, har veien en avstikker-effekt. Begge disse effektene vil i en stor grad avhenge av kvaliteten på de attraksjonene som den nye veien åpner opp for turist- og rekreasjonsformål.

Undersøkelsen fra Svartisen-utbyggingen og Engabreområdet viser at bremse- og avstikker-effektene også kan avhenge av hvordan den nye veien inngår i hele reiseruta til gjennomfartsbilistene, og det som er hovedreisemålet deres. Mange av bilturistene ved Svartisen hadde et fastlåst reiseopplegg med hovedreisemålet (Lofoten og/eller Nordkapp) et godt stykke unna den nye strekningen av kystriksveien. Attraksjonene langs den nye gjennomfartsveien forbi Svartisen var derfor bare en mellomliggende opplevelsesmulighet (intervening opportunity), og en mindre bi-attraksjon sammenlignet med den hoved-attraksjonen som bilturistene var på vei til eller på vei hjemover fra.

Selv dramatisk utsikt til en attraksjon av internasjonal interesse - som Engabreen - kan derfor ha en meget begrenset bremse- og avstikker-effekt på bilturistene som kjører forbi. Bare noen få prosent av bilturistene på gjennomfartsreise, tok en kortere dagstur inn til Engabreen for å oppleve den unike naturen i det området. Bremse-effekten begrenset seg kun til en gjennomsnittlig pause på 3 minutter for å beundre utsikten, for de 2/3-delene av gjennomfartsbilistene som stoppet.

De få bilturistene som tok en avstikker fra den nye veien inn til Engabreområdet, overnattet imidlertid i noe større grad langs den nye veien enn de andre gjennomfartsbilistene. Avstikkerne hadde derfor en mindre bremse-effekt langsetter veikorridoren og fikk derved effekt for overnattingsbedrifter også utenfor lokalområdet hvor den nye veien ligger. Den lave bremse og avstikker-effekten ved Svartisenutbyggingen kom til tross for at en har lagt stor vekt på usynligjøre inngrep ved den viktigste attraksjonen i utbyggingsområdet; Engabreen. På grunn av at Engabreområdet ligger på den andre siden av en fjord, og besøk forutsetter bruk av båt, kan effektene av den økte tilgjengeligheten via riksveien bli mindre enn ellers.

Bremse- og avstikker-effekten har vært beskjeden også blant bilturistene på riksveien gjennom Aurlandsdalen. Bare 5-10 prosent av bilturistene i Aurlandsdalen har stoppet for å

drive friluftsliv eller raste i områdene langs veien. Kun 1/2 prosent av dem gikk så lang som 1 km eller lengre i fra bilen. Hovedeffekten av den nye gjennomfartsveien i Aurlandsdalen når det gjelder bruk av naturen har derfor vært konsentrert til en small sone langs veien. Den samme sterke konsentrasjonen av nye fritidsbrukere av naturen er påvist langs en ny gjennomfartsvei også i Nord-Sverige (Bäck & Bäck 1986 og Bäck et al. 1990).

Hovedårsaken til den lave bremse- og avstikker-effekten i Aurlandsdalen er nok at det store flertallet av bilturistene er på gjennomreise i Aurlandsdalen. Men for 1/3 av bilturistene har det også betydning - i følge deres egne utsagn - at det i Aurlandsdalen er kraftledninger og andre inngrep som påvirker attraktiviteten av området negativt. Over halvparten av bilturistene som kjørte igjennom Aurlandsdalen både i 1986 og 1991 sa imidlertid at de syntes området - med sine inngrep - fortsatt var så attraktivt at de kunne tenke seg å ta et lengre ferieopphold der.

Samspilleffekter mellom vei og andre naturinngrep er derfor neppe noen hovedgrunn til at avstikker- og bremse-effekten har vært lav også blant bilturistene i det området. Halvparten av de norske bilturistene som kjørte Aurlandsdalen for første gang sommeren 1991 oppga imidlertid at de ikke visste om fotturmulighetene ned igjennom den nedre delen av Aurlandsdalen. En betydelig kunnskapsmangel om opplevelsesmulighetene kan derfor bidra noe til at økt tilgjengelighet ikke har utløst et større antall av nye brukere av høykvalitetsområdet i dalføret.

Hovedeffekten av veiene blant de som er interessert i å gå lengre turer til fots er at de nå kan også bruke den nedre delen av Aurlandsdalen til dagsturer. Gjennomfartsveien i Aurlandsdalen har forøvrig ført til at endel fjellvandrere på flerdagerstur i området opplever det som litt meningsløst å gå en lengre fottur parallelt med en vei. Den reaksjonen kom selv om stisystemet er lagt om slik at veiene og de andre naturinngrepene er blitt mindre synlige fra hovedstien. Avbøtende tiltak i form av omlokalisering av stiene er derfor ikke noe fullgodt tiltak, hvis ikke inngrep blir "usynliggjort".

Meget få av fjellvandrerne bruker gjennomfartsveien til å ta turer til fots på. Det er også relativt få som bruker anleggsveiene som er bygd opp i fjellet fra gjennomfartsveien, til spaserturer eller lengre turer til fots.

Effekter av anleggsveier

Anleggsveiene i Øvre Aurlandsdalen viser seg først og fremst å være brukt til fritidsformål, med hovedvekt på det å kjøre biltur for å se seg om. Bare ca. 5 prosent av biltrafikken på de undersøkte veiene - etter at anleggsperioden var over - var

knyttet til tilsyn med eller vedlikehold av vannkraftanlegg (Finstad og Skjevling 1988).

Gjennomsnittlig 5-25 biler brukte hver enkelt av anleggsveiene pr døgn sommerstid. 2/3 av totaltrafikken var imidlertid knyttet til en av anleggsveiene som fører opp til en isbre hvor det er mulig å gå på ski sommerstid. Den dominerende fritidsaktiviteten i tillegg til bilturer var ikke tradisjonelt friluftsliv, men trening på langrennski sommerstid. Det var i stor grad utenbygdsboende som brukte anleggsveiene til bilturer og for å delta i sommerskiløping. 10-15 prosent var dessuten gjennomfartsbilister som brukte anleggsveiene for å ta en avstikker for å raste eller finne en teltplass for natta.

Erfaringene fra Aurlandsdalen tyder derfor på at anleggsveier kan utløse mer beskjeden bruk av naturområdene, hvis veiene ikke åpner opp helt nye muligheter og attraksjoner som f.eks. sommerskiløping. Hvis mulighetene ikke er spesielle, kan hovedeffekten være at de som allerede er interessert i tradisjonelle aktiviteter i et område - som jakt og fiske - får muligheter til dagsturer i nye områder.

Når anleggsveiene ikke har utløst større trafikk kan inngrepene langs anleggsveiene være en del av forklaringen. Flertallet av fritidsbrukerne av anleggsveiene oppga negative reaksjoner på et eller flere typer av inngrep langs disse veiene. Det var kraftledningene, anleggsveiene og lukehusene som oftest ble betegnet som skjemmende, stygge eller å være fremmedelement i disse områdene. Ca. 40 prosent av bilistene på anleggsveiene i Øvre Aurlandsdal oppga imidlertid at de ikke hadde reagert negativt på inngrepene; alt var fint.

7.3 Effekter av kraftledninger, demninger og vannmagasin

Det er trolig gjennomført en god del forskning om effekter av kraftledninger, demninger og vannmagasin for fritidsbrukere av natur i utlandet, men kunnskapene på disse områdene ser ut til å være lite systematisert.

Undersøkelsene i Aurlandsdalen viste imidlertid at nesten halvparten av bilturistene både på anleggsveiene og på gjennomfartsveien ikke opplevde disse naturinngrepene som negativt. 60 prosent av bilturistene sommeren 1991 syntes imidlertid at det var lite pent med alle kraftledningene.

Dette er en økning av negative reaksjoner på kraftledningene i området på 20 prosentpoeng fra 1986. Det er nok flere årsaker til at bilturistene har blitt vesentlig mer kritiske. For det første er det nå er bygd en ny kraftledning igjennom området. Bilturistene og folk flest kan desssuten ha blitt mer miljøbeviste. Spesielle forhold i 1986 kan dessuten ha medført at de negative reaksjonene den sommeren var færre enn "normalt".

Undersøkelsen i 1986 ble nemlig gjennomført rett etter Tjernobyl-ulykken. Den ulykken kan ha medvirket til at ca. 10 prosent av bilistene den gang sa uoppfordet at kraftledninger og vannkraftutbygging var noe en måtte akseptere for å unngå atomkraft.

Blant bilturistene som syntes disse inngrepene var negative i 1986, var det like mange som syntes demningene langs riksveien var skjemmende som kraftledningene. Samtidig var det flere som reagerte negativt på demningene langs gjennomfartveien enn langs anleggsveiene, noe som trolig har sammenheng med synbarheten langs de ulike veiene og ikke utformingen av demningene.

Fjellvandrerne er nok langt mer kritiske til kraftledningene enn bilistene. F.eks. svarte 98 prosent av fjellvandrerne både i 1986 og 1991 at de var imot et eventuelt forslag om en kraftledning i den nedre delen av Aurlandsdalen.

Det er mulig at denne klare negative holdningen har sammenheng med at kraftledningene er det klart mest dominerende naturinngrepet i ferdselskorridoren gjennom de øvre delene av Aurlandsdalen. Inngrepene i den øvre delen av Aurlandsdalen kan derfor ha bidratt til at brukerne er opptatt av å forhindre inngrep i andre deler av området.

8. INFLUENSOMRÅDET

Undersøkelsene i Aurlandsdalen og ved Svartisen viser derved at inngrep i naturområder kan ha konsekvenser for fritidsbrukerne langt utover det området som fysiskt blir påvirket (inngrepsområdet). Effektene går også utenfor den sonen rundt inngrepsområdet hvor inngrepet er synlig eller kan sanses på annen måte. Området som blir påvirket av et inngrep, influensområdet, kan være vesentlig større enn det naturområdet som blir direkte berørt og det kjerneområdet hvor inngrepet kan sanses direkte.

Dette er spesielt tilfelle hvis inngrepet påvirker brukere som ferdes igjennom kjerneområdet langs en ferdselskorridor. Det gjelder enten ferdselen er på sti eller vei. Fritidsferdselen i hele korridoren kan da bli påvirket, selv om inngrepet bare er synlig i en begrenset del av ferdselskorridoren. Begrepet ferdselskorridor omfatter da alt det som er synlig eller på annen måte sansbart fra den ferdselsåren som er i bruk.

Undersøkelsene i Aurlandsdalen viste at inngrepene der i de sentrale deler av dalføret påvirket trafikken av flerdagersvandrere i hele den 3-4 dager lange ferdselskorridoren fra Finse til Vassbygdi. Straks den nye veien kom fram til fotturområdet gikk tallet på flerdagersvandrere ned i hele korridoren med 55-60 prosent.

Undersøkelsene ved Svartisen viser at også inngrep som en ny vei, kan ha effekter på bilturister utenfor det området hvor veien er bygd. I det tilfellet fikk "avstikk-effekten" - selv om den var beskjeden - konsekvenser for overnattingsbedriftene også videre langs riksveien. På grunn av at bilturistene var blitt bremset noe ned ved Engabreen.

En ny vei vil imidlertid kunne ha langt vesentligere regionale effekter utenom det berørte veiområdet, enn denne bremse-effekten. Det har sammenheng med at en ny vei i de fleste tilfelle kan forandre på ferdselsstrømmene på andre veier i nabolaget. Derved kan en ny gjennomfartsvei få direkte konsekvenser for eksisterende reiselivsbedrifter og andre fritidsprodusenter langs andre veier som tidligere ble brukt av bilturistene.

En slik omfordelings- eller redistribusjons-effekt vil nødvendigvis føre til redusert trafikk langs andre veier, hvis ikke den nye veien er en attraksjon i seg selv som fører til en vekst i bilturismen generelt i området. Hvis den nye veien kun fører til en omfordeling av trafikken, vil en slik ny vei føre til et "null-sums-spill" regionalt, hvor trafikkveksten noen bedrifter får blir oppveid av nedgang hos andre bedrifter. Noen av de eksisterende reiselivsbedriftene utenfor det nye veiområdet vil i slike tilfelle være tapere trafikkmessig.

Betydningen av en endring av det geografiske trafikkmønstret kan variere mye blant de turistbedriftene som ligger ved veier som får redusert trafikk. For betydningen av en ny vei er ikke bare knyttet til endringene den gir i volumet av bilturisttrafikken langs veiene. Reiselivsbedrifter som i liten grad betjener gjennomfartsreisende, - men først og fremst forretningsreisende og kurs og konferansegjester til et lokalsamfunn -, vil ofte i mindre grad bli berørt av en ny gjennomfartsvei. Bedriftene langs eldre veier som har større deler av sine kunder fra gjennomfartstrafikk, vil bli vesentlig mer berørt av en ny gjennomfartsvei.

Hvis den nye veien fører til at det i tillegg blir bygd ny(e) reiselivsbedrift(er) kan det også endre konkurransesituasjonen for de etablerte bedriftene langs andre veier i distriktet. En undersøkelse i Sverige viser at slike sekundære turistprosjekter kan ha større negative effekter på etablerte overnattingsbedrifter enn en ny gjennomfartsvei har i seg selv (Teigland 1992), og at influenssonen ved veiinngrep kan være betydelig. Norske undersøkelser har, så vidt vi vet, ikke kartlagt om nye gjennomfartsveier har slike redistribusjonseffekter i området rundt.

Både ved Svartisen og i Aurlandsdalen er det imidlertid dokumentert at inngrep i et vassdrag kan ha effekter også utenfor det kjerneområdet som blir berørt - både på fritidsbrukerne og produsentene. Influenssonen av et inngrep omfatter derfor ikke

bare kjerneområdet, men vil omfatte også eldre og nye ferdselskorridorer utenfor inngrepene.

Det er av den grunn viktig ved konsekvensanalyser på dette feltet å trekke et skille mellom fritidsbrukere av natur som ferdes igjennom inngreps- eller kjerneområdet for et inngrep, og de som er mer stasjonære brukere av kjerneområdet. Stasjonære brukere, som f.eks. fritidshuseiere og besøkende som oppsøker en geografisk avgrenset hovedattraksjon, har oftere problemer med å flytte sine brukerinteresser til alternative områder. Det rørlige friluftslivet og bilturister kan lettere søke opp alternative områder uten inngrep - hvis det finnes regionalt.

Et vesentlig virkemiddel ved inngrep i vassdrag som har betydning for rørlige former for fritidsbruk av naturen, er derfor å sikre (og informere om) alternative områder; enten det da er å legge om ferdselsstier slik at inngrep ikke blir synlige eller å verne alternative områder mot inngrep. Forskningen på feltet har imidlertid i liten grad belyst virkningene av slike avbøtende tiltak, og hvilke typer alternative områder som best egner seg som erstatninger for inngrep.

9. PRIMÆRE OG SEKUNDÆRE PROSJEKTER; SAMSPILL OG SUMEFFEKTER

Ved konsekvensanalyser både i Norge og utlandet har det alt vesentligste av oppmerksomheten vært rettet mot å klargjøre eventuelle effekter av det prosjektet som er planlagt. Men det viser seg i praksis at planleggingen og gjennomføringen av et større inngrep i et vassdrag (primærprosjektet) ofte utløser andre tilknyttede prosjekter (sekundærprosjekter) som i utgangspunktet ikke var planlagt.

Kraftutbyggingen i Aurlandsdalen har f.eks. utløst en rekke sekundære prosjekter i Aurlandsdalen som nok ingen tenkte seg før vedtaket om kraftutbygging ble fattet. Disse sekundære prosjektene har også påvirket både tilgjengeligheten, opplevelsesverdiene og servicetilbudene i området. Det gjelder både utbyggingen av en ferjefri vei mellom Oslo og Bergen gjennom Aurlandsdalen med ekspress bussforbindelse, byggingen av den nye store kraftledningen i forbindelse med Jostedalsutbyggingen, og alle de private hyttene, inkludert nye planer om 200 hytter i tillegg.

Disse sekundære prosjektene var ikke med i planleggingen og vurderingene av den opprinnelige kraftutbyggingen. Samspillseffektene og sumeffektene mellom det primære kraftutbyggingsprosjektet og naturinngrepene fra sekundære prosjekter ble derfor ikke vurdert. Lokale og regionale planprosesser har gitt muligheter til slike vurderinger i ettertid for de nye sekundære prosjektene. Enkelte sekundære prosjekter i Aurlandsdalen, som sommerskisentret på Vargebreen, er da

heller ikke blitt akseptert blant annet på grunn av samspills-effektene med kraftutbyggingen.

Etterundersøkelsene i Aurlandsdalen har først og fremst kart-lagt sumeffektene av det primære vannkraftutbyggingen og av alle de sekundære prosjektene som er utløst. Det har i liten grad vært mulig å identifisere effektene av ulike sekundære prosjekter, med unntak av sommerskisentret ved Vargebreen som var i drift mens undersøkelsene i 1986 ble foretatt. Intervju-undersøkelsen blant bilturistene den sommeren viste at sommer-skisentret, utløste nesten dobbelt så stort bruksvolum av skiløpere, som den nye riksveien utløste av personer på fottur utenom vei.

Tilsvarende brukerundersøkelse er ikke foretatt blant eierne av de nye fritidshusene i Aurlandsdalen. Men de nye hyttene, som også er eksempler på sekundære prosjekter, kan ha utløst et ganske betydelig bruksvolum - hvis de private hyttene i Aurlandsdalen blir brukt omtrent som hytter ellers i fjellet i Norge. I det tilfelle kan de sekundære prosjektene knyttet til nye privathytter og sommerskisentret ha representert en sumeffekt når det gjaldt bruk av naturen i Aurlandsdalen, målt i persondager, som var nesten 4 ganger større enn det de vanlige bilturistene representerte i 1986.

Dette understreker at sumeffektene av vei og ulike sekundære prosjekter kan være meget betydelige når det gjelder bruks-volumet i et vassdragsområde. Sekundære prosjekter kan også representere betydelige tilleggsinngrep. Den nye kraftledning-en som er ført gjennom Aurlandsdalen i forbindelse med Jostedalsutbyggingen, bidrar f.eks. betydelig til de visuelle inngrepene som er synlige fra fjellvandrerkorridoren gjennom den øvre delen av Aurlandsdalen. Naturinngrepene som ble utløst langs en ny riksvei i fjellet i Nord-Sverige, i form av nye og utvidelser av turisttilbud, tilsvarte arealmessig ca. 65 prosent av det arealet som den nye veibanen la beslag på (Bäck et al. 1990).

Ved konsekvensanalyser er det derfor viktig å klarlegge ikke bare effektene av det primære inngrepet, men også de sum-effekter og samspillseffekter en kan få mellom primærprosjekt-et og eventuelle sekundære prosjekter.

10. PLANLAGTE OG IKKE-PLANLAGTE ENDRINGER; SAMSPILLSEFFEKTER

På dette fagfeltet er det også viktig å vurdere konsekvenser av andre ikke-planlagte endringer, som kan foregå samtidig med et vassdragsinngrep og som kan påvirke effektene både av det primære inngrepet og eventuelle sekundære prosjekter.
Slike ikke-planlagte endringer kan omfatte både generelle endringsprosesser i samfunnet av kortere eller lengre varighet og spesielle uventede begivenheter.

En årsak til at slike ikke-planlagte endringer kan få betydelig omfang, er at større inngrep i et vassdrag kan strekke seg over lange perioder. Med utbygging over 10-15 år er det stor sannsynlighet for at det vil være flere andre ikke-planlagte endringer i samme tidsrom som kraftutbyggingen. Eksempler kan være ikke-planlagte endringer i nasjonal og internasjonal økonomi og politikk, endringer i fritidsvaner generelt og reisevaner spesielt, utbygging av alternative kommunikasjoner og fritidstilbud m.m. Slike ikke-planlagte endringer kan både forsterke og dempe effektene av det planlagte inngrepet for fritidsbruken av naturen i et vassdrag. De ikke-planlagte endringene vil derfor mest sannsynlig kunne gi samspills- og sumeffekter (interaksjons- og kumulative effekter) med det planlagte inngrepet.

Effektene for friluftsliv og reiseliv av Aurlandsutbyggingen f.eks. hadde sannsynligvis vært noe anderledes hvis ikke kraftutbyggingen foregikk samtidig med betydelige ikke-planlagte endringer i norsk økonomi og i nordmenns ferievaner. Også i årene framover kan det oppstå slike samspillseffekter i Aurlandsdalen mellom vannkraftutbyggingen og andre ikke-planlagte endringer. Gjenværende opplevelsesverdier i dalføret kan f.eks. bli påvirket av den gjengroingen av vegetasjon som nå er på gang, etter at området i vesentlig mindre grad blir brukt til husdyrbeite.

Noen ikke-planlagte endringener, som økonomiske konjunkturer, vil være midlertidige. Andre kan være varige endringer, på grunn av endringsprossesser i samfunnet. En del av nedgangen i fjellvandrertrafikken i Aurlandsdalen på slutten av 1970 og begynnelsen av 1980-tallet, kan f.eks. muligens ha en viss sammenheng med en betydelig vekst i nordmenns feriereiser til utlandet i denne perioden. Og veksten i utenlandstrafikken kan på sin side ha en viss sammenheng med en varig nedbygging av språkbarrierer både her hjemme og i utlandet etter langvarige opplæringstiltak i skoleverket.

Noen av de ikke-planlagte endringene kan imidlertid også være utilsiktede endringer knyttet til et vassdragsinngrep. Den betydelige mediaoppmerksomheten som planleggingen av Aurlandsutbyggingen f.eks. førte til, kan sannsynligvis ha bidratt til endringer i fjellvandrertrafikken i det området både før, under og etter utbyggingsperioden. Effektene av denne og andre typer ikke-planlagte endringer, og samspillet med et planlagt inngrep, er det imidlertid meget lite forskning på. Foreløpig er det trolig bare de norske undersøkelsene i Aurlandsdalen som har sett nærmere på slike samspills- og sumeffekter.

10.1 Effekter av mediaoppmerksomhet

Kraftutbyggingen i Aurlandsdalen utløste en uvanlig sterk debatt og mediaoppmerksomhet før vedtaket om utbyggingen.

All mediaoppmerksomheten kan ha medvirket til en noe høyere vekst i fjellvandrertrafikken i det området før utbyggingen startet. Sammenlignet med to referanseområder økte nemlig fjellvandrer-trafikken i Aurlandsdalen på hele 1960-tallet med ca. 5 prosent mer pr. år enn i de andre områdene. Men noe av den større tilveksten kan også ha sammenheng med at Aurlandsdalen var lettere tilgjengelig fra jernbanen over Finse enn referanseområdene. Denne bedre ytre tilgjengeligheten til Aurlandsdalen var dengang også kombinert med noe lettere indre tilgjengelighet, i den forstand at avstandene mellom hyttene var noe kortere der enn i referanseområdene.

Mediaeffekten FØR Aurlandsutbyggingen har derfor sannsynligvis vært lavere enn ekstratilveksten på 5 prosent skulle tilsi.

Den betydelige veksten i fjellvandrertrafikken i 1970, etter Stortingsvedtaket om utbyggingen og før anleggsveien var bygd inn i Aurlandsdalen, er nok imidlertid en klar effekt av all mediaomtalen, og det at flere ønsket å se området før det ble inngrep der (fig. 2.).

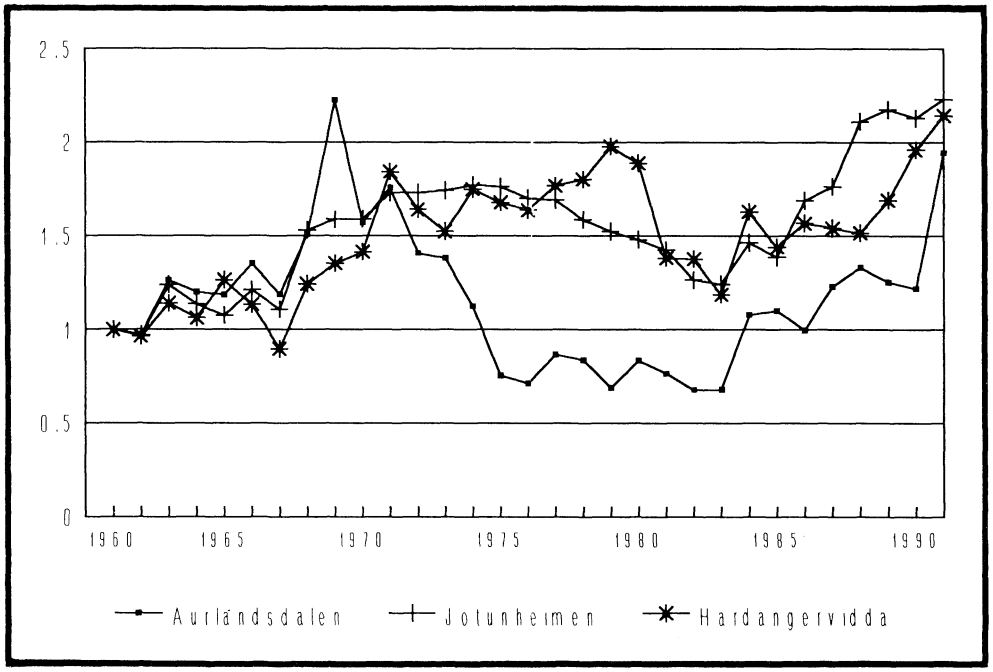


Fig. 2. Trafikken av flerdagers fjellvandrere i Aurlandsdalen 1960-1991 og i to referanseområder.

Tilsvarende mediaeffekter og "farvel-effekter" blant fjellvandrerne er ikke registert før utbyggingen i Jostedalen. En årsak kan være at mediaoppmerksomheten før Aurlands-utbyggin-

gen var spesielt sterk. Det kan ha bidratt til at nedgangen i fjellvandrertrafikken har blitt spesielt stor i Aurlandsdalen etter at inngrepene kom igang.

Det er forøvrig blitt hevdet at all den negative mediaomtalen før Aurlandsutbyggingen startet har fått nordmenn flest til å tro at inngrepene har ødelagt området. Og det er et slikt skapt bilde av reduserte opplevelseskvaliteter - ikke de objektive forholdene i Aurlandsdalen etter inngrepene - som har ført til at trafikken har gått ned etter at utbyggingen startet opp. Mediaomtalen skal med andre ord ha gitt potensielle brukere et negativt bilde; en image, som har påvirket bruksvolumet. En større landsomfattende intervjuundersøkelse viser imidlertid at et slikt negativt bilde i liten grad eksisterte, hverken blant nordmenn flest eller blant fjellvandrere generelt - i hvertfall ikke i 1986 når den undersøkelsen ble gjennomført.

At nedgangen i fjellvandrertrafikken i Aurlandsdalen ble så stor og langvarig som den ble, kan imidlertid ha sammenheng med at det har vært vanskelig å legge om stisystemet slik at inngrepene har blitt "mindre skjult" for brukerne. Et slikt avbøtende tiltak med større omlegging av stisystemet ble gjennomført tidlig i forbindelse med Jostedalsutbyggingen. Et slikt raskt avbøtende tiltak kan være en av forklaringene på at fjellvandrertrafikken der økte igjen etter at omleggingen var utført og utbyggingen startet.

10.2 Effekter av andre endringsprosesser

Flere andre forhold kan ha medført til at fjellvandrertrafikken i Aurlandsdalen gikk vesentlig ned fra utbyggingsperioden startet tidlig på 1970-tallet, og begynte å øke igjen etter midten av 1980-tallet. En forklaring kan være at folk venner seg til naturinngrep over tid. Og når en slik tilvenningsperiode er over så vil trafikken ta seg opp igjen.

De sammenlignbare undersøkelsene som er foretatt i 1986 og 1991 viser imidlertid at hverken fjellvandrerne eller bilturistene har blitt mindre kritiske til ulike naturinngrep i løpet av den siste perioden hvor fjellvandrertrafikken har økt. Foreløpig er det derfor lite som tyder på at brukerne - sett under ett - venner seg til naturinngrep.

En annen forklaring på den "U-formede"-trafikkutviklingen mellom 1970 og 1990, kan være at midlertidige miljøproblem i utbyggingsperioden i Aurlandsdalen har gjordt fjellvandrertrasèen spesielt negativt rent opplevelsesmessig. Når slike midlertidige miljøproblemene i utbyggingsperioden er over, er det rimelig at fjellvandrerne kommer tilbake. Midlertidige miljøproblemer under anleggsperioden er nok heller ikke noen vesentlig forklaring på trafikkutviklingen. For fjellvandrertrafikken i Aurlandsdalen økte riktignok betydelig etter at

utbyggingen var over litt før midten på 1980-tallet. Men fjellvandrertrafikken økte samtidig både i Jostedalen og i to andre norske referanseområder som er studert. Den begynte på slutten av 1980-tallet også å stige i svenske fjellområder som det er data fra (Bäck 1990).

Veksten som har kommet på slutten av 1980-tallet i Aurlandsdalen har derfor sannsynligvis sammenheng med generelle endringsprosesser, som hverken har noe med tilvenningsprossesser eller lokale utbyggingsforhold i Aurlandsdalen å gjøre. Veksten har nok heller ikke sammenheng bare med særnorske forhold i siste halvdel av 1980-årene (som f.eks. den økte tendensen blant nordmenn til å feriere i sitt eget land etter oljeprisfallet i 1986 med påfølgende økonomiske problemene).

Samspillseffekter mellom generelle endringsprosesser og naturinngrepene kan ha hatt innvirkning både på fjellvandrertrafikken i Aurlandsdalen under utbyggingsperioden, og på trafikken i Jostedalen før og under utbyggingen der. Den betydelige veksten i nordmenns feriereiser til utlandet rundt 1980 (Teigland 1986A), kan ha medvirket til stagnasjonen og nedgangen i fjellvandrertrafikken i disse to utbyggingsområdene i denne perioden. Når det ikke har vært en nedgang i fjellvandrertrafikken i Breheimen under Jostedalsutbyggingen kan det også være et utslag av samspillseffekter. Forklaring kan være at generelle endringsprosesser har oppveid eventuelle negative reaksjoner på inngrepene som ellers kunne kommet.

Slike generelle endringsprosesser imidlertid ikke de eneste ikke-planlagte endringene som kan påvirke bruken av et vassdrag. I tillegg kommer effektene av tiltak i tilstøtende områder som kan få konsekvenser for frilufts- og reiselivet i det området som er berørt av en kraftutbygging. Opparbeiding av nye reiselivstilbud på slutten av 1980-årene i tilstøtende områder til Aurlandsdalen har f.eks. bidratt noe til "kompenserende" fjellvandrertrafikk også i Aurlandsdalen etter vannkraftutbyggingen. Tilretteleggingen av Rallarveien langs Bergensbanen, og sightseeingturer med båt på Sognefjorden med utgangspunkt i Flåm, viser seg å ha ført til at enkelte tilreisende kombinerer slike tilbud med fotturer i Aurlandsdalen. Men det er en forholdsvis beskjeden andel av brukerne av slike tilbud i tilstøtende områder som kombinerer disse tilbudene med fjellvandring i Aurlandsdalen. Utvikling av slike menneskeskapte turisttilbud i tilstøtende områder vil derfor neppe være noe effektivt avbøtende tiltak for inngrep i et vassdrag. I hvertfall ikke blant de brukergruppene som søker urørt natur.

Tiltak i tilstøtende områder vil imidlertid sammen med andre former for ikke-planlagte endringer, og generelle endringsprosesser, kunne påvirke effektene av inngrep i et vassdrag. I tillegg kommer påvirkning fra sekundære prosjekter. For å forstå - og forutse - kortsiktige og langsiktige effekter av inngrep, er det derfor nødvendig å se på et vassdrag som en

del av et større friluftsliv- og reiselivssystem. Hvor en rekke forhold både inne i vassdraget, i tilstøtende områder og i samfunnet mere generelt påvirker hverandre.

En viktig erfaring fra Aurlandsundersøkelsene er derfor at konsekvensene av et større inngrep i et vassdrag er knyttet sammen med flere endringer som kan foregå samtidig både innenfor og utenfor vassdraget. Ved etterundersøkelser gir det betydelige identifikasjonsproblemer.

Identifikasjonsproblemene er dels knyttet til at det kan være flere viktige forhold som blir endret samtidig i det berørte vassdraget; ikke bare naturkvalitetene i området, men også tilgjengeligheten og tilrettelegging av ulike servicetiltak. Inngrep vil vanligvis også føre til omtale i media før, under eller etter anleggsperioden, som kan gjøre området mere kjent.

Identifikasjonsproblemene henger også sammen med at det området som blir berørt av en kraftutbygging, ikke tilhører noen isolert verden. De langsiktige effektene for friluftsliv av en kraftutbygging kan derfor påvirkes av tiltak både innenfor og utenfor kjerneområdet eller influensområdet som blir berørt av et utbyggingsprosjekt. Konsekvensene kan dessuten komme til syne i god tid før et vedtak er fattet, og være vesentlige under hele utbyggingsperioden fra utbyggingen starter opp.

11. VERDIER OG RESTVERDIER

Forskningen har ikke bare forsøkt å klargjøre effekter av inngrep på adferd og opplevelseskvaliteter, men også på verdier som er knyttet til naturopplevelse. Denne forskningen viser at uberørte naturområder generelt og vassdrag spesielt ikke bare har verdi for brukerne, men også ofte har betydelig verdi for ikke-brukere. I tillegg til bruksverdiene som et vassdrag har, kan vassdraget representere en betydelig mulighet til opplevelser for ikke-brukere. Som både kan legge vekt på å holde denne opplevelsesmuligheten åpen for dem selv (opsjonsverdien) og å sikre opplevelsene for kommende generasjoner (eksistensverdien).

Nord-amerikanske studier viser at opsjons-, eksistens- og andre verdier - målt ved folks betalingsvillighet -, kan være vesentlig større enn bruksverdien som området har for brukerne (Walsh 1986). Inngrep i naturområder generelt og vassdrag spesielt vil derfor ikke bare berøre brukerne av områdene. Men også være vesentlig for nålevende og framtidige ikke-brukere.

Undersøkelsene i Aurlandsdalen viser at inngrepene der medførte en klar reduksjon av kvalitetene dette området hadde sett med fjellvandrernes øyne. Inngrepene medførte imidlertid ikke en så sterk reduksjon i kvalitetene at vassdraget ikke blir brukt til fritidsformål lengre. Og det er fortsatt et betyde-

lig antall fjellvandrere som bruker Aurlandsdalen på den tradisjonelle måten, dvs. til flerdagersvandringer. Området har derfor beholdt en restverdi også for fjellvandrere.

De største restverdiene for fjellvandrerne er knyttet til høykvalitetsområdene i den nedre delen av Aurlandsdalen som har vært vernet mot veibygging og andre inngrep i vassdraget, med unntak av redusert vannføring. Bevaringen av dette høykvalitetsområdet var ikke nok til å forhindre en betydelig nedgang i den tradisjonelle bruken etter at utbyggingen startet opp. At det har kommet ytterligere inngrep i den øvre delen av Aurlandsdalen på slutten av 1980-årene i form av ny stor kraftledning har foreløpig ikke slått ut i noen nedgang i fjellvandrertrafikken. Det er derfor mulig at disse nye inngrepene ikke har påvirket områdets restverdi vesentlig.

Hvordan nye inngrep påvirker restverdiene av tidligere berørte vassdrag har det imidlertid vært lite undersøkelser av både i Norge og utlandet.

12. KUNNSKAPSBEHOVET OG PRIORITERING AV ARBEIDET VIDERE

12.1 Kunnskapsnivå og kunnskapsbehov

En hovedkonklusjon etter gjennomgangen av kunnskapene på dette feltet er at det fortsatt mangler vesentlige kunnskaper før en kan forutsi konsekvensene av ulike inngrep med noen sikkerhet. Kunnskapsnivået er relativt lavt både internasjonalt og når det gjelder norske forhold. Og mye tyder på at det ikke vil bli mindre behov for kunnskaper på feltet i årene framover.

Mellom-europeiske undersøkelser viser f.eks. at det er en betydelig økning når det gjelder miljøbevissthet og krav til miljøkvaliteter blant de store befolkningsgruppene i vår verdensdel. Bare i løpet av 5-årsperioden fra 1986 til 1989 ble det i Vest-Tyskland 10 millioner flere innbyggere som påtalte miljøproblemer på sine feriesteder (Lohmann & Besel 1990). Ikke minst er reaksjonene knyttet til for mange negative inngrep i landskapet. Tyske forskere mener derfor at den sterke økningen i tyske turister til Norge de siste årene delvis har sammenheng med Norges rolle som Europas grønne lunge. Også norske undersøkelser viser at andre europere i stor grad kommer for å oppleve miljøkvaliteter som relativt uberørthet, ren luft og rent vann, og forholdsvis god plass.

De store forventningene som mange norske lokalsamfunn har om økt utenlandsk turisme, vil nok bidra til at forvaltningen vil få et økende behov for å bedre kunnskapsgrunnlaget om fritidsbruk av natur. Undersøkelsene som er gjort her hjemme tyder forøvrig heller ikke på at den norske befolkningen stiller mindre krav til miljøkvaliteter enn tidligere, hverken generelt eller når det gjelder inngrep i vassdrag.

12.2 Strategier for å kunne lage bedre konsekvensanalyser

Sannsynligvis vil forskningen som foregår i utlandet ikke kunne løse kunnskapsbehovene som norsk forvaltning vil ha i overskuelig framtid på dette feltet. Selv om en kan lære mye når det gjelder forskningsmetoder og begreper/teorier fra utlandet, vil endel særnorske forhold gjøre det usikkert og tildels vanskelig å overføre kunnskaper direkte fra Alpene eller nord-amerikanske områder.

Å samarbeide om metodeutvikling med ledende forskningsmiljø utenlands, og bevisst foreta sammenlignbare undersøkelser om fritidsbruk av natur i viktige land, kan imidlertid være effektive strategier for å redusere behovet for forskningsressurser her hjemme.

Ved prioritering av innsatsen forøvrig er det naturlig å legge vekt på behovet for å klarlegge miljøvirkninger av prosjekter før (ex ante) en beslutning blir tatt. Den grunnleggende ideen med slike konsekvensanalyser har vært at bedre forståelse av konsekvensene vil forbedre kvaliteten på beslutningene. Som en av pionerene på feltet har sagt det: "The hope has been that the requirement to prepare an environmental impact statement would serve as an action-forcing mechanism facilitating the achievement of these (environmental) goals". Vedkommende la imidlertid til: "Unfortunately this has seldom been the case" (Armour 1991). For mye oppmerksomhet om prosedyrer, og for lite substans og integrasjon av resultatene i planlegging og beslutningsprosessene er trolig de viktigste årsakene til dette.

Hvis konsekvensanalyser (ex ante) skal bli mere nyttige for planleggere og beslutningsfattere, er det viktig å forbedre det faglige innholdet i analysene. En måte å bedre innholdet på er å systematisere mer presist hva som har vært konsekvensene av tidligere inngrep. Erfaringene fra Aurlandsundersøkelsene viser imidlertid, at skal resultatene fra etterundersøkelser ha overføringsverdi til nye inngrep, må en ikke bare klarlegge omfanget av endringene som har skjedd (sumeffektene), men også årsakene til hva som har skjedd. En slik forståelse av endringsprosessene forutsetter at en kan identifisere effekter av ulike enkeltinngrep, og eventuelle samspillseffekter både med sekundære prosjekter og ikke-planlagte endringer i form kortsiktige og langsiktige endringsprosesser i samfunnet.

Konsekvensanalyser i ettertid (ex post), som ikke bare skal påvise sumeffektene, men forklare endringene som har skjedd vil kreve langsiktig arbeide. Slike formative analyser bør i stor grad være basert på "før- og etter"- undersøkelser, og at forskningsinnsatsen konsentrerer seg om å teste alternative forklaringer på endringer som er observert.

Forskning for å klarlegge generelle endringsprosesser er en nødvendig del av et slikt arbeide med å bedre det faglige innholdet i konsekvensanalysene. På grunn av alle de andre endringene som foregår i samfunnet er det nødvendig å ha langsiktige måleserier fra referansevassdrag uten inngrep som sammenligningsgrunnlag.

12.3 Prioteringer av innsatsen framover

Forskning om de generelle endringene bør nok imidlertid ikke være noe prioritert emne på dette feltet de nærmeste årene. Kunnskapene om effektene av flere typer av enkeltinngrep, og om samspillseffekter, er for mangelfulle til det.

Forskning om landskapsvirkninger

Det viktigste for vassdragsforvaltningen vil sannsynligvis være å få et bedre kunnskapsgrunnlag om de former for enkeltinngrep som er mest aktuelt de nærmeste årene. Hvis det er riktig at oppjustering av tidligere vannkraftutbygginger vil få økende betydning i årene framover, bør kunnskapene om effektene av slike tiltak - i allerede utbygde vassdrag - være et viktig forskningsfelt framover.

Krav som bør stilles til vannføring i eldre utbyggingområder, f.eks. ved fornyet konsesjon, vil trolig være et felt som det er spesielt viktig å få et bedre kunnskapsgrunnlag om, ikke minst i turistområder av landskapsmessige grunner. Kunnskapene om opplevelseseffekter av kraftledninger og veier er også meget mangelfulle. Erfaringer fra utlandet og norske undersøkelser tilsier at en i tilfelle bør kombinere flere ulike forskningsmetoder for å klargjøre både effektene av inngrepene i seg selv og eventuelle samspillseffekter med andre endringer.

Ved forskning om vannføring er det vesentlig å kunne forske på reelle og gradvise endringer i vannføringen. Slike eksperiment er ikke mulig ved mange andre former for landskapsinngrep. Ny teknologi hvor en i forskningssammenheng kombinerer videoopptak og simulering av landskapinngrep på EDB-anlegg, gjør det imidlertid nå mulig å foreta visuelle eksperimenter også med landskapsinngrep som kraftledninger, veier og demninger. Denne nye teknologien - Image Capture Technology (ITC) -som har vært i forskningsmessig bruk i USA de siste årene, men ikke på vassdragsproblemer, kan nå tas i bruk i Norge.

Forskning på dette området vil eventuelt også ha overføringsverdi til nye større kraftutbygginger og ledningsnett, samt veibygging i Norge. Og ICT-teknologien kan brukes til å vurdere visuelle effekter av mange andre former for landskapsinngrep og sekundære prosjekter, enten det er turistanlegg, hytteområder eller gjengroing av vegetasjon.

Forskning om slike opplevelseseffekter bør kombineres med registeringer av hvordan slike enkeltinngrep kan påvirke funksjonelle krav som ulike brukergrupper har i forbindelse med fritidsbruk av natur.

Forskning om restverdier og avbøtende tiltak

Prosjekter som skal se på effekter av eventuelle avbøtende tiltak i utbygde vassdrag vil i tilfelle være forskning om å øke restverdiene av vassdrag. Effekter av ulike **tilleggs-inngrep** er det også meget lite kunnskaper om. Og det er trolig terskelverdier når det gjelder omfanget av inngrep som en burde visst mere om. Terskelverdiene kan i tilfelle gjelde både opplevelseskvaliteter, tilgjengelighet og andre forhold.

Å øke tilgjengeligheten litt, f.eks. i form av en anleggsvei kan muligens ha liten effekt i enkelte områder og stor effekt under andre forhold. Skal en utløse vesentlig latent etter-spørsel, må en muligens i endel deler av landet bygge noe mer enn anleggsveier. Effektene av økt tilgjengelighet kan en forøvrig belyse vesentlig bedre om noen år. Ved hjelp av nye undersøkelser i Aurlandsdalen, når nyhetsinteressen av den nye ferjefrie forbindelsen er over, og seinere ved Engabreen og rundt Stor-Glomfjordvatn ved Svartisen.

Forskning om regionale effekter

Undersøkelsene i Aurlandsdalen viser at utbyggingen der sann-synligvis førte til en vesentlig omlokalisering av fjell-vandrertrafikken til andre alternative områder. Kunnskapene om hvilke områder som eventuelt kan være alternativer, er imid-lertid små.

Det er beklagelig, for et viktig avbøtende tiltak ved nye utbygginger kan være å sikre og informere om alternative områder regionalt, inkludert ferdselskorridorer mellom uberør-te naturområder. Slike sikringstiltak kan også være aktuelle ved opprusting av eldre anlegg hvor restverdiene blir vesent-lig redusert.

Nødvendigheten av referansevassdrag

Erfaringene fra Aurlandsdalen viser at hvis en vil forstå årsakene til endringer i inngrepsområder, er det helt nød-vendig for å kunne sammenligne utviklingen med utviklingen i vassdrag uten inngrep. Å organisere langsiktig arbeide i et meget begrenset antall referanseområder er derfor vesentlig også på dette feltet. Slike referanseområder må være såvidt store at turisttiltak og spesielle begivenheter i tilknyttede områder har liten innvirkning.

Samtidig vil det være vesentlig å kunne følge utviklingen i enkelte utbygde vassdrag, for å kunne vurdere hvilke sekundære prosjekter som kan utløses av en kraftutbygging, og eventuelle samspillseffekter en har mellom vassdragsinngrep og generelle endringsprosesser.

REFERANSER

Armour, A. 1991. Impact assessment and the planning process: A Status report. Impact Assessment Bulletin, Volume 9, No. 4, p. 27-33.

Bäck, L. og Bäck, E. 1986. Effekterna av ett vägbygge - väg 98 mellan Kiruna och Riksgränsen. Acta universitatis Upsaliensis. Uppsala.

Bäck, L.,Jonasson, C. og Strömquist, L. 1990. Miljökonsekvens-undersökningar kring väg 98 Kiruna-Riksgränsen. Uppföljande studier 1985-1989. UNGI Rapport Nr.75. Uppsala Universitet. Naturgeografiske Institutionen.

Finstad, H. og Skjevling, B. 1988. Virkninger av en vannkraft-utbygging på ferdsel og landskapsopplevelse - en undersøkelse av Aurlandsdalen og Nordfjella. Hovedopp-gave. Institutt for jordskifte og arealplanlegging og Institutt for landsskapsarkitektur. Norges Landbrukshøg-skole. Ås.

Giffen, R. A. Parkin, D. O. 1991. Using systematic field evaluations to determine instream flow needs for recreation. Hallowell, ME: Land and Water Associates.

Lohmann, M. og Besel, K. 1990. Urlaubsreisen 1989. Kurz fassung der Reiseanalyse 1989. Studienkreis für Tourismus e. V. Starnberg.

Shelby, B. Brown, T. C. og Taylor, J. G. 1992. Streamflow and Recreation. USDA Forest Service. Report RM-209. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Fort Collins, Colorado.

Teigland, J. 1986. Vassdragsreguleringers virkning på friluftsliv og rekreasjon. NTNF's utvalg for miljøvirkninger av vassdragsreguleringer. Rapport nr. A4. Oslo.

Teigland, J. 1986A. Nordmenns ferievaner 1970-1982. Statistisk Sentralbyrå. Rapporter 86/4. Oslo.

Teigland, J. 1991. Friluftslivs- og reiselivsinteressene ved Engabreen/Svartisen i Nordland fylke. Konsekvensanalyse av kraftutbygging i ettertid. Grunnlagsundersøkelser sommeren 1990. Norsk institutt for naturforskning. Rapport 84. Lillehammer.

Teigland, J. 1992. Friluftslivets krav til vannføring. En kunnskapsoversikt med modeller til vassdragssimulering. Telemarkforskning. Rapport nr. 65. Bø i Telemark.

Teigland, J. 1992. Konsekvenser for turisme og friluftsliv av en ny Europavei-trasè. Et eksempel på konsekvensanalyse fra E4 i Midt-Sverige, ved Ångermanälven og Høga Kusten. Telemarkforskning. Rapport nr. 55. Bø i Telemark.

Teigland, J. 1993. Konsekvenser av vannkraftutbygging for fritidsbruken av natur. En studie fra Aurlandsdalen. Telemarkforskning. Rapport under utarbeiding. Bø i Telemark.

Teigland, J. og Vorkinn, M. 1987. Effekter av vannkraftutbygging i Aurlandsdalen for friluftsliv og reiseliv. NTNF's utvalg for miljøvirkninger av vassdragsreguleringer. Rapport nr. B30. Oslo.

Vorkinn, M. Aas, Ø. 1991. Effekten av kraftutbygging i Jostedalsvassdraget for friluftslivet - endringer i bruken under utbyggingsperioden. NINA utredning 32. Lillehammer.

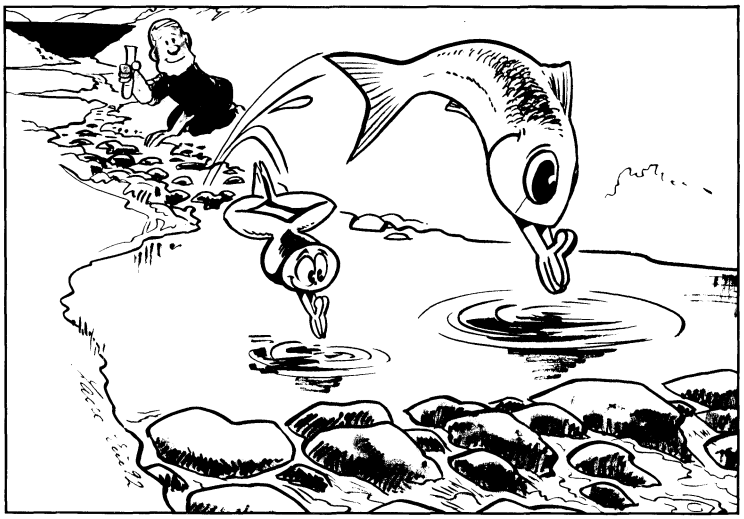
Walsh, R. G. 1986. Recreation economic decitions: Comparing benefits and costs. Venture Publishing, Pennsylvania.

Aas, Ø. og Vorkinn, M. 1992. Kraftutbygging. Har det noen betydning for fjellvandrerne da? Fjell og Vidde. Nr. 7-1992.

Tittel: AURLANDSVASSDRAGET - TVERRFAGLIGE ERFARINGER OG VURDERINGER

Forfatter: ARNOLD HÅLAND

Ansvarlig institusjon: UNIVERSITETET I BERGEN



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

1. INNLEDNING

Ved siden av olje og gass er det vannkraft som er bærebjelken i Norges nyttede og unyttede energipotensiale. I 1993 er mye av dette potensialet allerede tatt i bruk idet hundrevis av norske vassdrag er regulert for vannkraftproduksjon og på mange måter er Norge en ledende nasjon når det gjelder å ta i bruk denne ressursen.

Utbyggingen av norske vassdrag har imidlertid ikke gått uten en rekke interessekonflikter og motsetningene mellom natur- og miljøhensyn og utbyggingsinteressene har vært mange og ofte omfattende. Uten sammenligning har disse konfliktene vært av sentral og dominerende karakter i miljødebatten gjennom mange 10-år. Det har særlig vært påståtte, negative virkninger av utbyggingene på naturmiljøet, plante- og dyrelivet, som har stått i sentrum for diskusjonene, i tillegg til diskusjoner om endringer i landskap og opplevelsesverdi. Etter flere 10-år med steile holdninger i begge hovedleire, kan det nå se ut som om partene nærmer seg en dialog. En av grunnene til dette er at mer konkret kunnskap nå kommer på bordet når det gjelder virkninger av tidligere utbygginger.

Ved siden av utbyggingen av Altavassdraget har sannsynligvis utbyggingen av Aurlandsvassdraget vært blant de mest kontroversielle vassdragsutbygginger i Norge. Årsaken til dette var at vassdraget var mye benyttet som område for langturer i fjellet og vandringer ned dalen, i tillegg til at området var viden kjent for sin rike natur, spesielt det store mangfold av botaniske forekomster. Å gjennomføre etterundersøkelser i et slikt vassdrag med en slik historie gir derfor et spesielt perspektiv på arbeidet. Ikke minst er det interessant å etterprøve om de forutsigelser om virkninger på naturmiljøet som ble gitt av en rekke instanser og personer har gått i oppfyllelse.

I tillegg til denne bakgrunn er det også to andre årsaker til at det i de siste 5 årene er gjennomført en ganske stor forskningsaktivitet rettet mot nettopp Aurlandsvassdraget og som har ført dette vassdraget, sammen med noen få andre (Faugli 1990), i en sentral posisjon når det gjelder virkningsundersøkelser. For det første gjennomførte Universitetet i Bergen, (UiB) på flere fagområder grundige undersøkelser mens vassdraget ennå ikke var regulert, f.eks. innen botanikk (Vevle 1970 og Øvstedal 1969) og ferskvannsøkologi (Larsen 1968, Steine 1968 og også Kauri 1972). I tillegg var det satt igang lengre måleserier når det gjaldt hydrologi (Tvede 1990, 1991) og innsamling av fangststatistikk for anadrome laksefisk. Derved var et sentralt kriterium når det gjelder muligheten for å få frem gode virkningsundersøkelser, tilgang på forundersøkelser, oppfylt. Et annet sentralt element er om et vassdrag har viktige fiskeressurser som kan påvirkes i negativ retning av utbygginger. Aurlandsvassdraget hadde dette i og med at en av Norges fineste sjøaurebestander

var å finne i Aurland (eks. Soldal 1989 og Jensen & Johnsen 1990) og når fangstene av særlig sjøaure har falt markant etter reguleringsinngrepene var det et klart behov for etter-undersøkelser for om mulig avdekke hva som har skjedd.

Hensikten med denne artikkelen er å gi et innblikk i den faglige aktivitet som har vært gjennomført i regi av "Etter-undersøkelsesprogrammet", hvordan det hele har vært organisert og i et tverrfaglig perspektiv - og om det hele har fungert? Når det gjelder faglige resultater fra de ulike fagfelt vil de ikke bli referert i detalj her, bortsett fra noen sentrale punkt. Det er gjort flere kunnskapssammenstillinger tidligere (Kauri 1972 og Kambestad 1988), og i tillegg er det i programmets regi gitt to statusrapporter (Kroken 1990 og Faugli 1991). For å sette det hele i perspektiv er det innledningsvis gitt en del konkrete opplysninger om vassdraget og de gjennomførte reguleringer.

2. VASSDRAGETS KARAKTERISTIKA

2.1 Beliggenhet og areal

Aurlandsvassdraget ligger ved bunnen av en av Sognefjordens sørgående sidearmer, i et avgrenset fjordsystem preget av et meget kraftig relieff, internasjonalt kjent for sin dramatiske natur. Nedslagsfeltet ligger for det meste i Sogn & Fjordane fylke, men de sørligste og østligste delene av vassdraget går inn i Buskerud fylke (fig. 1.). Naturgeografisk hører det til underregionene 37e, Sogn & Fjordanes indre fjordstrøk og den alpine underregion Hardangervidda; 35 c (NU B 1977:34). Vassdraget har et nedslagsfelt på 750 km^2 hvorav store deler utgjøres av et høyfjellplatå mellom 1300 og 1500 m o.h. (fig. 1.). Nedslagsfeltet er snørikt og har et kraftig relieff. Flere mindre breer finnes i vassdraget (Tvede & Laumann 1990 a,b og 1991).

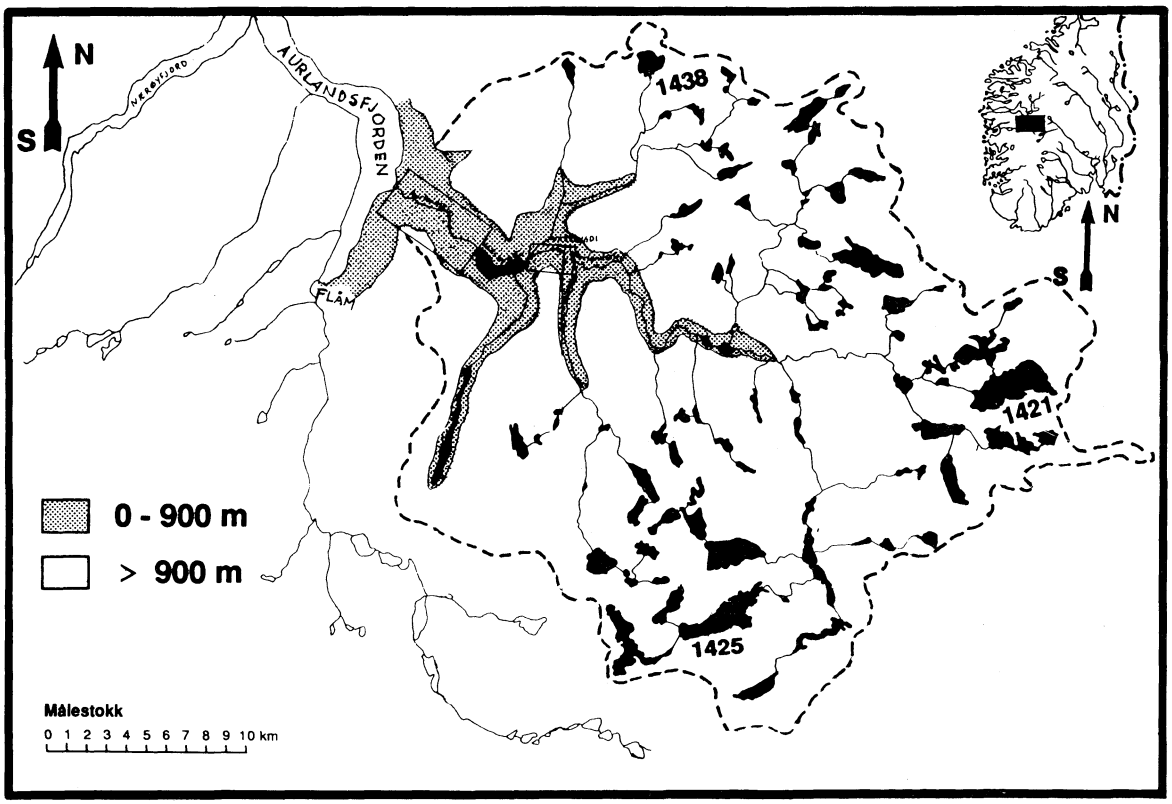


Fig. 1. Avgrensning av Aurlandsvassdragets nedslagsfelt. Arealer under 900 m o.h. er markert. Innsjøsystemet i høyfjellet er vist slik det var før regulering (kart etter Larsen 1972). Jf. fig. 2. med hensyn på utbyggingen.

2.2 Geologiske forhold

Det er i forbindelse med etterundersøkelsene gjennomført en generell beskrivelse av de berggrunnsgeologiske og andre geologiske forhold i vassdraget (Rye 1991). Imidlertid skjer det generelt mindre endringer når det gjelder geologiske forhold kontra virkninger på andre forhold (se under) pga. vassdragsutbygging. Unntak er endring i aktive prosesser knyttet til selve vassdraget samt virkninger av primærinngrep (sensu Håland 1993) som kan ramme spesielle forekomster. I Aurlandsvassdragets nedslagsfelt er det eksponert relativt store arealer med kaledonske metasedimenter, vesentlig fyllitt. De gunstige vannkjemiske forhold samt det store botaniske mangfold må sees i forhold til dette.

2.3 Hydrologiske forhold

Årsavløpet i Aurlandsvassdraget er på 1024 mill. m^3. Før utbygging var sommeravløpet stort i forhold til vinteravløpet, noe som er typisk for vassdrag som har bundet store vannmengder i snø i høyereliggende strøk. I de seks vintermånedene november til april var det kun et gjennomsnittlig avløp på 8 % av årsmiddel. Det var imidlertid stor mellomårsvariasjon i avløpsmengde, maksimum 134 % av årsmiddel og minimum 67 %, basert på 60 års observasjoner (data fra Mortensen 1972). Gjennomsnittlig vannføring over året var før utbygging 39.6 m^3/sek og største observerte flom var 526 m^3/sek. Minste observerte vannføring var vintervannføring på 0.1 m^3/sek, m.a.o. en voldsom naturlig variasjon i vannføring, men med klare årsrytmer.

2.4 Vannkjemiske forhold

Vassdraget har generelt gunstige verdier med hensyn på vannkjemiske forhold, med pH på rundt 6.5 som representativt, selv om surere episoder forekommer (Larsen 1972 og Kambestad 1988). Når det gjelder andre parametre som oksygenforhold, ioneinnhold og forurensningsstatus henviser jeg til Kambestad 1988.

3. Reguleringen av vassdraget

Utbyggingen av vassdraget pågikk fra slutten av 1960-tallet frem til 1983. Virkninger av utbyggingen startet i 1971. I forhold til opprinnelige planer (Mortensen 1972) ble utbyggingen noe endret, bl.a. med mindre påvirkning av de høyereliggende, nordlige felter (jf. fig. 2. kraftanleggene i Aurland).

Utbyggingen er gjennomført med et omfattende takrenneprosjekt, hvor de aller fleste elver som fører ned til Aurland er tatt inn i anlegget. Det er 5 magasin i bruk i høyfjellet og anlegget nå inkluderer 5 kraftstasjoner. Aurland 1 har avløp til lavlandsinnsjøen Vassbygdvatn, etter at vannet har blitt nyttet i 3 høyereliggende stasjoner. Fra Vassbygdvatn utnyttes vann som føres utenom Aurlandselva til kraftverket Vangen.

3.1 Endring i vannføring

Aurlandselva nedenfor Vassbygdvatn har fått redusert sin sommervannføring med mellom 20 og 50 %. Sommervannføringen i Aurlandselva skal etter konsesjonsvilkårene være minimum 30 m^3/sek. Sommervannføringen reguleres ved kjøring av Aurland I (jf. fig. 2.) som nytter produsert energi til pumping/fylling av vann til høyfjellsmagasinene. Etter vintre med mye nedbør (snø i høyfjellet) og påfølgende stor snøavsmelting, som f.eks. i 1989 da vannføringen i mai var på mellom 60 og 80 m^3,

vil vannføringen i lange perioder ligge over den pålagte minstevannføring. Den pålagte minstevannsføring om sommeren er tidsmessig satt i kraft fra 1. mai og varer til 15. september (unntak finnes, (Kambestad 1988)). I bekker, sideelver og hovedelv høyere opp i vassdraget er vannføring etter regulering avhengig av restfeltenes størrelse og de rådende nedbørsmengder. Vinterstid føres hoveddelen av vannet (restvannføring på 3 m^3 i Aurlandselva) fra Vassbygdvatn gjennom Vangen kraftverk med utslipp i sjøen. Denne reguleringen var ikke tilstede mellom 1973 og 1980. Vintervannføringen reguleres mekanisk med en manøvrerbar lem ved utløpet av Vassbygdvatnet. Dette gir muligheter for stabil vintervannføring, noe som også var karakteristisk for elven før utbygging.

Vassbygdelvi overfor Vassbygdvatn har fått en vesentlig endring i sin vannføring og er idag nærmest tørrlagt store deler av året. Minstevannføring er satt til 1.5 m^3/sek, fra juli til september. Totalt er 522 km^2 av nedslagsfeltet overført fra Aurlandsdalen og Stonndalen, gjennom oppdemminger og takrennesystemer (jf. fig. 2.).

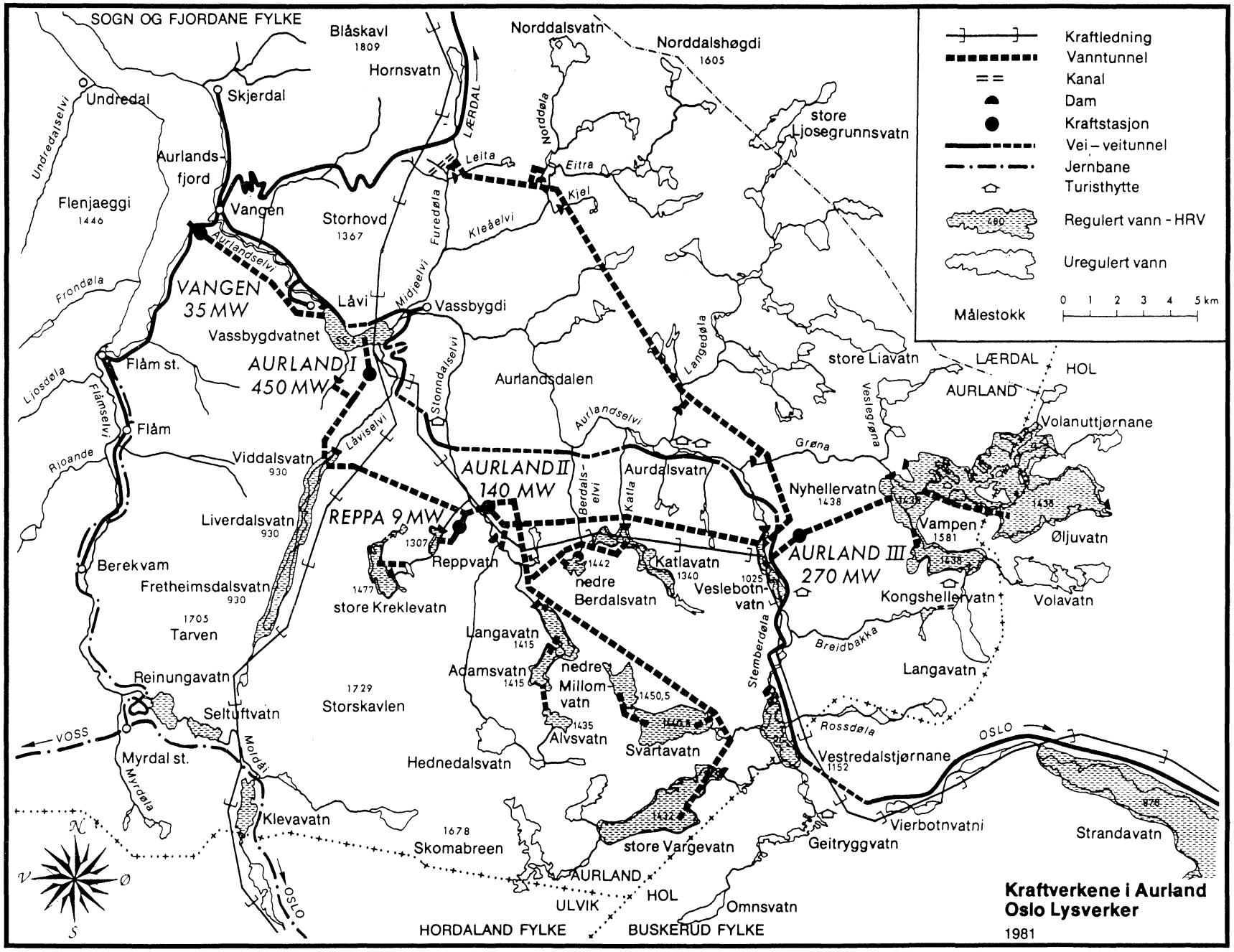


Fig. 2. Kraftverkene i Aurland, Oslo Lysverker.

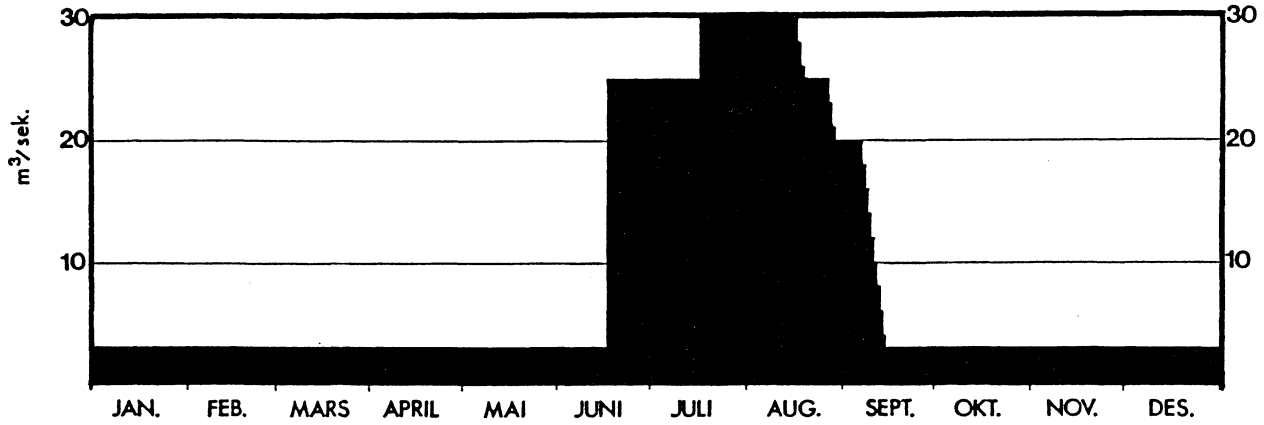


Fig. 3. Minstevannføring i Aurlandselva nedenfor Vassbygdvatn i henhold til konsesjonsbestemmelsene (etter Kambestad 1988).

3.2 Temperaturendringer

Endringer i vanntemperatur kan ha vesentlig innflytelse på biologiske forhold i et vassdrag. I Aurland er dette godt dokumentert ettersom målinger ble gjennomført i flere år (fra mai 1965) før reguleringen gav effekter (1972). Selv om Aurlandsvassdraget også fra naturens side var et kaldt vassdrag, pga. sein avsmelting av store snømengder i høyfjellet, har reguleringen gitt virkninger på vanntemperaturer i elva, men med forskjellig effekt i Aurlandselva (nedstrøms Vassbygdvatn) og i elva gjennom Vassbygdi (jf. fig. 1.). Reguleringen har bl.a. medført at sommertemperaturen i Aurlandselva er redusert endel. (Raddum 1978 og Kambestad 1988) angir en reduksjon av sommertemperatur på ca. 3^0C, mens (Tvede 1990, 1991) oppgir en midlere reduksjon, basert på ukemidler fra lange målserier, på mellom 1 og 2.5^0 C (jf. fig. 4.). Årsak til reduksjon i sommertemperaturen i Aurlandselva er at kaldt dypvann på 4^0 C fra høyfjellsmagasinene kjøres gjennom anleggene. Spesielt er temperaturen litt lavere på forsommeren og på ettersommeren. I tillegg til endringer i midlere vanntemperatur er også variasjonen utjevnet bl.a. ved at høye sommertemperaturer sjeldnere forekommer. Også vårtemperaturen (april-mai) er blitt noe lavere etter regulering, ca. 1^0 C (Tvede 1991).

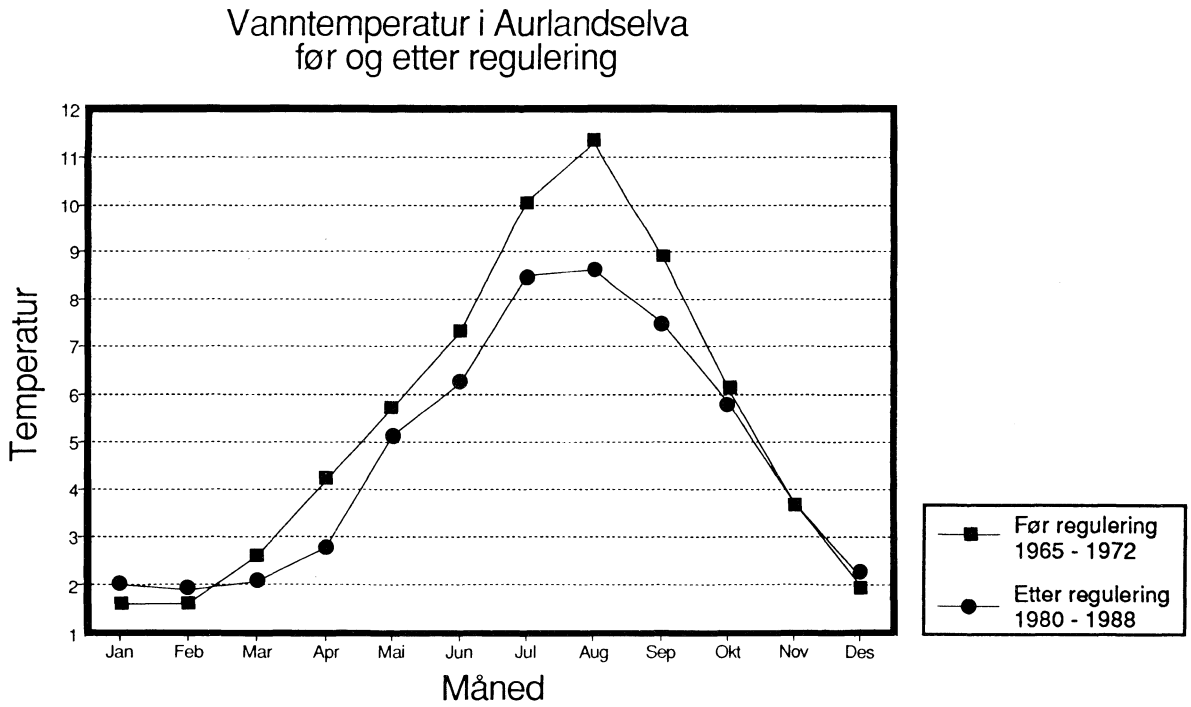


Fig. 4. Vanntemperatur i Aurlandelva, nedstrøms Vassbygdvatn, før (1965-1972) og etter (1980-1988) regulering. Snitt av ukemiddel (etter Tvede 1990).

I elva ovenfor Vassbygdvatn er det påvist en mindre økning i sommertemperaturene, ikke uventet ettersom det meste av smeltevannet er borte fra denne elvestrekningen. Vintertemperaturen ble i første fase av utbyggingen (1973-1979) forhøyet noe i Aurlandselva, men etter at Vangen kr.v. kom i drift er forholdene omtrent som før utbyggingen (Tvede 1991).

4. TIDLIGERE GJENNOMFØRT FORSKNING I VASSDRAGET

Aurlandsvassdraget er et av de få vassdragene i landet som har relativt omfattende forundersøkelser. Disse er utført av Universitetet i Bergen ved Zoologisk Museum og Botanisk Institutt. De zoologiske forundersøkelser var hovedsaklig begrenset til bunndyrstudier i elver i lavlandet (Larsen 1968 og 1972) samt zooplankton-undersøkelser i Vassbygdvatn (Steine 1968, 1969, 1972 og 1974). Undersøkelsene ble gjennomført i perioden 1965 til 1974. Zoologisk Museum, UiB, arrangerte bl.a. et symposium om Aurlandselva i 1972 (Kauri 1972), der resultater med vekt på bunndyr generelt (Larsen 1972), spesielt om chironomider i Vassbygdvatn (Hansteen 1972) samt prosjektet på zooplankton i Vassbygdvatn (Steine 1972) ble presentert.

Bunndyrundersøkelsene ble repetert for deler av Aurlandselva i 1976 og 1977 (Raddum 1978, 1979), dvs. etter at første større regulering var gjennomført.

Som en del av standard innsamling av statistikk fra våre lakse- og sjøaurevassdrag foreligger det også omfattende fangststatistikk fra en lengre tidsperiode, fra 1875 og frem til idag. Statistikk på laks og sjøaure ble imidlertid først differensiert fra 1967 av. Det foreligger også innsamling av skjelldata fra 3 perioder de siste 70 år som har kunnet tjene som grunnlag for dagens fiskeprosjekt (Jensen og Johnsen 1991). Det eldste materialet er fra 1911, seinere fra 1949, 1950, 1965, 1967, 1968 og 1969-1971. Det ble ellers gjennomført kartlegging av tetthet av lakse- og aureyngel i 1967 og 1969 (Jensen og Johnsen 1991).

Ellers er det som nevnt innledningsvis gode data som beskriver vannføring over en 60-årsperiode. Oslo Lysverker, som utbygger, har også gjennomført innsamling av en rekke temperaturdata fra før og etter reguleringen (Tvede 1990, 1991 og Raddum et al. 1991).

Når det gjelder botaniske forhold ble det også gjennomført relativt omfattende studier av Vevle og Øvstedal ved Botanisk Institutt, UiB (Vevle 1970, 1979 og Øvstedal 1969). Vevle hadde spesiell fokus på floraen i fossesprutsoner, en naturtype som var antatt som kanskje den mest sårbare ved reguleringsinngrep, mens Øvstedal konsentrerte seg om urer og steintipper i sin oppgave.

En oppsummering når det gjelder forundersøkelsene viser at de har vært foreliggende for fagene hydrologi, botanikk og ferskvannøkologi (bunndyr og anadrome fisk (laks og sjøaure)). Fra nedslagsfeltet i fjellet, dvs. over 900 m o.h. (jf. fig. 1.) forelå det kun endel generelle opplysninger om ornitologiske forhold (Borgstrøm et al. 1967). Det ble ikke gjennomført noen undersøkelser av fuglefaunaen i naturmiljøer under skoggrensen før utbyggingen startet.

5. ETTERUNDERSØKELSER I AURLANDSVASSDRAGET

Relativt kort tid etter reguleringen ble det gjennomført etterundersøkelser ("fase I - etterundersøkelser") med fokus på bunndyr i rennende vann (Raddum 1978, 1979). Undersøkelsene i 1976 hadde i tillegg til funksjon som etterundersøkelser for hovedreguleringen også funksjon som grunnlag for en virkningsundersøkelse for tilleggsreguleringen med Vangen kraftverk.

I regi av "Etterundersøkelsesprogrammet" til NVE (jf. Faugli 1988), er det gjennomført en serie undersøkelser de siste 5 årene. I tillegg har Oslo Energi finansiert en 3-års undersøkelse på anadrom fisk, jf. progress-rapporter fra (Jensen & Johnsen 1990, 1991, 1992). I forkant av dette fiskeprosjektet ble det utarbeidet en kunnskapstatus om naturvitenskaplige forhold i Aurlandsvassdraget (Kambestad 1988), med referanse til de foran nevnte undersøkelser.

Ved gjennomføring av nye etterundersøkelser sto følgende premisser sentralt for hvilke aktiviteter som burde gjennomføres:

1) En markant tilbakegang i oppfisket mengde av laksefisk, spesielt sjøaure, men også laks (eks. Soldal 1989, se fig. 5.). Dette gav grunnlag for fiskeprosjektet og et prosjekt som hadde som fokus predasjonstrykk fra fugl på sette-smolt (Håland & Ugelvik 1990, 1991 og Håland in prep.). En følgeaktivitet har vært vandringstudier av smolt vha. akustisk merket fisk (hovedfagsoppgave ved Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi, UiB).

2) Tilgang på flere grundig gjennomførte forundersøkeler. Dette førte til etterundersøkelser spesielt på flora i fossesprutsoner (Odland et al. 1991) samt på floraen generelt i vassdraget (Odland 1991) og på bunndyr i rennende vann i nedre deler av vassdraget (Raddum et al. 1991). Videre ble det i 1988 gjennomført en studie av vassdragets alpine fuglefauna (Ugelvik et al. 1988), der det ble gjort sammenligninger med materialet innsamlet i 1965. Et annet aspekt som er viet oppmerksomhet er oppfølgende studier av de mindre breenes arealmessige dynamikk (Tvede & Laumann 1990) og av virkninger på vanntemperaturer i elva (Tvede 1990, 1991 - behandlet ovenfor).

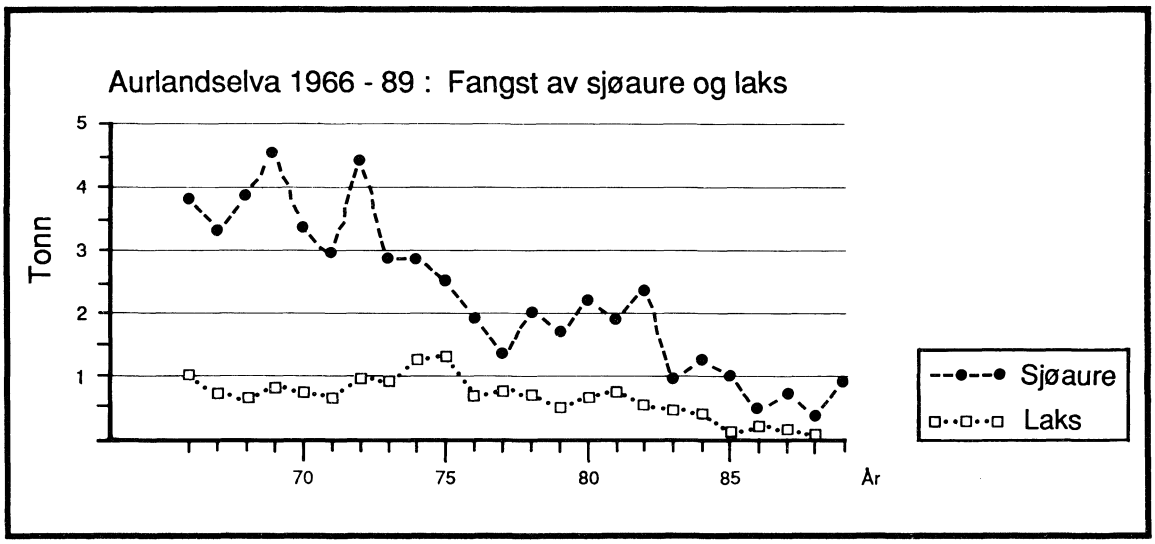


Fig. 5. Elvefangst av sjøaure i Aurlandselva (øverst) samt i to nærliggende elver, Flåmselva og Nærøyelva (etter Kambestad 1988).

Virkninger av magasinetablering og andre primærinngrep på villreinens trekkveger i Nordfjella villreinområde er også evaluert i etterkant av reguleringen (Knudsen 1989). Ellers er det gjennomført fiskeribiologiske undersøkelser i en rekke fjellvann (eks. Sægrov 1982), uten at det her skal gåes videre inn på forholdene vedrørende innlandsfisk.

Normalt settes det strek ved vassdragets munning ut i fjordsystemet, men det bør nevnes at det foreligger en god del data

vedrørende marinbiologiske forhold fra Aurlands- og Nærøyfjorden, bl.a. vedrørende populasjonsforhold hos brisling (viktig byttedyr for sjøaure) over en årrekke og data om lokale bestander av steinkobbe (predator på sjøaure og laks) - (Bakken 1989 og Wiig & Øritsland 1987). Videre er det i programperioden samlet inn endel data om forekomst av sjøfugler og nise i fjordsystemet (Håland & Ugelvik 1989 og Håland upubl.). Tilsammen foreligger det data som viser at det nære fjordsystemet Aurlandsfjorden og Nærøyfjorden har spesielle faunaforekomster og kvaliteter i et regionalt perspektiv.

5.1 Hva har så skjedd med naturmiljøet i Aurlandsdalen etter regulering?

Som vist ovenfor har en rekke fagområder hatt aktiviteter i Aurlandsvassdraget de siste 5 årene og deler av resultatene er publisert mens andre fagfelt har sluttrapportering igang. Jeg skal ikke her gi noen fullstendig oversikt over kunnskaper om virkninger som er fremkommet så langt, til det henvises det til primære kilder og til resultater fra Aurland presentert i andre symposieforedrag. Men en kort oppsummering viser at reguleringen har medført:

* Markant endring i vannføringsregimet med endret årsrytmikk og kraftig reduksjon i vannføring (de fleste elver og bekker - totalt 90 km). Sommervannføringen i Aurlandselva er i gjennomsnitt redusert med mellom 20 og 50 %.

* En rekke innsjøer i fjellet er påvirket av primærinngrep i større og mindre grad.

* I tilknytning til magasinene er lav- og mellomalpine heier endret til reguleringssoner. Inngrepene har vært størst ved Nyhellermagasinet.

* Reguleringsinngrepene og manøvreringspraksis har medført en markant senkning i sommertemperatur i et fra før "kaldt" vassdrag. Vanntemperatur vinterstid er lite endret.

* Virkninger på botaniske forhold er i første rekke knyttet til fossesprut-samfunn. Arealmessig lite omfattende, men som type meget viktig der Norge har internasjonalt ansvar i europeisk sammenheng. Ellers er virkninger på botaniske, terrestre forhold knyttet til primærinngrepsområdene (magasin, tipper, veier).

* Virkninger på evertebratfauna i rennende vann er påvist idet bunndyrsamfunnene strukturelt er vesentlig endret, det er blitt større tettheter av mindre former, men den totale biomasse har økt (Aurlandselva). Hvorledes den totale akvatiske bæreevne er påvirket i elve- og bekkeøkosystemet er ukjent. Innen vassdraget er det utvilsomt store variasjoner med hensyn på dette forhold, men det er bare de lavereliggende delene som holder anadrome laksefisk som er undersøkt med hensyn på evertebratfaunaen tilknyttet dette miljøet.

* Bestanden av sjøaure er vesentlig redusert i etterkant av reguleringene, basert på oppfisket kvantum (oppgaver fra sportsfiskere). En viss usikkerhet finnes nok i denne statistikken (bl.a. redusert bitevillighet på sportsfiskeredskap pga. lavere sommertemperatur), men trenden i bestandsstatistikken synes helt klar.

* Når det gjelder oppvekstforholdene for laks og sjøaure er det vanskelig å sammenligne tetthetstall for yngel og ungfisk før smoltstadium før og etter reguleringene pga. store forskjeller i vannføring som direkte påvirker muligheter til å el-fiske de samme arealene, utstrekningen på arealene som kan nyttes er endret m.m.

* Den årlige tilvekst hos ungfisk i Aurlandselva er generelt lav i forhold til andre elver i Norge (korrigert for breddegrad), noe som må sees i sammenheng med den lave sommertemperaturen i elva.

* Gjennomsnittlig alder og lengde for utvandrende sjøauresmolt har imidlertid ikke forandret seg i perioden 1911 frem til etter regulering, bortsett fra at smolten var noe større på 1950-tallet (kan være forårsaket av selektivt utvalg av fisk).

* Den dårlige tilveksten kan skyldes at eldre ungfisk (2+ og 3+) har fått et dårligere næringstilbud pga. mengden av større byttedyr er redusert. 0+ og 1+ ungfisk kan ha fått bedre tilbud av næringsdyr pga. vesentlig større tetthet av små næringsdyr. Denne hypotesen understøttes imidlertid av det forhold at alder og lengde (impliserer også tilvekst) ikke har endret seg over lange perioder (se ovenfor).

* Forekomstene av overvintrende vannfugl (samfunn og tetthet) i de lavereliggende deler av vassdraget (Aurlandselva) er etter regulering ikke avvikende fra det vi generelt ellers finner i andre vassdrag i regionen vinterstid.

* Reguleringsinngrepene i høyfjellet har ikke endret artsforekomster av fugl i nevneverdig grad, bortsett fra at lokale populasjoner utvilsomt har gått tapt ved magasinetableringer.

* Etablering av magasin i høyfjellet, spesielt Nyhellermagasinet, har påvirket og endret mulighetene for trekk mellom villreinens ulike funksjonsområder (vinterbeiter, kalvingsområder, sommerbeiter).

* Utsatt aure- og laksesmolt erfarer et betydelig tap til lokale bestander av fiskespisende fugl, spesielt fiskemåke. Dette forhold gjelder både ved utsetting på elv samt direkte i sjø. Endring av utsettingsprosedyrer kan bøte vesentlig på dette forhold.

* Så langt i smoltmerkeprogrammet er gjenfunnsprosenten av utsatt smolt langt under det som kan forventes, noe som indikerer vesentlig dødelighet i den tidlige sjøfase.

5.2 Organisering av de tverrfaglige etterundersøkelser

Klarlegging av virkninger av større primærinngrep i naturen krever deltakelse av en rekke fagfelt dersom en bred og god forståelse om virkningene skal oppnåes. Det kan tenkes flere strategier for å oppnå dette, en er å samle mange faglige aktiviteter i samme studieområde, i denne sammenheng i samme vassdrag. I programperioden har det vært en relativt stor tverrfaglig aktivitet knyttet til Aurlandsvassdraget, men ettersom utgangspunktet har vært veldig forskjellig for de ulike fagfeltene, jf. premisser listet opp foran, har de faglige aktiviter i denne fasen bare delvis vært integrert. På denne reelle basis er det vanskelig å se at integrasjonsprosessen har kunnet gå særlig lenger enn det den har gjort. Mellom flere av fagfeltene/delprosjektene har det imidlertid vært utvekslet verdifull informasjon og/eller overføring av data som har bidratt til å heve kvaliteten på den utførte forskning. På samme måte ble det også samlet inn data til flere prosjekter i samme feltøkt, dvs. en form for integrert feltarbeid (eks. bunndyr og fugl). Forutsetningene basert på tilstedeværende forundersøkelser samt påtrengende kunnskapsbehov (eks. tilbakegang i sjøaurepopulasjonen), medførte også en geografisk oppsplitting av innsatsen. Aktiviteter knyttet til hydrologi, bunndyrstudier, fiskeprosjektet, smoltvandring, fuglepredasjon på settesmolt og vinterbestander av fugl var knyttet til Aurlandselva og nære sjøområder. Den botaniske delen har hatt sin hovedaktivitet lokalisert hovedsaklig til mellomliggende nivå i Aurlandsdalen der fossemiljøene har stått sentralt. Evaluering av friluftslivets utvikling har også for det meste vært knyttet til Aurlandsdalen. I fjellet, over skoggrensen, har aktivitetene vært vesentlig mer begrenset, med ikke-integrerte studier innen geologi og bre-studier, botaniske studier (bl.a. på tipper), ornitologiske undersøkelser, samt undersøkelser av innlandsfisk og villrein.

En nødvendig og god erfaring å ta med er at årlige prosjektmøter har vært avholdt der underveisrapporter er presentert for hverandre. Det har økt muligheten for den enkelte forsker å se hvilken nytte andre fagområder kunne ha for egne problemstillinger. Det er utgitt 2 rapporter fra disse "underveismøtene" (Kroken 1990 og Faugli 1991).

5.3 Populærvitenskaplig virksomhet

For å fylle målsetningen om videreformidling av forvaltningsrettet forskning generelt og kunnskap om virkninger av vassdragsreguleringer spesielt, er det laget en populærfaglig brosjyre fra vassdraget som distribueres lokalt, bl.a. fra sentrale turistanlegg. Videre er det avholdt årlige tematurer gjennom Aurlandsdalen der fagfolk knyttet til prosjektet har holdt foredrag og/eller deltatt på turene med orienteringer i felt. Tematurene er også presentert i media, eks. NRK-radio (Faugli 1991).

6. HAR DE TIDLIGE ANTAGELSER OM VIRKNINGER SLÅTT TIL?

Som nevnt innledningsvis har utbyggingen av Aurlandsvassdraget vært blant de mest kontroversielle i Norge og det ble fremsatt en lang rekke spådommer om virkninger på naturmiljøet. NVE har gjennomgått et stort materiale av uttalelser og sammenstilt dette i en egen intern rapport på hele 513 sider. Et utdrag av dette er presentert i Faugli (1991). Uttalelsene berører et vidt spekter av problemstillinger og saksfelt og når det gjelder natur og miljø er hovedvekten knyttet til fauna-elementer som lar seg utnytte direkte økonomisk, så som anadrom laksefisk, innlandsfiske og vilt med hovedvekt på villrein. Denne vektlegging av økonomisk utnyttbare arter reflekterer typiske holdninger på 1970-tallet, holdninger som på mange måter har vedvart frem til i dag, men som nå gradvis erstattes av verdiperspektiver av mye videre karakter (eks. DN 1992).

Vassdraget var som nevnt tidligere berømt for sitt enestående fiske etter storvokst sjøaure. Det ble spådd nedgang i dette fisket som følge av flere forhold knyttet til bl.a. problemer med 1) oppgang av gytefisk, 2) gyting samt 3) overlevelse av rogn og yngel. Antagelsen om nedgang i oppfisket kvantum har jo slått til for fullt, selv om vi pr. idag ikke kjenner mekanismene som kan forklare tilbakegangen. Det har også vært en meget stor variasjon i fangstene før regulering (fra 1876 til 1971). Hvor stor del av tilbakegangen som er reell og hvor stor del som kan tilskrives redusert bitevillighet og andre forhold er imidlertid fremdeles usikkert. Tilbakegangen må sees i forhold til en stor innsats for å kompensere for eventuelle tap i reproduksjonsfasen, dvs. utsetting av smolt. En videre diskusjon om mulige årsaker bak tilbakegangen, problemer med å trekke konklusjoner samt en oversikt over kultiveringstiltakene er gitt av Kambestad (1988).

Når det gjelder botaniske forhold eller lett omskrevet "har Aurlandsrabarbraen forsvunnet"? - så er forutsigelsene vedrørende reduksjon av fossesprutavhengige vegetasjonssamfunn treffsikre på i det minste et generelt nivå. For mer detaljerte forhold vedrørende antatte virkninger på anadrom fisk og villrein henvises til Faugli (1991). En presis evaluering av det store spekter av forutsigelser krever tilgang på primærmaterialet samt sikrere konklusjoner fra etterundersøkelsene og får utstå til seinere gjennomganger.

REFERANSER

Bakken, E. 1989. Brisling i Vestlandsfjordene. - Fiskets Gang nr. 4/1989.

Borgstrøm, R., Klemetsen, A., Lien, L. & Myhre, R. 1967. Observasjoner av fugl i Aurlandsfjellene sommeren 1965. - Fauna 20: 18-23.

DN 1992. Vår Felles Naturarv. Langtidsplan 1992-1994. Direktoratet for Naturforvaltning 108 s.

Faugli, P. E. 1991 (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. Status 1.11.91. NVE-Notat nr. 5-1991. 130 s.

Hansteen, G. 1972. Undersøkelser av fjærmygg (Chironomidae) i Vassbygdvatnet. s. 34-43, I: Kauri, H. (red.). Aurlandselven. Symposierapport, Lab. f. ferskvannsøkol. Zool. Mus., Univ. Bergen.

Håland, A. & Ugelvik, M. 1990 Fuglepredasjon av rogn, yngel og smolt hos sjøaure og laks i et regulert vassdrag. Fremdriftrapport for prosjektet (1). I: Kroken, A. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 1-1990.

Håland, A. & Ugelvik, M. 1991. Fuglepredasjon av rogn, yngel og smolt hos sjøaure og laks i et regulert vassdrag. Fremdriftrapport for prosjektet (2). I: Faugli, P. E. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 5-1991.

Håland, A. 1993. Virkninger av vassdragsreguleringer på fugl, s. 311-349. I: Faugli, P. E., Erlandsen, A. H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. NVE-publ. nr. 13-1993.

Jensen, A. & Johnsen, B. O. 1990. Fiskeundersøkelser i lakseførende del av Aurlandsvassdraget 1989. - s. 46-50, I: Kroken, A. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 1-1990.

Jensen, A. & Johnsen, B. O. 1991. Fiskeundersøkelser i lakseførende del av Aurlandsvassdraget - status pr. 1. januar 1991. - Notat 14 s.

Jensen, A. & Johnsen, B. O. 1992. Fiskeundersøkelser i lakseførende del av Aurlandsvassdraget - status pr. 1. januar 1992. - Notat 18 s.

Kambestad, A. 1988. En sammenstilling av tilgjengelig kunnskap om Aurlandselven. Rapp. 44 s. Rådgivende Biologer a.s, Bergen.

Kauri, H. 1972. (red.). Aurlandselven. Et symposium angående rennende vanns økologi. - Lab. f. ferskvannsøkol., Zool. Mus., Univ. Bergen. 79 s.

Knudsen, P. A. 1989. Nordfjella villreinområde. Aurlandsutbyggingens innvirkning på villreinens habitatbruk og skader på jakten. Rapport 84 s., Aurland Fjellstyre.

Kroken, A. 1990. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 1-1990.

Larsen, R. 1968. En faunistisk - økologisk undersøkelse av bunnfaunaen i Aurlandselva, Sogn & Fjordane. Hovedfagsoppg., Zool. Mus., Univ. Bergen.

Larsen, R. 1972. Aurlandsvassdraget - dets økologi og dyreverden. - s. 11-25, I: Kauri, H. (red.). Aurlandselven. Et symposium angående rennende vanns økologi. Lab. f. ferskvannsøkol., Zool. Mus., Univ. Bergen.

Mortensen, M. 1972. Reguleringsplan for Aurlandsvassdraget. s. 74-79, I: Kauri, H. (red.). Aurlandselven. Et symposium angående rennende vanns økologi. Lab. f. ferskvannsøkol., Zool. Mus., Univ. Bergen.

NU B 1977:34. Naturgeografisk regioninndelning av Norden. Nordiska ministerrådet. 130 s.

Odland, A. 1991a. Endringer i flora og vegetasjon som følge av vannkraftutbyggingen i Aurlandsdalen. - NINA Forskningsrapp. 15, 76 s.

Odland, A. 1991b. Vegetation change in the spray zone of a waterfall following river regulation in Aurland, Western Norway. - Regulated Rivers: Research & Management, Vol. 6: 147-162.

Raddum, G. G. 1978. Reguleringens virkning på bunnfaunaen i Aurlandselven. - LFI-Rapp. nr. 25, Zool. Mus., Univ. Bergen.

Raddum, G. G. 1979. Faunaendringer i Aurlandselva, s. 264-278. I. Gunnerød, T. B. & Mellquist, P. (red.). Vassdragsreguleringers biologiske virkninger i magasiner og lakseelver.

Raddum, G. G., Fjellheim, A., Barlaup, B. & Åtland, Å. 1991. Undersøkelser av bunndyr i Aurlandsvassdraget: En sammenligning av forholdene før og etter utbygging. - LFI-Rapp. nr. 70, Zool. Mus., Univ. Bergen. 70 s.

Rye, N. 1991. Aurlandsdalens geologi.- s. 12-31 I: Faugli, P. E. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 5-1991.

Soldal, O. 1989. "Kan sjøørretdronningen berges"? - Jakt & Fiske nr. 8, 1989: 14-17.

Steine, I. 1968. En faunistisk - økologisk undersøkelse av zooplankton i Vassbygdvatnet, Aurland i Sogn & Fjordane. - Hovedfagsoppg., Zool. Mus., Univ. Bergen.

Steine, I. 1969. The development and annual cycles of Diaptomus laticeps (Sars) and Cyclops scutifer (Sars) in lake Vassbygdvatn. - Årbok for Univ. Bergen. Mat. Naturv. Serie nr. 5.

Steine, I. 1972. Plankton i Vassbygdvatnet. De økologisk/-faunistiske hovedlinjer ved undersøkelsen i 1966/67. s. 26-33, I: Kauri, H. (red.). Aurlandselven. Et symposium angående rennende vanns økologi. Lab. f. ferskvannsøkol., Zool. Mus., Univ. Bergen. 79 s.

Steine, I. 1974. Aurlandsvassdraget. Faunistisk-økologiske undersøkelser 1966-73. - LFI-rapp. nr. 9, Zool. Mus., Univ. Bergen.

Sægrov, H. 1982. Aurland - utbygginga. Fiskeribiologiske granskningar i reguleringsområdet. - Fiskerikonsulenten i Vest-Norge. Rapp. 52 s.

Tvede, A. M. 1990. Vanntemperatur i Aurlandselva 1965-1989. s. 50-57 I: Kroken, A. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 1-1990.

Tvede, A. M. 1991. Vanntemperatur i Aurlandselva 1965-1989. s. 50-57 I: Faugli, P. E. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 5-1991.

Tvede, A. M. & Laumann, T. 1990a. Brevariasjoner i Aurlandsfeltet 1958-89. s. 6-11, I: Kroken, A. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 1-1990.

Tvede, A. M. & Laumann, T. 1990b. Brevariasjoner i Aurlandsfeltet 1958-89. s. 27-1, I: Kroken, A. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. NVE-Notat nr. 1-1990.

Tvede, A. M. & Laumann, T. 1991. Brevariasjoner i Aurlandsfeltet 1958-89. s. 32-49, I: Faugli, P. E. (red.). Etterundersøkelser i Aurlandsvassdraget. - NVE-Notat nr. 5-1991.

Ugelvik, M., Bjørnsen, B., Håland, A. & Storstein, B. 1988. Alpine fuglesamfunn i Aurlandsvassdraget, Sogn & Fjordane 1988. - Rapp. Terrestrisk Økologi nr. 46, Univ. Bergen. 26 s.

Vevle, O. 1970. Undersøkelse av flora og vegetasjon ved noen av fossene i Aurlandsvassdraget. Hovedfagsoppg., Bot. Inst., Univ. Bergen.

Vevle, O. 1979. Plant communities of extreme habitats in the spray zone of some waterfalls in Aurlandsvassdraget, Sogn, Western Norway - and their extinction. s. 529-558, I: Wilmanns, O. & Tüxen, R. (red.). Werden und Vergehen von Plantzengesellschaften. J. Cramer, Vaduz.

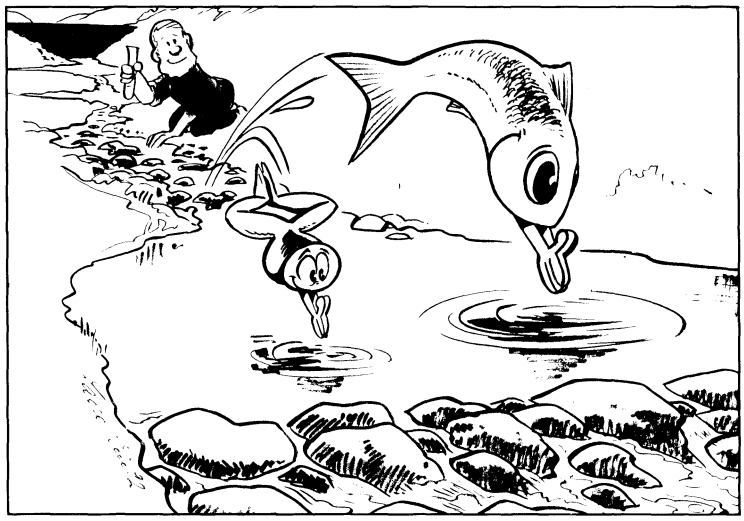
Wiig, Ø. & Øritsland, T. 1987. The Grey seal Halichoerus grypus (Fabricius) and the Common seal Phoca vitulina L. in Sogn and Fjordane, western Norway. - Fauna norv. Ser A. 8: 21-24.

Øvstedal, D. O. 1969. Vegetasjonen på noen urer og steintipper i Aurland. - Hovedfagsoppg., Bot. Inst., Univ. Bergen.

Tittel: ***BIOTOPFORBEDRENDE TILTAK***

Forfatter: ***JON ARNE EIE***

Anvarlig institusjon: ***NORGES VASSDRAGS- OG ENERGIVERK***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

INNLEDNING

Det er gitt en gjennomgang av hvilke virkninger kraftutbygging har på naturfaglige forhold, fra geofaglige, fysiske og kjemiske til biologiske - og landskapsmessige forhold. Alle inngrep i natursystemene har en virkning. Noen kan vi forutse og gjøre noe med, men det er også sikkert at det over tid vil dukke opp virkninger som man ikke tenkte på.

NVE er det forvaltningsorgan som har den første mulighet til å foreta en samlet helhetsvurdering av f.eks. en søknad på et kraftprosjekt, og dersom tillatelse gis, også utformer konsesjonsvilkårene. I dag har standardvilkårene en egen pasus som gir NVE mulighet til å pålegge utbygger f.eks. å bygge terskler eller foreta andre biotopjusterende tiltak i vassdrag som får redusert vannføring. DN har ansvaret for f.eks. å pålegge utsetting av fisk. I de senere år, bl.a. ved utbyggingen i Meråker, samordner DN og NVE sine pålegg på dette felt ved at en arbeidsgruppe med representanter fra DN, NVE og utbygger er opprettet.

Dersom NVE pålegger en utbygger å bygge terskler kan kostnadene ved dette beløpe seg til hundretusener av kroner. Det er derfor viktig at NVE, med rimelig sikkerhet, også vet at tiltaket har en positiv virkning og at eventuelle negative effekter er betydelig mindre enn de positive. Bortsett fra landskapssmesige arbeider er bygging av terskler av de tiltak som det er mest vanlig å pålegge utbygger. Terskler bygges primært for at det vanndekkede arealet i en elv med redusert vannføring skal bli større. Dette vil ha en positiv landskapsmessig effekt, bedre forholdene for friluftsliv og rekreasjon, skape badeplasser etc. Det vil også ha en gunstig effekt på plante- og dyrelivet, særlig fisk. Fram til i dag er det bygd over 1000 terskler i norske vassdrag. Allerede i slutten av sekstiårene ble de første terskler bygd og man ble interessert i å finne ut hvordan terskelbygging virket på biologiske forhold, inkludert fisk.

BAKGRUNNEN FOR BIOTOPJUSTERINGSPROGRAMMET

Terskelprosjektet som startet i 1975 og varte fram til 1983, la ned en betydelig innsats i flere vassdrag, men særlig i Ekso i Vaksdal kommune øst for Bergen i BKKs område. Prosjektet utga en rekke publikasjoner om dyrelivet i terskler og virkningen av terskelbygging. Det vises til rapporter fra Terskelprosjektet. Resultatene ble oppsummert av Mellquist, 1985.

Ut over i 80-årene vokste tanken fram at også andre tiltak burde utprøves. Følgende forutsetninger ble lagt til grunn: Tiltakene skulle bygge på økologisk prinsipper og begunstige naturlige prosesser. Den biologiske produksjon skulle forsøkes opprettholde mest mulig og forholdene skulle legges best mulig

tilrette for de arter og grupper av planter og dyr som en mente ble mest skadelidende ved inngrepet, samtidig som dette skulle være de arter man ønsket. Mangfoldet skulle forsøkes bevart. Dette mente man kunne oppnås ved å skape mest mulig variasjon i elvehabitatet.

Som en tommelfingerregel kan brukes at det er fire hovedfaktorer som er med på å avgjøre om ei elv er et godt levested for fisk. Den må ha rett næring til rett tid. Den må gi skjul til fisk i ulik alder og den må gi fisken mulighet til å reprodusere, dvs. gi gytemuligheter. I tillegg må de fysiske/kjemiske forhold være innenfor fiskens toleransegrenser. Ved mange inngrep reduseres en eller flere av disse parametre og spørsmålet blir om det er mulig å finne fram til tiltak som kan bedre en eller flere av disse forholdene. Et springende punkt er nesten alltid kost/nytte-forholdet. En viktig forutsetning for tiltakene vil være å utvikle enkle og rimlige tiltak som er mest mulig vedlikeholdsfrie.

BIOTOPJUSTERINGSPROGRAMMET

Som en videreføring av Terskelprosjektet, igangsatte NVE i 1985 et eget forskningsprogram Biotopjusteringsprogrammet.

Med biotopjustering menes:

Målrettede tiltak som tar sikte på å fremskaffe eller påskynde utviklingen av ønskede biotoper/leveområder og som reduserer skadevirkninger av tekniske inngrep.

NVE mener de gjennom dette bidrar til, innen sitt felt, å følge opp Brundtlandkommisjonens budskap om en bærekraftig utvikling og ivaretagelse av biologisk mangfold.

Biotopjusteringsprogrammet er på mange måter et forsknings/utviklingsprogram som skal utprøve og utvikle metoder eller teknikker som kan nyttes i forskjellige sammenhenger for å forbedre forholdene etter et teknisk tiltak knyttet til kraftutbygging eller andre inngrep i vassdrag.

Det kan stilles spørsmål om det er riktig at forvaltningen medvirker i forskningsprosjekter. Til dette vil jeg svare ubetinget ja. For å utvikle en god og oppdatert forvaltning som raskt kan ta nye forskningsresultater i bruk, er det viktig at den foruten å ha en høy kompetanse også aktivt initierer og deltar i forskningsprosjekter. NVE hadde i tillegg tradisjon for dette. Programmet ble finansiert av konsesjonsavgiftsfondet. Forskningen ble utført av forskjellige forskningsinstitusjoner. Direktoratet for naturforvaltning og Vassdragsregulantenes forening deltar sammen med NVE i styringen av programmet. Prosjektledelsen ligger i NVE.

For NVE har det vært et overordnet mål også å få kunnskaper om de langsiktige virkninger av de tiltak som utføres. Som en del av Biotopjusteringsprogrammet har det derfor vært viktig å følge utviklingen i bunndyr- og fiskeproduksjonen i terskelbassengene i flere regulerte elver. Både i Ekso hvor forholdene er fulgt siden 1976, i Nea og i Skjoma har man et langsiktig program hvor man går inn med 5-6 års mellomrom og følger endringene. I tillegg til fisk har det også vært viktig å se på virkningene på fugl.

Gjennom en intensjonsavtale med Universitetet i Bergen og et nært samarbeid med utbygger, BKK, og grunneierlaget i Eksingedalen er det etablert en feltstasjon i Eksingedalen. Et gammelt skolehus er satt i stand som kombinert feltstasjon og grendehus. Mye av arbeidet er utført på dugnad av beboerne i grenda.

Foruten den langsiktige oppfølging av virkninger av terskler ble det gjort en vurdering av hvilke inngrep man i første rekke kunne gjøre noe med ut fra de forutsetninger som er nevnt.

Vi kom fram til følgende:

Tiltak i vassdrag med redusert vannføring:
- terskler, steinsetting,
- skape gyte og oppvekstmuligheter for fisk,
- øke næringstilgangen kunstig eller ved økt kantvegetasjon,
- redusere utspylingen av næringsstoffer.

Tiltak i reguleringsmagasin:
- vegetasjonsetablering,
- skape våtmarksområder ved gjennsetting av viker.

Tiltak ved forbygningsarbeider:
- steinsetting/substratforbedring,
- vegetasjonsetablering.

TILTAK I VASSDRAG MED REDUSERT VANNFØRING

En kraftutbygging hvor det inngår en regulering fører til endrede vannføringsforhold. For de strekninger som får redusert vannføring og hvor det er store fiske- og frilufts-interesser skaper dette konflikter. I dag er det vanlig at det blir pålagt en viss minstevannføring. Størrelsen på denne kan variere, men det er vannet som er interessant både for kraftprodusenten og naturverninteressene. Ut fra en flerbrukstanke er det derfor viktig å finne fram til hvilke forhold som er optimale for fisk. Målet er å holde fiskeproduksjonen oppe ved ulike tiltak selv om vannføringen avtar. Det er derfor satset på habitatstudier hos ørret, særlig under vinterforhold. Førsteamanuensis Jan Heggenes fra Norges Landbrukshøgskole har gjort en rekke interessante studier som kan få betydning for

fastsettelsen av minstevannføringen. Biotopjusteringsprogrammet har også gått inn med faglig og økonomisk støtte til forskningsprosjekter som mer generelt har sett på fisketiltak, f.eks. en rekke spørsmål vedrørende fiskeutsettinger bl.a. i Fiskeforsterkningsprosjektet (FFT).

Forsker Arne Fjellheim ved Universitetet i Bergen vil redegjøre for hva man har funnet ut om de biologiske virkninger av terskler bl.a. fra de omfattende undersøkelsene de har utført i Ekso.

I visse tilfelle er det ikke mulig å opprettholde fiskeproduksjonen uten fiskeutsettinger, men NVE mener det må være et mål å redusere utsettingene både ut fra genetiske, sykdomsmessige og økonomiske forhold og i stedet erstatte dem med tiltak som fremmer fiskens egen reproduksjon og oppvekst. I Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen (LFS) bidrar NVE, via Biotopjusteringsprogrammet, både faglig og økonomisk. Her er målet å øke overlevelsen på laks ved økt næringstilførsel eller ved at det er etablert spesielle oppvekstkanaler for lakseunger. Overingeniør Halvard Kaasa vil ta opp disse forsøkene.

TILTAK I REGULERINGSMAGASINER

Ved regulering av innsjøer oppstår en reguleringssone som estetisk kan være svært skjemmende, samtidig som den biologiske produksjon avtar. Innsjøen Meltingen i Trøndelag ligger i et lavlandsområde, og har en regulering på 21 m. Utbygger (Nord Trøndelag energiverk) hadde fått endel klager på de tørrlagte strendene om sommeren. Utbygger kontaktet NVE med spørsmål om noe kunne gjøre med dette. NVEs natur og landskapsavdeling hadde allerede i flere år drøftet problemet og prøvd å utfordre botanikere, men ingen var særlig interessert eller trodde noe kunne gjøres. På eget initiativ gjorde NVE i 1985 et gjødslings- og utplantingsforsøk. I samarbeid med NIVA og Universitetet i Trondheim ble det i ettertid utformet et prosjekt som skal prøve å finne fram til egnede plantearter som kan nyttes i reguleringssonen. Forsker Bjørn Rørslett ved NIVA vil redegjøre for resultatene fram til nå.

I Innerdalsmagasinet ble det bygget en terskel over en innbuktning av magasinet. Denne terskelen holder tilbake en konstant vannstand selv når magasinet tappes ned. Dette nye våtmarksområdet har vist seg å være et egnet oppvekstområde for fisk og ikke minst et egnet våtmarksområde for ender og vadefugler. Forsker Ole Reitan ved NINA har fulgt utviklingen av fuglelivet i flere år og vil redegjøre for resultatene.

TILTAK VED FORBYGNINGSARBEIDER

Sikring av landarealer mot oversvømmelser og erosjon er en

oppgave som NVE har utført i lang tid og hvor de som oftest er både planlegger og utfører. Den positive virkningen for grunneiere og beboere langs elvene har vært uomtvistelig, men samtidig har en etter hvert blitt klar over at måten dette ble gjort på hadde negative sider for plante- og dyrelivet i og langs elvene og for friluftsinteressene. NVE har derfor vært opptatt av å foreta landskapsmessige tilpasninger og utvikle tiltak bl.a. ved å ta vare på kantvegetasjonen eller plante inn ny når anlegget er ferdig.

Ved et større senkningsanlegg i Vosso ble Myrkdalsvann senket for å innvinne nytt landbruksland. Et større elvedelta skulle tørrlegges. Dette delta og våtmarksområde var blant de ornitologisk fineste i Hordaland, og var foreslått vernet. Vedtaket ble at vannet skulle senkes og deltaet delvis tørrlegges, men man var villig til å prøve å tilrettelegge forholdene noe for fugl. Under anleggsarbeidene ble det derfor lagt vekt på å lage kunstige øyer og oppholdsplasser for fugl. Gjennom en periode har en fulgt etablering av både planter, fugl og ferskvannsfauna i deltaområdet. Forskerne Arvid Odland, Gunnar Raddum og Arnold Håland ved Universitetet i Bergen har fulgt denne utviklingen i plante og dyrelivet fra etableringen og fram til nå.

Ved et større tørrleggingsprosjekt på Lesjaleirene i Oppland har vi gjort forsøk med steinutlegging for å skape større variasjon, bedre skjul og oppholdsplasser for fisk. Forsøkene er fulgt opp fra Zoologisk Museum i Oslo. Noe tilsvarende er forsøkt i lakseelva Søya på Nord-Møre som også ble rettet ut, forbygd og totalt endret karakter. Amanuensis Jo Vegar Arnekleiv og forsker Hvidsten ved NINA har utprøvd tiltakene og sett på virkningene for bunndyr og fisk. Også i elver på Østlandet som ble rensket for å lette tømmmerfløtningen er det forsøkt å skape større variasjon ved konstruksjon av kulper, strømkonsentratorer etc. Forsøkene både i Lekjenna og Brummunda er så langt oppløftende. Forskerne John Brittain og Svein Jacob Saltveit ved Zoologisk Museum i Oslo har sammenstilt resultatene fra alle steinutleggingsforsøkene.

Vegetasjon langs elvene er en av de viktigste energikilder for dyreliv i elva, samtidig som vegetasjonen skaper skygge og dermed skjul. Kantvegetasjonen har også en rekke andre positive virkninger, estetisk, for fuglelivet, erosjonshindrende og ved å ta opp næringsavrenning fra jordbruksområder. Blir vegetasjonen for tett kan dette imidlertid føre til oppstuving av vannmassene med økt flomfare samtidig som fremkommeligheten vanskeliggjøres. I samarbeid med fiskerimyndigheter, grunneiere og kommune har NVE i Lierelva ved Drammen utført praktiske tynningsforsøk. Hensikten er både å ivareta miljøinteressene og sikre at arealer ikke oversvømmes.

INFORMASJON

Resultatene fra programmet publiseres dels i de enkelte forskningsinstitusjoners rapportserier, dels i internasjonale tidsskrift og dels i NVEs rapportserie, Biotopjusteringsprogrammet. Det er årlig gitt ut statusrapporter fra prosjektet (Brittain og Eie 1992). En del av resultatene er også popularisert (Hillestad 1988 og Jordhøy 1989).

INTERNASJONALE TRENDER

Gjennom en del nyere litteratur (Gore & Petts 1989, Meeham 1991, Boon og Calow & Petts 1992) synes det klart at man internasjonalt legger betydelig vekt på å redusere skader i vassdrag ved habitat- eller biotopjusterende tiltak. Disse kan ha et rent biologisk siktemål, men det kan også være for å bedre forholdene for friluftsliv.

VIDEREFØRING AV BIOTOPJUSTERINGSPROGRAMMET

Dette seminaret er en oppsummering av resultatene fremkommet bl.a. i fase I av Biotopjusteringsprogrammet. NVE mener det er riktig å fortsette med et FOU program som tar for seg utprøvingen av nye biotopjusterende tiltak. Med eller uten vannkraftutbygging vil det i overskuelig framtid bli foretatt inngrep i norske vassdrag. Dette kan være så omfattende landskapsmessige omveltninger at nærmest nye vassdragsavsnitt formes. I slike tilfelle er det viktig at forvaltningen har økologiske og landskapsmessige kunnskaper som muliggjør ivaretagelse av de mange brukerinteresser knyttet til vassdragene. I slike situasjoner ønsker man å utnytte mulighetene til å bygge inn tiltak både av økologisk og landskapsmessig karakter i det vassdragstekniske arbeid. Det kan være snakk om å gjenskape forhold som ligger nær opp til de opprinnelige naturforhold eller å forme "nye" naturforhold dersom dette kan være med på å redusere skadevirkningene av inngrep.

En videreføring av Biotopjusteringsprogrammet i Fase II vil derfor måtte omfatte tiltak ikke bare knyttet til vassdragsreguleringer, men også omfatte tiltak knyttet til andre inngrep f.eks. forbygninger, flomsikring, kanalisering, grusuttak, framføring av veier etc.

Sentrale satsingsområder kan være:

1. Følge de langsiktige virkninger av både terskler og steinsettinger og andre tiltak som har vist seg effektive.

2. Habitatstudier. Grunnlaget for alle tiltak er kunnskaper om hvilke krav de ulike organismer stiller. For fisk kan det være fra størrelsen på gytesubstratet til vannføring.

NVE har startet arbeidet med habitatstudier hos ørret under vinterforhold og dette feltet bør videreutvikles. Feltet kan ha særlig betydning for fastsettelsen av minstevannføringer om vinteren.

3. Manøvreringsreglementer-stranding. Det er ikke gitt at de manøvreringsreglementer som i dag eksisterer er de optimale hverken med tanke på kraftproduksjon eller andre brukergrupper. Et eksempel er forholdene i Suldalslågen hvor lakseekspertene mener det er for mye vann på våren-forsommeren. Det vil være viktig å få bedre kunnskaper om hvordan ulike vannføringer både vinter og sommer virker inn på fisk og dens næringsdyr. Brå endringer i vannføring kan føre til stranding. Innen dette feltet er det lite kunnskaper om hvordan overgangene bør være for best mulig å hindre redusert produksjon av fisk og næringsdyr.

4. Habitattiltak. Videreutvikle forsøkene med endringer av substrat ved steinutlegging bør gjennomføres. Det gjelder både hvordan det skal formes og hvor det gir størst effekt. Selve metodikken er også viktig slik at anleggskostnadene blir minst mulig. Forsøk har vist at stein som legges ut lett kan øres ned. Man er bare i startfasen på hvordan dette bør gjøres. De økonomiske sider ved forsøkene bør også klarlegges.

5. Kantvegetasjon. Det gjøres flere inngrep i nærområdene til vassdragene som sterkt kan påvirke selve produksjonsforholdene eks. veibygging, forbygninger etc. De mange undersøkelser om kantvegetasjonens betydning både for den biologiske produksjon og for opplevelsesmessige forhold tilsier at man må skaffe seg bedre kunnskaper om kantvegetasjonens virkninger og hvordan den skal etableres og skjøttes.

6. Tiltak i magasiner. Vekst - og gjødslingsforsøk i andre magasiner enn Meltingen er aktuelt. Særlig bør det satses på praktiske forsøk med såing/gjødsling av strandarealer. Andre tiltak som avstengning av viker og bukter i lavlandsmagasiner bør også forsøkes.

7. Ved alle typer tiltak må det også has for øye at de estetiske og landskapsmessige tilpasninger må ivaretas. I denne sammenheng er det viktig å få klarlagt hvordan brukerne, både fiskere og friluftsinteresserte ellers ser på tiltakene.

8. Informasjon. Det har vært og vil være et viktig mål å popularisere de forskningsresultater man har kommet fram til bl.a. gjennom serien Kraft og Miljø (Mellquist 1985, Hillestad 1989 og Jordhøy 1989). NVE ser det som viktig at resultatene både kommer ut til forvaltningsorganene, men også til frivillige organisasjoner, læresteder og andre brukere.

REFERANSER

Boon, P. J., Calow, P. & Petts, G. E. (eds.). 1992. River Conservation and Management. John Willy & Sons Ltd.

Brittain, J. og Eie J. A. 1992. Biotopjusteringsprogrammet-Status 1992 47 pp. NVE-Publikasjon nr. 22. 1992

Brooks, A. 1988. Channelized Rivers. Perspective for environmental management. John Wiley & Sons. Gore, J. A. & Petts, G. E. 1989. Alternatives in regulated River Management. CRC Press.

Hillestad, K. O. 1989. Landskapsforming. Kraft og Miljø nr. 17. NVE-Natur og landskapsavdelingen. Oslo.

Jordhøy, P. 1989. Lesjaleirene gjennom 130 år. Kraft og Miljø, nr. 16. NVE-Natur og landskapsavdelingen. Oslo.

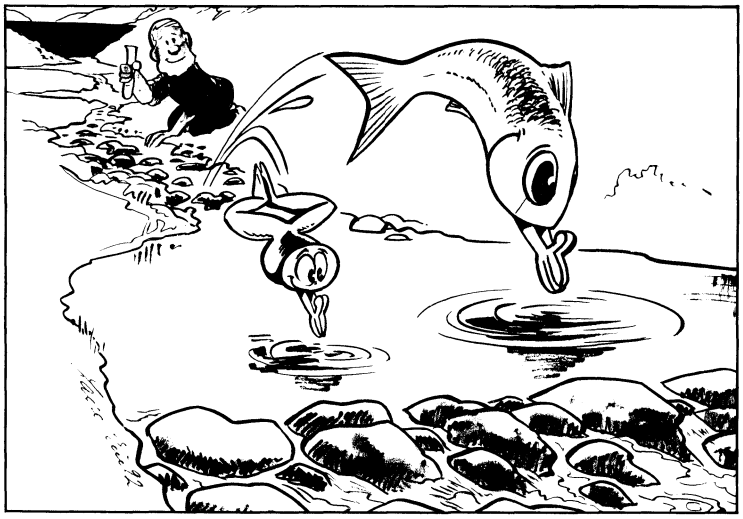
Meeham, W. R. (ed.). 1991. Influences of Forest and Rangeland management on Salmonid Fishes and Their Habitat. American Fisheries Society Special Publication 19.

Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. Kraft og Miljø nr. 10. NVE-Natur og landskapsavdelingen. Oslo.

Tittel: HABITATKRAV HOS LAKSEFISK

Forfatter: JAN HEGGENES

Ansvarlig institusjon: NORGES LANDBRUKS-HØGSKOLE



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

1. INNLEDNING

Våre inngrep i vassdrag resulterer i fysiske forandringer i livsmiljøet til de organismene som lever i vann. Organismene må på en eller annen måte tilpasse seg disse endrede fysiske betingelsene i sine leveområder. Den gren av økologien som har denne type problemstilling som tema, kalles landskapsøkologi. Landskapsøkologien fokuserer på sammenhengen mellom funksjon og strukturer av landskapselementer, dvs. det fysiske miljø som setter rammene for all livsutfoldelse, og funksjon og strukturtilpasning hos organismene (Foreman og Godron 1986 og Ims 1990). Habitatendringer i kvantitative termer er derfor sentralt. Strukturtilpasningen hos organismene på en kortere tidsskala undersøkes gjennom studier av adferdsendringer, og her er 1) habitatpreferanser, 2) arealbruk og -krav (territorier, hjemmeområde) og 3) spredningsøkologi, sentrale elementer (Hansson 1992). Slik økologisk kunnskap er viktig både for å kunne vurdere konsekvensene av ulike inngrep, og for å kunne foreslå tiltak for å avbøte skadevirkninger eller forsterke eksisterende bestander. Modellstudier har vist at habitat eller biotopjusterende tiltak i mange tilfeller vil være de mest effektive for å øke eller holde vedlike bestander av salmonider (Evans og Dempson 1986).

For dyrepopulasjoner som lever under klimatiske forhold som vi har i Norge, blir vinteren sett på som en flaskehals for overlevelse, fordi de fysiske forhold da forandrer seg raskt og generelt er ekstreme. Spesielt i vann medfører lavtemperatur perioder svært raske endringer både i tid og rom pga. is- og sarrdannelse. Vinteren har derfor tradisjonelt blitt oppfattet som en flaskehals for salmonide-populasjoner (Reimers 1963, Hunt 1969 og Erman et al. 1988). Til tross for at vinteren må antas å være en populasjonsøkologisk viktig periode, har vi likevel hatt lite kunnskap om adferd hos ørret og laks om vinteren, antagelig fordi det er en tid på året hvor det er vanskelig å arbeide i felt. Dette er selvfølgelig en spesielt viktig kunnskapsmangel i reguleringssammenheng, fordi vassdragsreguleringer ofte medfører vesentlig endrede vinterforhold både med hensyn til temperatur, vannføring og is- og sarrdannelse.

I denne artikkelen vil vi først kort gå igjennom eksisterende kunnskap med henblikk på adferd og habitatbruk hos salmonider om vinteren. Deretter vil vi presentere resultater fra våre egne undersøkelser som er gjennomført i løpet av de siste årene, og også peke på områder hvor det er behov for videreføring av arbeidet.

2. EKSISTERENDE KUNNSKAP

2.1 Fysiologisk status

Vi har best kunnskaper om fysiologiske endringer og status hos laksefisk, spesielt ørret og laks, gjennom vinteren. Dette fordi innsamling av slike data bare krever innsamling av fisk i felt og deretter analyser i laboratorium. Direkte observasjoner i felt er ikke nødvendige. Generelt går laksefisk med energiunderskudd hele vinteren. Dette er best undersøkt hos ørret (Gardiner og Geddes 1980, Cunjak og Power 1987 og Cunjak 1988a). For ørret inntreffer en periode med betydelig energiunderskudd i forbindelse med begynnelsen av vinteren. Årsaken til dette er sannsynligvis alvorlig fysiologisk stress fordi ørreten må tilpasse seg de svært raske miljøendringene som skjer tidlig på vinteren (Cunjak 1988a). Dette er primært en temperatureffekt, den raskt fallende og deretter varig lave temperaturen påvirker alle fysiologiske prosesser hos fisken. Ørreten forbruker fettreserver og taper energi, og det resulterer i lavere kondisjonsfaktor. Kondisjonsfaktoren forblir lav hele vinteren igjennom (Reimers 1963, Hunt 1969 og Cunjak og Power 1987), noe som selvsagt gjør ørreten mer sårbar for ytre påvirkninger, og antagelig har betydning for vinteroverlevelse. En ny periode med alvorlig energiunderskudd inntreffer på seinvinteren (Cunjak 1988a). Både ørret og laks tar til seg næring gjennom hele vinteren (Reimers 1963, Hunt 1969, Cunjak og Power 1987 og Metcalfe & Thorpe 1992), men ikke nok til å dekke energiunderskuddet.

Næringsopptaket om vinteren synes å være bestemt av den interne energibalansen hos fisken og ikke av det ytre næringstilbudet, og slik at fisken vil forsøke å øke næringsopptaket når energireservene faller under en kritisk grense. Laboratorieundersøkelser på laks (Metcalfe og Thorpe 1992) har vist at fisken frivillig reduserer næringsinntaket når vanntemperaturen faller, selv om næring i overskudd er lett tilgjengelig. Det betyr at fisken går inn i en frivillig sulteperiode om vinteren. Den lar være å ta til seg nok næring, og tærer på fettreservene inntil disse er nesten oppbrukt, for så igjen å forsøke å øke næringsopptaket. Laksen økte næringsopptaket igjen dersom energibalansen falt under et kritisk minimumsnivå (Metcalfe og Thorpe 1992). Vi må derfor anta at under naturlige forhold vil muligheten for å ta til seg næring, dvs. både mengde og tilgjengelighet av næring, og på et gitt tidspunkt når energireservene har blitt små, være av kritisk betydning. Derimot er næringstilgang tidligere på vinteren mindre viktig. En slik kritisk periode vil trolig under normale forhold inntreffe relativt seint på vinteren, men kan komme tidligere når vinterforholdene er ustabile.

2.2 Aktivitetsmønster

Fisk har vanligvis døgnrytmer for ulike parametre, og lys er den viktigste miljøfaktoren som påvirker disse rytme-mønstrene (Thorpe 1978). Både ørret, laks og røye har evne til fleksibel regulering av sitt aktivitetsmønster med hensyn til dag- og nattaktivitet (Eriksson 1978 og Linner et al. 1990). Denne bestemmes i hovedsak av lys, tid på året (eg. tidsrom mellom morgen og kveld) og temperatur. Laboratoriestudier har vist at ørret, laks og røye blir gradvis mer nattaktive med fallende vanntemperatur, selv om det fremdeles er aktivitet over hele døgnet (Eriksson 1978, Rimmer og Paim 1990 og Linnér et al. 1990). Denne evne til fleksibel regulering av døgnaktivitet mente Eriksson (1978) måtte være en økologisk viktig tilpasning til varierende miljøforhold.

2.3 Spredning og vandringsmønstre

Lite er kjent om spredningsøkologiske forhold hos salmonider om vinteren. Laks kan vandre betydelig om vinteren (Heggenes og Borgstrøm 1991), men dette er lite undersøkt i detalj. Telemetriundersøkelser på bekkerøye viste betydelig vandringsaktivitet (0-342 m; gjennomsnittlig vandringsavstander 86 m for 5 individer og 163 m for 6 individer i 2 forskjellige vintre), hovedsakelig vandringer fra en kulp til en annen (Chisholm et al. 1987). Laboratoriestudier og indirekte data indikerer at territoriell adferd reduseres eller forsvinner, og at aggresjonsnivået blir mye lavere ved lave vanntemperaturer både hos ørret og laks (Hartman 1965, Elliott 1986, 1990 og Langeland et al. 1991).

2.4 Arealbruk og hjemmeområder

Praktisk talt ingenting er kjent om hjemmeområder og eventuell territoriell adferd hos ørret og laks om vinteren. Undersøkelsene på bekkerøye (Chisholm et al. 1987) indikerte betydelig individuell variasjon med hensyn til arealbruk; et par individer var svært stasjonære over vinteren, mens det ikke var nok data til eventuelt å finne noe systematisk mønster i arealbruk hos de øvrige individer.

2.5 Habitatpreferanser

Det er et generelt fenomen hos elvelevende salmonider at de søker til habitater med lavere vannhastigheter og mer skjul når vanntemperaturen faller om høsten (Hartman 1963, Bustard og Narver 1975a,b, Gibson 1978, Tschaplinski og Hartman 1983, Cunjak og Power 1986 og Taylor 1988). Ørreten har således sterkere preferanser for skjul ved lave høsttemperaturer og om vinteren (Hartman 1963, Gardiner 1984 og Heggenes og Saltveit 1990). Både ørret og laks har en markert endring i mikro-

habitatvalg når temperaturen faller under 7-8°C (varierende; ± ca. 2°C); de forflytter seg fra eksponerte posisjoner på eller over bunn, til godt skjulte posisjoner i substratet (Rimmer et al. 1983, 1984, Cunjak og Power 1986, Cunjak 1988b og Heggenes og Saltveit 1990). Dette har trolig sammenheng med flere faktorer, hvorav de viktigste er fysiologisk stress (Cunjak 1998a), frivillig redusert fødeopptak (Metcalfe og Thorpe 1992) og redusert svømmekapasitet (Webb 1975, 1978, Rimmer et al. 1985 og Rimmer og Paim 1990) som medfører større fare for predasjon og direkte utspyling (Heggenes og Traaen 1988). Ellers viser noen undersøkelser at ørret og laks oppholder seg i de samme generelle typer habitat om vinteren som om sommeren (Rimmer et al. 1983, Cunjak og Power 1986 og Heggenes 1991) forutsatt at substratet er tilstrekkelig grovt til å skape hulrom som fisken kan skjule seg i, og at det ikke er for grunt (<20 cm) slik at habitatet er utsatt for frysing og tørke (Rimmer et al. 1984).

3. ADFERD OG HABITATKRAV HOS ØRRET OG LAKS

Med denne kunnskapsbakgrunn har vi gjort flere undersøkelser omkring adferd og habitatbruk spesielt hos ørret (Heggenes et al. 1993). Det var tidligere bare gjort få og svært mangelfulle studier av ørretens adferd og habitatbruk om vinteren ved direkte observasjon; kunnskapene stammet i hovedsak fra laboratoriearbeid og indirekte antagelser. Denne kunnskapen viste et paradoks; fisken sto skjult i substratet hele vinteren, men likevel tok den tilsynelatende til seg næring. En slik skjul-strategi syntes også svært risikabel pga. den sterke og varierende dynamikken i isdannelse og lave vannføringer. Vi forventet en annen strategi; at fisken måtte være mobil for å unngå innfrysing og fleksibel med henblikk på habitatbruk for å tilpasse seg de raske endringene i fysiske forhold.

3.1 Materiale og metoder

Vi gjennomførte direkte observasjon av ørret ved fridykking i elvene Hunnselva, Raufoss (1989-91) og Hakadalselva, Harestua (1990-91). I begge elvene valgte vi ut elvestrekninger som representerte vidt forskjellige habitattyper. I Hunnselva dykket vi i sesongen 1989-90 (november-mai) på dagtid mellom kl. 1000 og 1500 hver 3. uke på 6 forskjellige studiestrekninger. Adferd og habitatvalg til hver enkelt fisk ble beskrevet og målt. I sesongen 1990-91 dykket vi månedlig både om dagen og om natta i begge elver. I Hunnselva valgte vi ut 2 strekninger og dykket på disse 5 ganger pr. døgn: midt på dagen (kl. 1200-1500), etter at mørket falt på, midt på natta (fra kl. 2400), før det ble lyst om morgenen, og midt på dagen påfølgende dag. I Hakadalselva dykket vi midt på dagen, om kvelden etter at det var blitt mørkt og midt på påfølgende dag. Ved elektrofiske i Hunnselva fanget vi på hver under-

søkelsestur 20 ørret til mageprøver. Tilbudet av driv ble undersøkt ved systematisk sampling med 18 drivhåver utsatt på 6 forskjellige steder. Om natten brukte vi en vanlig dykkerlykt for å observere fisk. For en mer detaljert område- og metodebeskrivelse henvises til Heggenes et al. 1993.

3.2 Adferd

Dagadferd

Ved dagundersøkelsene i Hakadalselva 1989-90 observerte vi ialt 473 ørret. Av disse fant vi all fisk mindre enn 25 cm (n=394) skjult enten i substratet (70,5%) eller i makrofyttvegetasjon (29,5%) (fig. 1.).

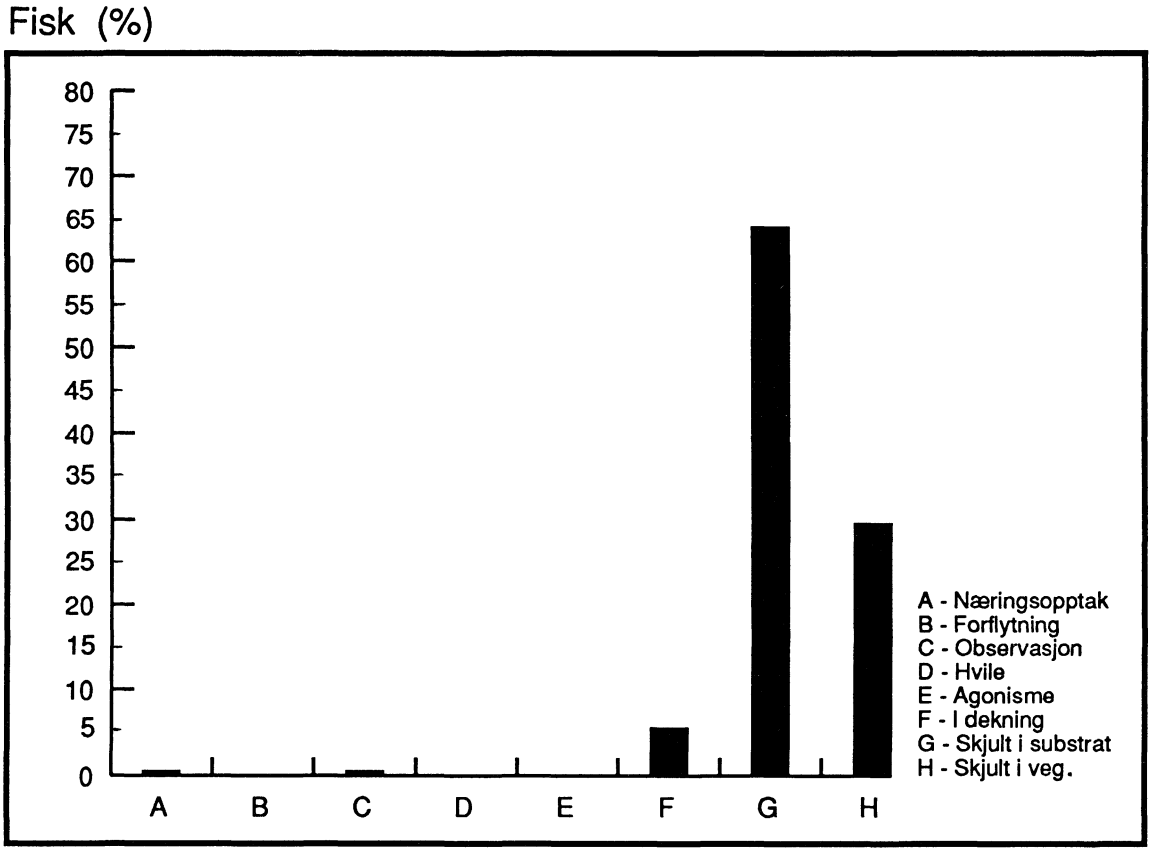


Fig. 1. Aktiviteter hos ørret om dagen i Hunnselva 1990-91.

Denne adferden var den samme gjennom hele vinteren til vanntemperaturen begynte å gå opp på våren (fig. 2.).

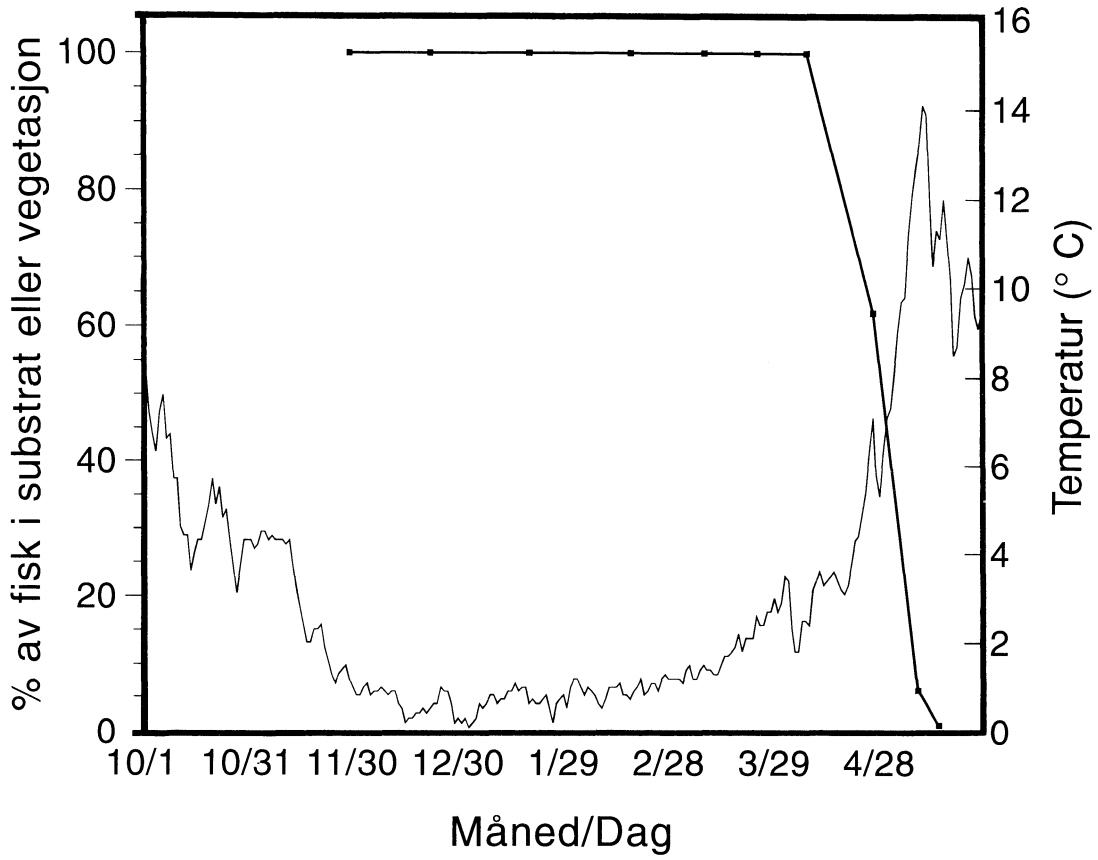


Fig. 2. Ørret i skjul om dagen sammenlignet med vanntemperatur i Hunnselva 1990-91.

Vi fant bare 10 ørret større enn 25 cm i skjul på denne måten. Fisken var svært treg, omtrent som om den sov, og var derfor relativt lett å grave fram. Dykkeren kunne ofte ta denne fisken med hendene. Større ørret (> 25 cm) som vi observerte hadde en helt annen adferd. De var aktive på eller over substratet. Bare 5 ørret ble observert alene; de øvrige (n=64) ble observert i 5 forskjellige større stimer (4-25 individer i hver), og da i de dypeste kulp-partiene.

Dagobservasjoner i Hakadalselva 1990-91 ga samme resultat. Bare 1 ørret (20 cm) ble observert i aktivitet over substratet i løpet av hele vinteren. Vi har forøvrig aldri funnet fisk over 25 cm på vår undersøkelsesstrekning i denne elva.

Vi konkluderer derfor med at ørreten har to typer dagadferd om vinteren: mindre fisk (< 25 cm) skjuler seg passivt i substrat eller vegetasjon, mens større fisk (> 25 cm) kan være aktive i stimer i de dype kulp-partiene.

Nattadferd

Det mest interessante resultat fra dette prosjektet, er kanskje at ørreten viste seg å være nattaktive gjennom hele vinteren, både i Hunnselva og Hakadalselva. I Hunnselva (1990-91) observerte vi ialt 753 ørret (7 undersøkelsesrunder) som var aktive på eller over substratet på de 2 stasjonene som ble systematisk undersøkt. Dette tilsvarer en tetthet på 6.3 ±SD 3.7 ørret per 100 m². Tilsvarende fant vi på dagtid bare en tetthet av ørret på 0.04 ±SD 0.07 per 100 m² (5 ørret observert i alt) i samme undersøkelsesperiode. I Hakadalselva fant vi ialt 147 ørret aktive om natta, tilsvarende en tetthet på 4.5 ±SD 1.3 per 100 m². På dagtid fant vi bare 1 ørret på eller over substratet. Det er vanskelig å danne seg noe bilde av hvilken type aktivitet ørreten hadde om natta, fordi fisken i en viss grad ble påvirket av lyset (fig. 3.).

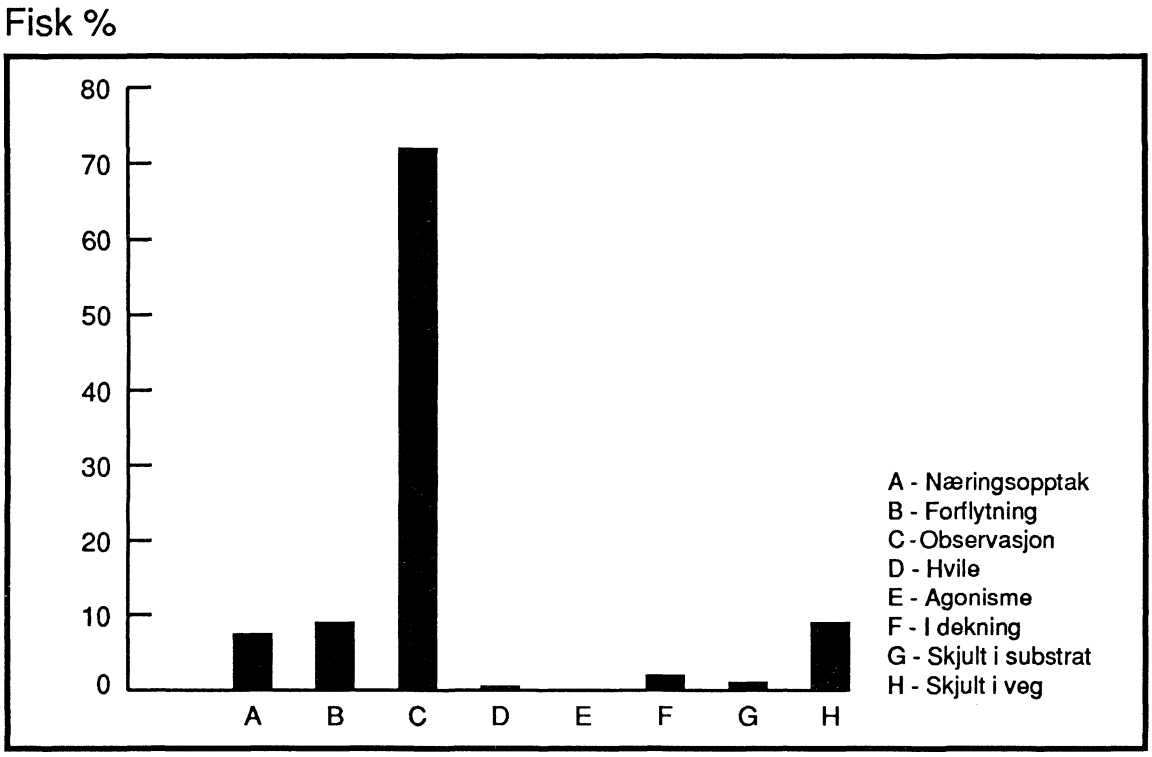


Fig. 3. Aktiviteter hos ørret om natta i Hunnselva 1990-91.

Fisken ble sjelden skremt (bare 10.1% av fisken ble observert å forflytte seg), men lot seg rolig synke ned mot bunn eller ble liggende rolig på bunn og "observere" dykkerlykta så fort lyset fanget inn fisken (jf. 71.0% av fiskenes aktivitet var "observasjon"). En del fisk ble imidlertid først observert helt i utkanten av lyskretsen, og disse tok for en stor del føde til seg (7.6% fødeopptak; fig. 3.). Det er sannsynlig at

dette var en viktig aktivitet for den nattaktive ørreten (jf. nedenfor om ernæring).

Ørreten var i aktivitet hele natta. Vi fant ingen forskjeller i antall fisk observert kveld, midnatt og morgen (F-test, P=0.61). Fisken kom opp av substratet så fort det ble mørkt om kvelden, og forsvant igjen så fort det ble lyst om morgenen. Vi fant derimot en viss variasjon i antall nattaktive fisk over sesongen (fig. 4.). Et betydelig antall nattaktiv ørret ble observert også midtvinters under de mest ekstreme vinterforhold (÷31°C i lufta og ~ 0.5°C i vannet), men vi fant likevel et noe lavere antall fisk midtvinters sammenlignet med for- og ettervinteren (fig. 4.).

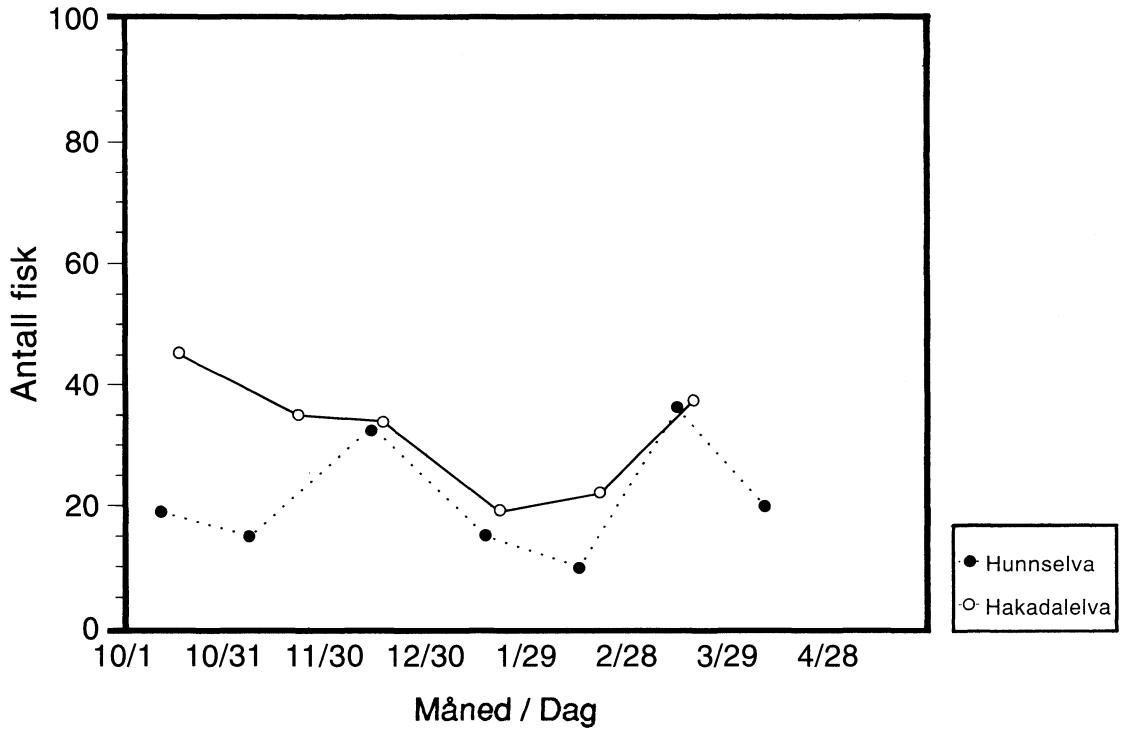


Fig. 4. Antall observert nattaktiv ørret over vinteren i Hunnselva og Hakadalselva 1990-91.

Det er imidlertid vanskelig å si om dette skyldes at større vannarealer var isdekket og derfor vanskeligere å observere på midtvinters, eller om det var en reell sesongvariasjon i antall nattaktive fisk. Vi tror likevel at dette i hovedsak skyldes noe varierende isdekke. Forøvrig syntes ikke overflateis å påvirke ørretens adferd.

Vi konkluderer med at ørreten er nattaktiv gjennom hele vinteren, og oppholder seg på eller over substratet om natta. Foreløpige studier av laks (Heggenes, upubl.) viser at denne arten har de samme vinteradferdsstrategier om dagen og om natta som ørret.

3.3 Habitatkrav

De to forskjellige adferdsstrategiene om dagen og om natta innebærer også at ørreten har en døgnvariasjon i habitatvalg om vinteren. Om natta valgte ørreten alltid habitater med signifikant lavere vannhastigheter enn om dagen (fig. 5.; natt gjennomsnittlig 21 cms^{-1} mot dag 33 cms^{-1}, Kolmogorov-Smirnov test, $P < 0.001$).

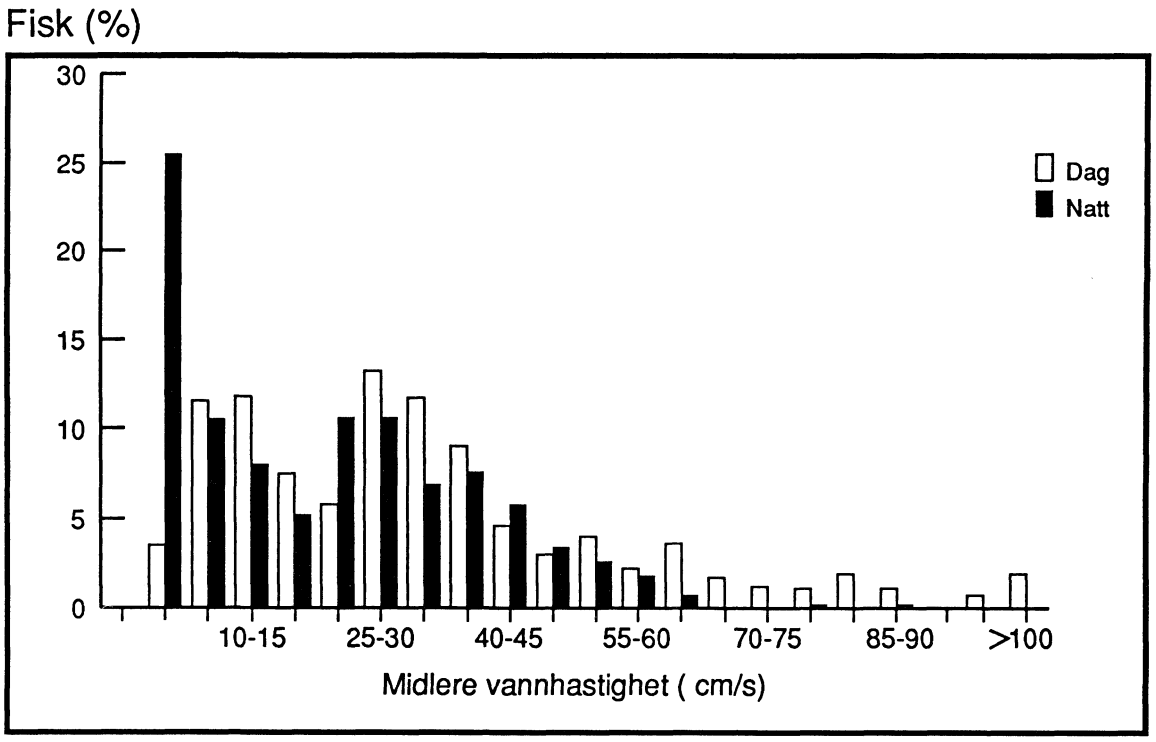


Fig. 5. Ørretens valg av vannhastigheter om dagen og om natta.

Imidlertid hadde snutespisshastighetene et motsatt mønster. De var naturlig nok lavere om dagen når ørreten sto gjemt i substratet, enn om natta når den var aktiv over substratet (fig. 6.).

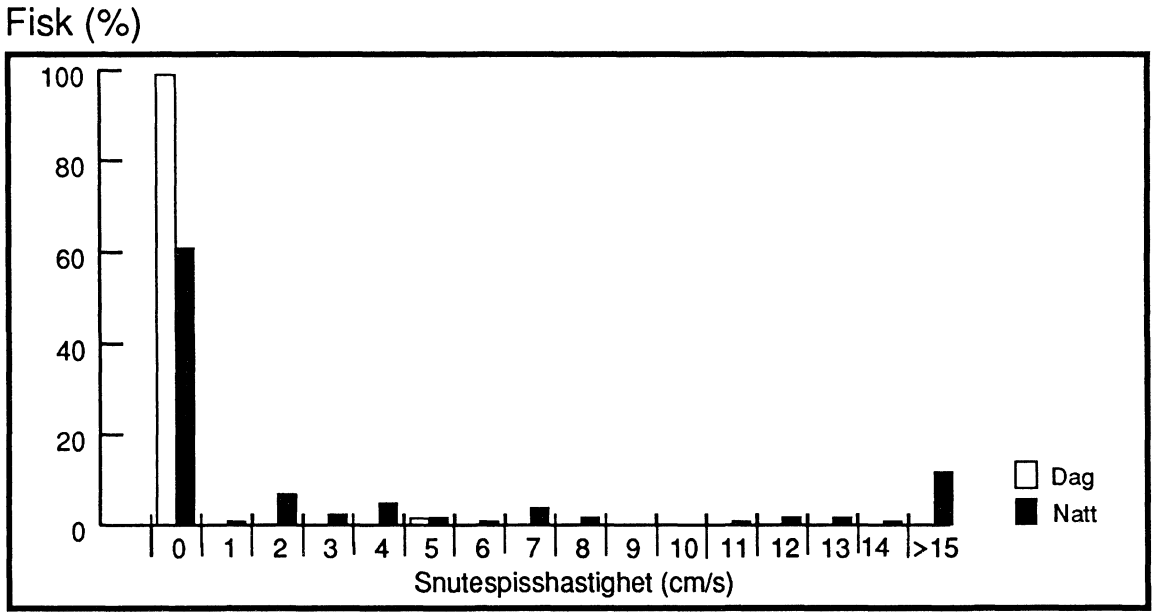


Fig. 6. Ørretens valg av snutespisshastigheter om dagen og om natta.

Likevel var snutespisshastighetene alltid svært lave også om natta, fordi ørreten viste sterk preferanse for de mest sakte-flytende elvehabitatene, slik som kulper, stille vann, bakevjer og stryk- og elvekanter (fig. 7.).

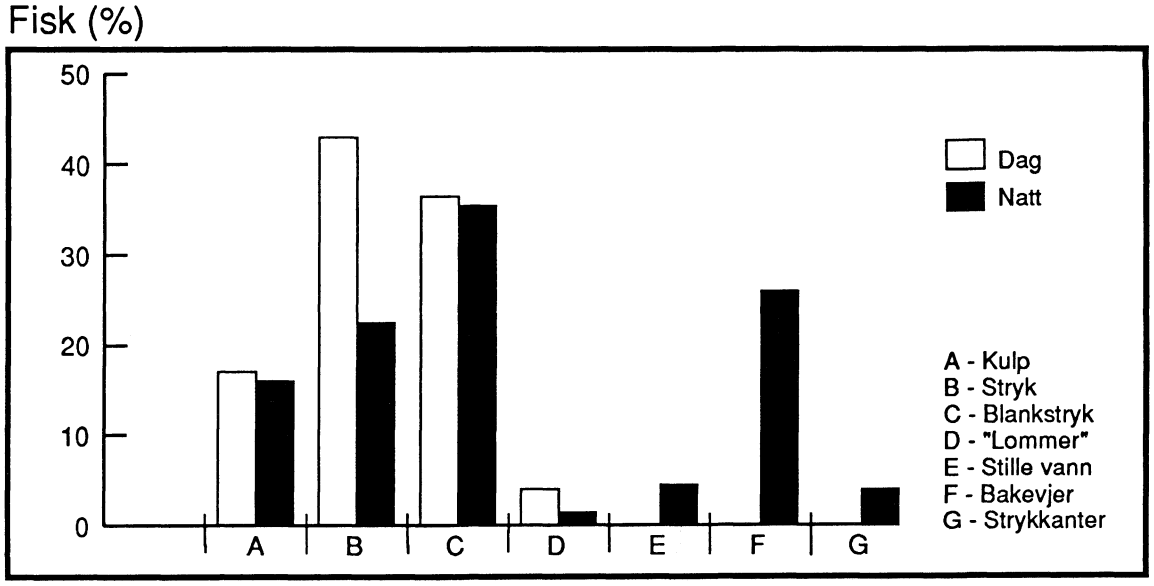


Fig. 7. Ørretens bruk av habitattyper om dagen og om natta i Hunnselva 1990-91.

Av samme grunn valgte ørreten som regel posisjoner svært nær bunn (fig. 8.).

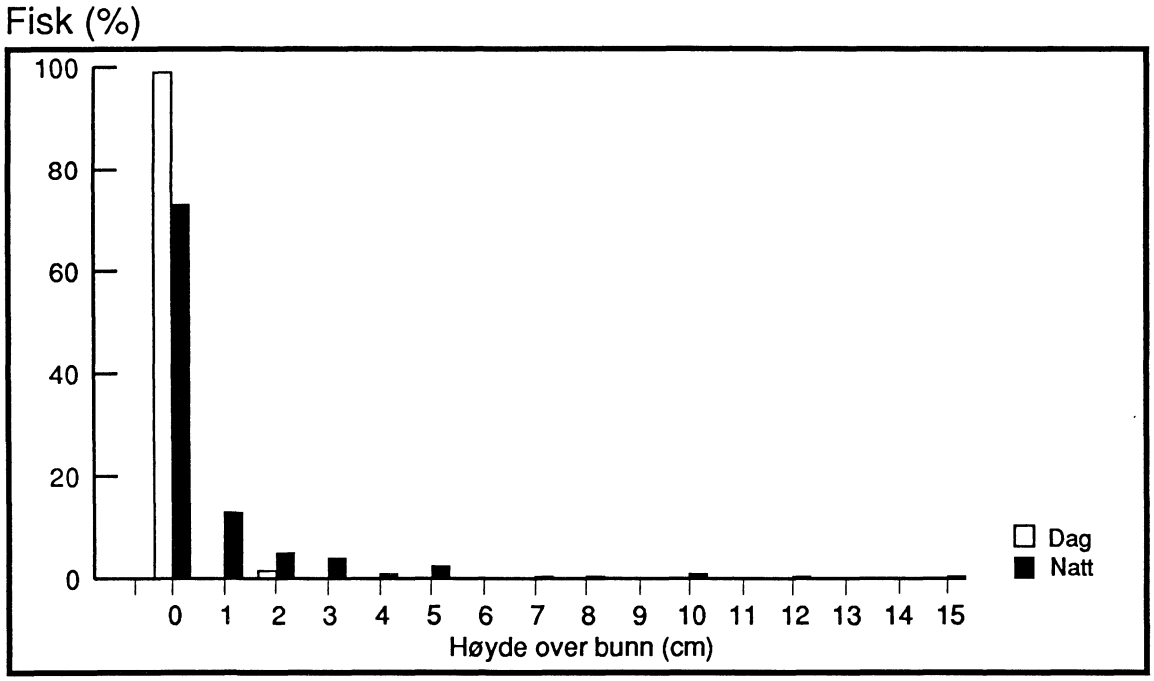


Fig. 8. Ørretens valg av høyde over bunn om dagen og om natta i Hunnselva og Hakadalselva 1990-91.

Preferansene for substrat partikkelstørrelse hang også nøye sammen med de to forskjellige adferdsstrategiene om natta og om dagen (fig. 9.).

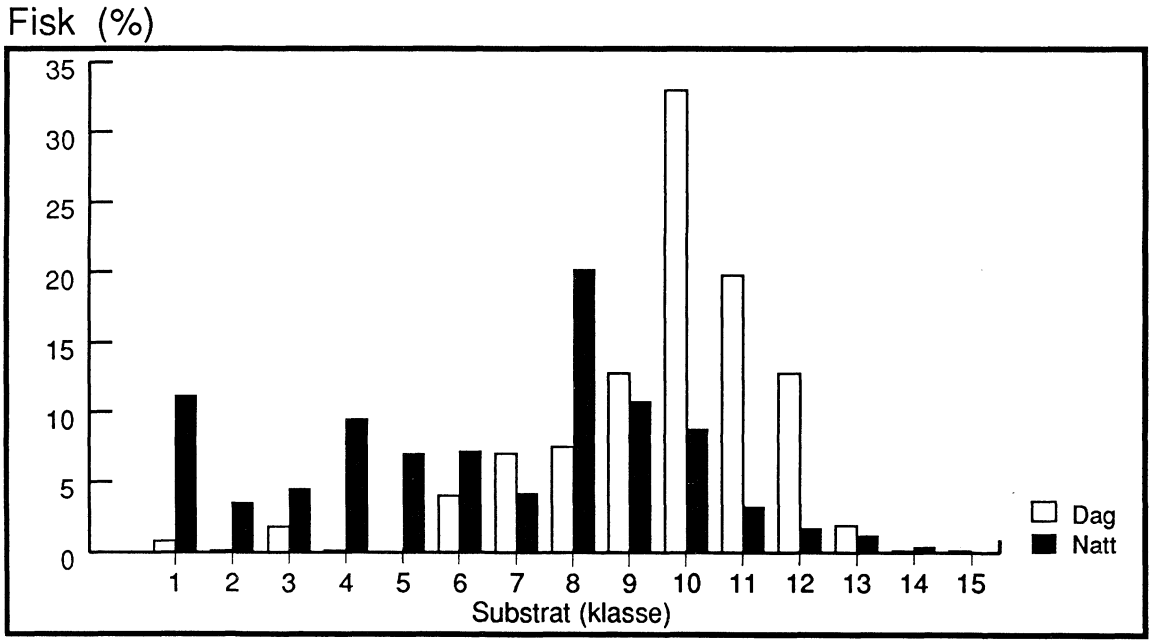


Fig. 9. Ørretens valg av substrat om dagen og om natta i Hunnselva 1990-91.

Om dagen når ørreten skjulte seg i substratet (eller vegetasjon), viste den sterke preferanser for de grovere partikkelstørrelsene (77.5% av fisken i grus og stein med diameter 6.4-51.2 cm, dvs. klassene 9, 10, 11 og 12). Om natta når ørreten var aktiv i de mest stilleflytende elvepartiene, valgte den naturlig nok finere substrattyper (mudder, sand, grus og småstein opp til 12.8 cm, dvs. klassene 1-9). Dette viser at ørreten bytter (mikro) habitat over døgnet om vinteren. Den bruker energi på å forflytte seg fra sakteflytende natthabitater til rasktflytende og mer grovsteina daghabitater som gir skjul i substratet.

Ørreten hadde ikke preferanser for dyp per se. Det viste seg at vannhastigheter og substrat var bestemmende for habitatvalg, og den var ren opportunist med hensyn til valg av dyp. Dersom de sakteflytende elvehabitatene var grunne arealer langs land, ble disse brukt selv om de var grunne. Dersom de sakteflytende partiene var dypere kulper og bakevjer, ble disse brukt. Skjul utover substrat og/eller vegetasjon syntes heller ikke å være viktig i seg selv. Overflateis så ikke ut til å påvirke ørretens habitatvalg. Vi fant at ørreten valgte habitater med noe mer skjul om dagen, men dette skyldes at det naturlig nok var mer overflateturbulens i de mer rasktflytende daghabitatene. Foreløpige resultater viser at laks har en lignende døgnvariasjon i habitatvalg som ørret, men forskjellen er ikke så utpreget (Heggenes upubl.).

3.4 Ernæring

Mageanalysene viste at ørreten tok til seg næring om natta gjennom hele vinteren. De var opportunister i næringsvalg, og totalt tilbud av næring synes å påvirke opptak til en viss grad. Individer som ble fanget i nærheten av utslipp fra et settefiskeanlegg hadde i gjennomsnitt ca 10% høyere magefyllingsgrad enn fisk ellers i elva (41% mot 31% magefylling). Tilgangen på driv hadde liten eller ingen betydning for ørretens aktivitetsmønster. Selv om det midtvinters var like mye driv døgnet rundt, var ørreten bare aktiv om natta. Tidlig og seint på vinteren var det noe mer driv om natta enn om dagen.

3.5 Konklusjoner

Ørretens vinteradferd med nattaktivitet og passivt skjul om dagen, er trolig en tilpasning til vanskelige miljøforhold om vinteren. Det er flere gode grunner for at en slik adferd vil gi gevinst. Isdynamikken ved lave temperaturer endrer de fysiske habitatforholdene fra døgn til døgn og gjennom døgnet. Innefrysing og utestenging av fisk kan forekomme, og de hydrauliske forhold forandrer seg raskt. De raskeste endringene skjer om natta pga. strålingsbalansen (Ashton 1986). Nattaktivitet vil derfor gi bedre overlevelse. En strategi med

vedvarende passivt skjul slik man tidligere trodde, (e.g. Rimmer et al. 1983, 1984), ville vært en svært risikabel strategi i et slikt miljø. Ørretens svømmeevne reduseres betydelig ved lavere temperaturer. Dette gir større fare for direkte utspyling. Viktigere i denne sammenheng er imidlertid predasjonsfaren. Mange predatorer på ørret, f.eks. mink (Heggenes & Borgstrøm 1988) og fiskeender (Wood 1987), er varmblodige og kan følgelig være like aktive selv ved lave temperaturer. De jakter dessuten primært ved hjelp av syn. Derfor vil et nattlig aktivitetsmønster redusere predasjonsfaren betydelig. Om vinteren går laks og sannsynligvis også ørreten inn i en sulteperiode med redusert aktivt næringsopptak (Metcalfe og Thorpe 1992). Dessuten reduseres næringsomsetningsraten i tarmsystemet betydelig (Higgins og Talbot 1985). Gjennom å være nattaktiv kan trolig ørreten ta til seg tilstrekkelig næring uten stor predasjonsrisiko og samtidig redusere risikoen for stress eller mortalitet pga. raske habitatendringer. Passivt skjul om dagen reduserer energitapet i en periode da fisken har underskudd på energi (Cunjak 1988a). Den større ørreten (> 25 cm) var, iallfall for et betydelig antall individer, aktiv også om dagen og da hovedsakelig i stimer i større kulper dvs. stilleflytende partier med dyp og rom nok for stimdannelse. Denne typen habitat er også den som regel er mest stabil over vinteren (Ashton 1986). Større fisk har større fettreserver og kan derfor være mer aktiv over vinteren. Det er ellers uklart hva slags adferd større fisk har om vinteren.

Resultatene våre med henyn til ørret og laks sine adferdsstrategier om vinteren har direkte relevans med henblikk på forvaltning av regulerte vassdrag. Når det gjelder manøvrering av vannføring, tilsier eksisterende kunnskap at reduksjoner i vannføring om vinteren vil medføre økt dødelighet hos ørret og laks, og de bør derfor unngås. En stabil og eventuelt relativt høy vintervannføring vil trolig øke vinteroverlevelse, forutsatt at det er tilstrekkelige habitatarealer med sakteflytende og dypere partier. Dersom manøvrering av vannføring må foretas om vinteren, spesielt reduksjoner i vannføring, må dette gjøres om natta. Da er iallfall en betydelig del av fiskepopulasjonen i aktivitet på eller over substratet og kan derfor aktivt tilpasse seg endrede vannføringsforhold. Eventuelt nødvendige reduksjoner i vannføringer om høsten bør gjøres om natta, og fortrinnsvis være avsluttet på relativt høye temperaturer (> 5-6°C), dvs. før all fisk har gått over til sin skjul-i-substratet vinteradferd om dagen.

Resultatene våre med hensyn til ørretens habitatvalg om vinteren er viktige med henblikk på eventuelle biotopforbedrende tiltak for vinteroverlevelse. Det er viktig å ha tilstrekkelig med stilleflytende nattaktivitetsområder (kulper, bakevjer, stille kanter o.l.). I nær tilknytning til slike nattaktivitetsområder må der være habitater med grovt substrat som gir nok hulrom for fisken til å skjule seg i. Det er også viktig å ta vare på undervannsvegetasjon (større makrofytter) fordi dette

også gir godt dagskjul for fisken. For større ørret er tilgangen på dypområder med større volumer viktig.

4. VANDRINGSMØNSTER HOS STØRRE ØRRET

Vi vet lite om ørretens vandringsmønster om vinteren. Dette er viktig for å vite på hvilken skala ørret bruker habitatområder, og hvilken respons ulike inngrep og tiltak derfor kan gi. Basert på sommerstudier blir elvelevende salmonider generelt ansett for å være stasjonære (Heggenes 1988). Dette synes å være en mindre god strategi om vinteren pga. de dynamiske isforholdene. Våre observasjoner av større ørret i Hunnselva indikerte også en betydelig aktivitet om vinteren. På denne bakgrunn er vi igang med en undersøkelse av ørretens vandringsmønster, og vil her gi noen foreløpige resultater.

4.1 Materiale og metoder

Vandringsmønsteret til større ørret (> 28cm) blir undersøkt i Hunnselva gjennom telemetristudier. I sesongen 1991-92 ble 10 ørret merket med radiosendere i mars. Åtte fisk ble peilet i opptil 2 mnd, mens 2 sendere raskt falt ut. Vandringsmønster og habitatvalg til hver enkelt fisk blir undersøkt med minimum 2 peilinger pr uke. I utvalgte perioder blir individene peilet intensivt over døgnet. I sesongen 1992-93 har vi til nå merket og fulgt 8 individer (november-januar) og vil merke 15 nye individer i februar. Data for vandringer vinteren 1991-92 er delvis bearbeidet og blir presentert her.

4.2 Vandringsmønster

Ørreten vandrer forholdsvis mye om vinteren, og betydelig mer enn forventet ut fra kunnskap basert på sommerstudier (Mense 1975, Bachmann 1984 og Heggenes 1988). Fisken er lite stasjonær (fig. 10.), og de fleste har vandret 20-50 m mellom hver peiling.

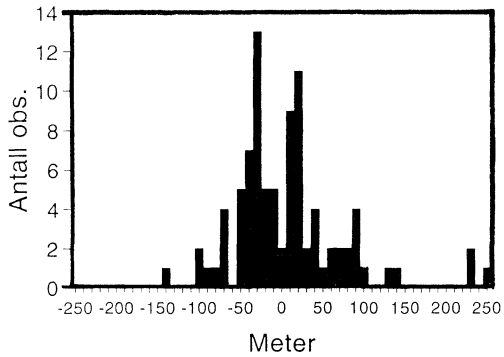


Fig. 10. Vandringsavstander for ørret i Hunnselva vinteren 1991-92.

Disse vandringene er imidlertid i hovedsak oppstrøms og nedstrøms innenfor en gitt elvestrekning (fig. 11), og ingen individer har hatt en retningsbestemt vandring over lengre tid. Dette indikerer at individene furasjerer innenfor et hjemmeområde, men det er ellers vanskelig å finne noe klart mønster med hensyn til ulike hjemmeområder ut fra det materialet vi har bearbeidet til nå. Det eneste vi tydelig kan se er at alle individene blir stresset av merkingen og reagerer med å vandre oppstrøms (fig. 11.).

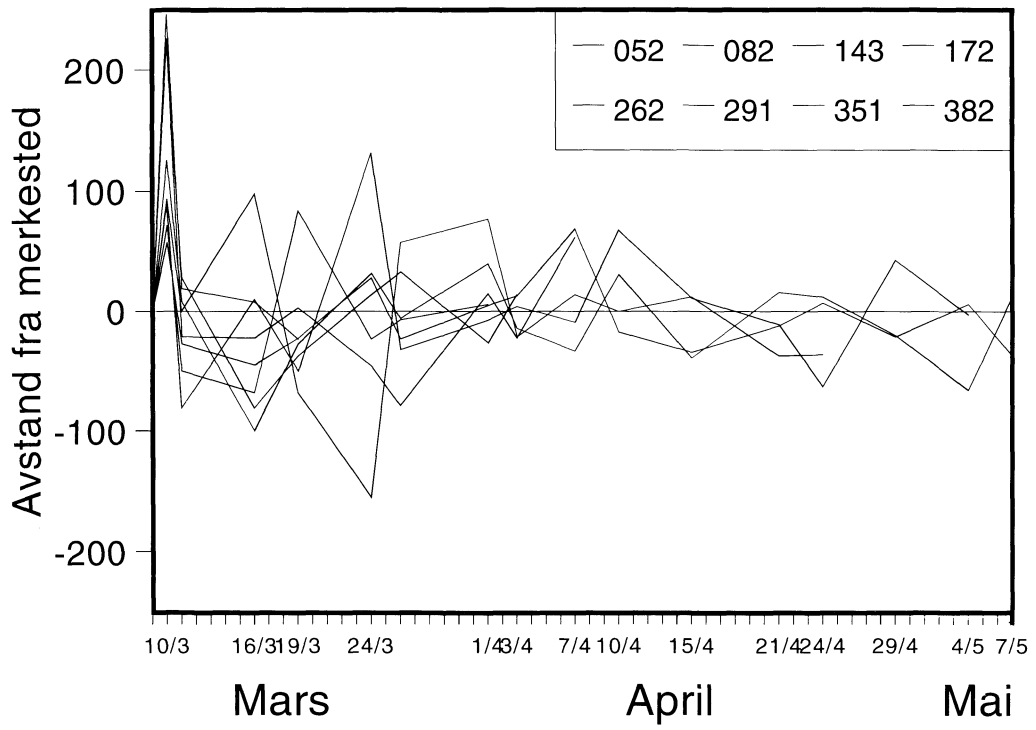


Fig. 11. Stedbundethet hos ørret i Hunnselva vinteren 1991-92.

Et større datamateriale vil etterhvert gi muligheter for å finne eventuelle mønstre i vandringen. Det er iallfall slik at det er store overlappinger i de forskjellige individenes hjemmeområder, og hjemmeområdene er mye større enn det som tidligere er beskrevet om sommeren for stasjonær ørret (Bachmann 1984). Det er store forskjeller i vandringsmønster og spesielt totalt vandrede avstander mellom individer (fig. 12.).

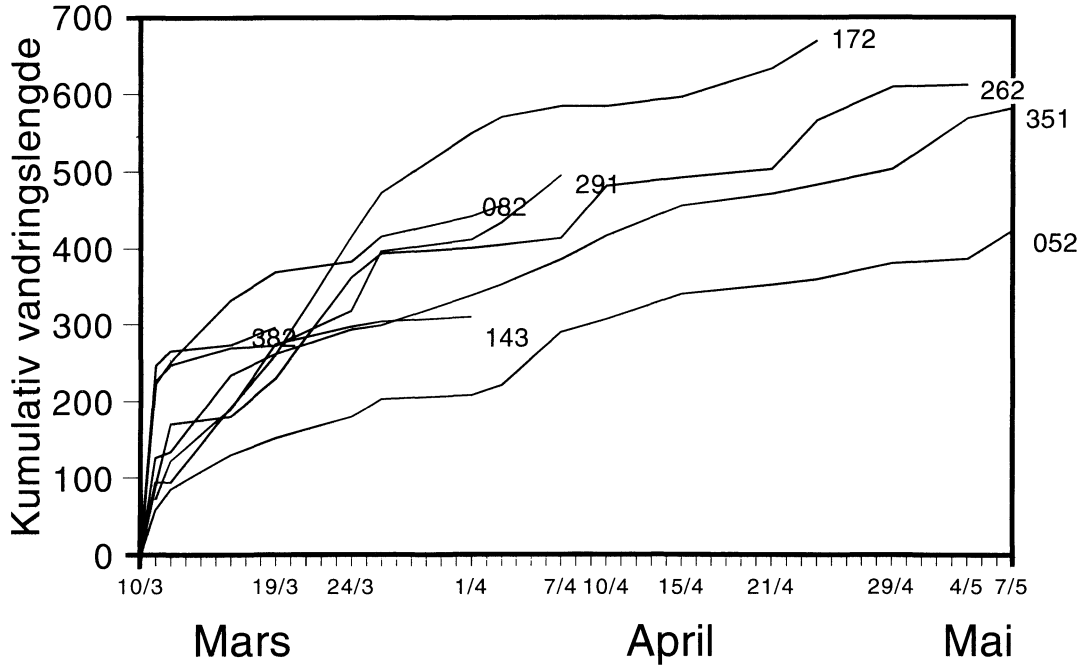


Fig. 12. Totale vandringslengder for ørretindivider i Hunnselva vinteren 1991-92.

Foreløpig kan det se ut som at enkelte individer jevnt over vandrer mer enn andre. Undersøkelsen over døgnet viser foreløpig at det ikke er et kontinuerlig vandringsmønster i tid. Individene gjør relativt få lengre vandringer med betydelig tidsrom (flere dager) mellom hver forflytning. På døgnbasis er de fleste individene relativt stasjonære. Tidsoppløsningen betyr da selvfølgelig mye for hvordan data for vandringsmønster kontra stasjonæritet vil se ut og må tolkes.

4.3 Foreløpige konklusjoner

Som en svært foreløpig konklusjon basert på de data som er bearbeidet til nå, kan vi si at større ørret i Hunnselva vandrer overraskende mye om vinteren. Dette er trolig dels bestemt av habitatforholdene. Det er en strategi som gir stor fleksibilitet med hensyn til økologisk respons på endrede habitatforhold (is) og eventuelle inngrep. Vandringsmønsteret viser også at eventuelle biotopforbedrende tiltak vil kunne ha betydning for større ørret innen en elvelengde på flere hundre meter.

5. MANGLENDE KUNNSKAPER

Denne korte oversikten viser at mye er ugjort med henblikk på vinterøkologi hos laksefisk på elv, men de senere års undersøkelser, bl.a. gjennom Biotopjusteringsprogrammet, har også gitt betydelige kunnskapsbidrag og vært fruktbare i en forskningssammenheng. Med tanke på forvaltningsaspektet, og spesielt inngrep og tiltak i vassdrag, er det særlig tre tema som peker seg ut hvor det er behov for mer kunnskap og forskningsinnsats. For det første er det viktig å få klarlagt spredning og vandringsmønster hos mindre ørret (< 25 cm) som har en nattaktiv-passivt dagskjul adferd. Dette vet vi ingenting om. Det er sannsynlig at dette har nøye sammenheng med habitatforholdene. For det andre er det nødvendig å få mer kunnskap om adferd og habitatpreferanser hos par av laks på elv om vinteren. Dette er et arbeid som delvis er igang. For det tredje er det viktig å få mer kunnskaper om arealkrav for både ørret og laks om vinteren. Dette kan delvis klarlegges gjennom å se på vandringsmønster og kartlegging av hjemmeområder. Men det har også nøye sammenheng med sosiale interaksjoner mellom individer, noe som krever adferdsstudier på individuell basis.

REFERANSER

Ashton, G. D. 1986. River and Lake Ice Engineering. Water Resources Publications, Littletown, Colorado.

Bustard, D. R. & Narver, D. W. 1975a. Aspects of the winter ecology of juvenile coho salmon (Oncorhyhchus kisutch) and steelhead trout (Salmo gairdneri). Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32, 667-680.

Bustard, D. R. & Narver, D. W. 1975b. Preferences of juvenile coho salmon (Oncorhynchus kisutch) and cutthroat trout (Salmo clarki) relative to simulated alteration of winter habitat. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 32, 681-687.

Chisholm, I. M., Hubert, W. A. & Wesche, T. A. 1987. Winter stream conditions and use of habitat by brook trout in high-elevation Wyoming streams. Transactions of the American Fisheries Society, 116, 176-184.

Cunjak, R. A. 1988a. Physiological consequenses of overwintering in streams. The cost of acclimitization? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45, 443-452.

Cunjak, R. A. 1988b. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (Salmo salar) during winter. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45, 2156-2160.

Cunjak, R. A. & Power, G. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta). Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences, 43, 1970-1981.

Cunjak, R. A. & Power, G. 1987. The feeding and energetics of stream-resident trout in winter. Journal of Fish Biology, 31, 493-511.

Elliott, J. M. 1986. Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout, Salmo trutta, in a Lake District stream. Journal of Animal Ecology, 55, 907-922.

Elliott, J. M. 1990. Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, Salmo trutta. III. The role of territorial behaviour. Journal of Animal Ecology, 59, 803-818.

Eriksson, L.-O. 1978. Nocturnalism versus diurnalism: dualism within fish individuals. Rhythmic Acitivity in Fishes (ed. J. E. Thorpe), pp. 69-89. Academic Press, London.

Erman, D. C., Andrews, E. D. & Yoder-Williams, M. 1988. Effects of winter floods on fishes in the Sierra Nevada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45, 2195-2200.

Evans, G. T. og Dempson, B. 1986. Calculating the sensivity of a salmonid population model. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 43, 1163-1172.

Forman, R. T. T og Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.

Gardiner, W. R. og Geddes, P. 1980. The influence of body composition on the survival of juvenile salmon. Journal of Fish Biology, 24, 67-72.

Gibson, R. J. 1978. The behaviour of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar, and brook trout, Salvelinus fontinalis, with regard to temperature and to water velocity. Transactions of the American Fisheries Society, 107, 703-712.

Hansson, L. 1992. Ecological principles of nature conservation. Elsevier. London.

Hartman, G. F. 1963. Observations on behavior of juvenile brown trout in a stream aquarium during winter and spring. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 20, 769-787.

Hartman, G. F. 1965. The role of behaviour in the ecology and interaction of underyearling coho salmon (Oncorhynchus kisutch) and steelhead trout (Salmo gairdneri). Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 22, 1035-1081.

Heggenes, J. 1988. Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (Salmo trutta) movement and stream habitat choice. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45, 1163-1172.

Heggenes, J. 1991. Comparisons of habitat availability and habitat use by an allopatric cohort of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar, under conditions of low competition in a Norwegian stream. Holarctic Ecology 14, 51-62.

Heggenes, J. & Borgstrøm, R. 1988. Effect of mink, Mustela vison Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, Salmo salar L., and brown trout, S. trutta L., in three small streams. Journal of Fish Biology, 33, 885-994.

Heggenes, J. & Borgstrøm, R. 1991. Effect of habitat types on distribution and production of an allopatric cohort of Atlantic salmon, Salmo salar L., under conditions of low competition. Journal of Fish Biology, 38, 267-280.

Heggenes, J. & Saltveit, S. J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat and segregation in young Atlantic salmon, Salar salar L., and brown trout, Salmo trutta L., in a Norwegian river. Journal of Fish Biology, 36, 707-720.

Heggenes, J. og Traaen, T. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. Journal of Fish Biology, 32, 717-727.

Heggenes, J., Krog, O. M. W., Lindås, O. R., Dokk, J. G. og Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (Salmo trutta) become nocturnal during winter. Journal of Animal Ecology, 62, (In print).

Higgins, P. J. & Talbot, C. 1985. Growth and feeding in juvenile Atlantic salmon (Salmo salar L.). Nutrition and feeding in fish (ed. by C. B. Cowey, A. M. Mackie & J. G. Bell), pp. 243-263. Academic Press, London.

Hunt, R. L. 1969. Overwinter survival of wild fingerling brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 26, 1473-1483.

Langeland, A., L'Abee-Lund, J. H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic char, Salvelinus alpinus, and brown trout, Salmo trutta. Journal of Animal Ecology, 60, 895-912.

Linner, J., Brannas, E., Wiklund, B. S. og Lund, H. 1990. Diel and seasonal locomotor activity patterns in Arctic char, Salvelinus alpinus (L.). Journal of Fish Biology, 37, 675-685.

Metcalfe, N. B. & Thorpe, J. E. 1992. Anorexia and defended energy levels in over-wintering juvenile salmon. Journal of Animal Ecology, 61, 175-181.

Reimers, N. 1963. Body conditions, water temperature, and over winter survival of hatchery-reared trout in Convict Creek, California. Transactions of the American Fisheries Society, 92, 39-46.

Rimmer, D. M. & Paim, V. 1990. Effects of temperature, photoperiod, and season on the photobehaviour of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). Canadian Journal of Zoology, 68, 1098-1103.

Rimmer, D. M., Paim, V. & Saunders, R. L. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) in a small river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 40, 671-680.

Rimmer, D. M., Paim, V. & Saunders, R. L. 1984. Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) at the summer-autumn transition in a small river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 41, 469-475.

Rimmer, D. M., Saunders, R. L. & Paim, V. 1985. Effects of temperature and season on the position holding performance of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar). Canadian Journal of Zoology, 63, 92-96.

Taylor, E. B. 1988. Water temperature and velocity as determinants of microhabitats of juvenile chinook and coho-salmon in a laboratory stream channel. Transactions of the American Fisheries Society, 117, 22-28.

Thorpe, J. E., Morgan, R. I. G., Pretswell, D. & Higgins, P. 1988. Movement rhythms in juvenile Atlantic salmon, Salmo salar L. Journal of Fish Biology, 33, 931-940.

Tschaplinski, P. J. & Hartman, C. F. 1983. Winter distribution of juvenile coho salmon (Oncorhunchus kisutch) before and after logging in Carnation Creek, British Columbia, and some implications for overwinter survival. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 40, 452-461.

Webb, P. W. 1975. Hydrodynamics and energetics of fish propulsion. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 190, 1-159.

Webb, P. W. 1978. Temperature effects on accelleration in rainbow trout (Salmo gairdneri). Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 35, 1417-122.

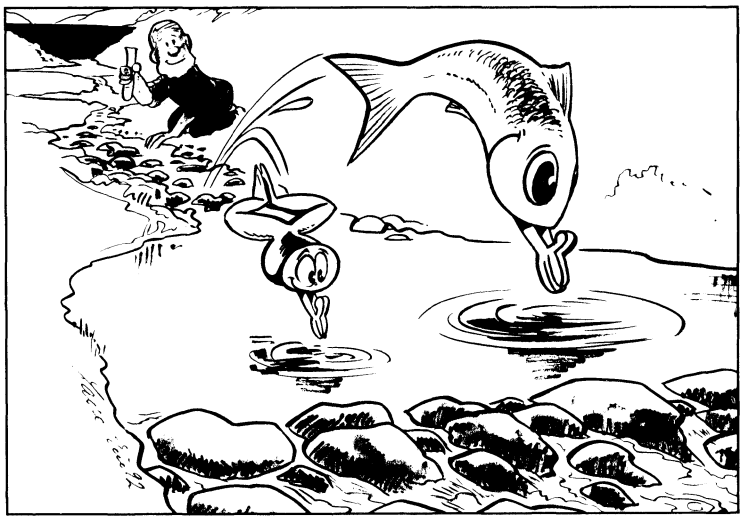
Wood, C. C. 1987a. Predation of juvenile Pacific salmon by the common merganser (Mergus merganser) on eastern vancouver Island. I. Predation during the seaward migration. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 44, 941-949.

Wood, C. C. 1987b. Predation of juvenile Pacific salmon by the common merganser (Mergus merganser) on eastern Vancouver Island. II. Predation of streamresident juvenile salmon by merganser broods. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 44, 950-959.

Tittel: ***TERSKLERs VIRKNING PÅ MILJØET I REGULERTE VASSDRAG***

Forfatter: ***ARNE FJELLHEIM***

Ansvarlig institusjon: ***UNIVERSITETET I BERGEN***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

INNLEDNING

Ordet terskel er et vidt begrep som omfatter både naturlige formasjoner og konstruksjoner som demmer opp vann. I det følgende vil jeg begrense definisjonen slik den er gitt av Mellquist (1976):

> En terskel er en relativt lav demning uten reguleringsinnretninger bygget på tvers av elveleiet i den hensikt å opprettholde vannstanden selv ved minimalt tilsig.

Vi kjenner til eksempler på slik terskelbygging fra lang tid tilbake; eksempelvis i forbindelse med fløtning, forbedring av fiskeplasser og stabilisering av vanntilførsel. Det var imidlertid først på midten av 1960-tallet at det for alvor kom fart på terskelbyggingen i Norge. To av pionèrprosjektene vedrørende saksgang, planlegging og bygging av terskler ble utført i Hallingdalsvassdraget og i Eksingedalsvassdraget (Sægrov 1989).

I dag inngår bygging av terskler som en naturlig del av de mange miljøforbedrende tiltak som blir satt i verk ved nye reguleringer. I tillegg bygges det terskler i vassdrag med eldre reguleringer. Totalt er det i dag bygget mer enn 1000 terskler i regulerte vassdrag i Norge.

Fra midten av 1970-tallet er det utført omfattende studier av tersklenes virkninger på miljøet. Disse studiene ble igangsatt av det daværende NVE-Vassdragsdirektoratet og har fortsatt til i dag, selv om det har skjedd omorganiseringer og skifter i forskningsprogrammene underveis. I det følgende vil jeg gi en oppsummering av de resultater forskningen i terskelområder har brakt oss. Jeg vil understreke at det her dreier seg om terskelbygging i regulerte vassdrag som har fått redusert vannføring, og at resultater og konklusjoner ikke uten videre kan overføres til uregulerte elver.

TERSKELBYGGING - FORM OG FUNKSJON

I Norge bygges de fleste tersklene av løsmasser, betong eller tre. Utformingen avhenger av elvesengens størrelse, grunnforhold og hydrofysiske faktorer, såvel som hvilken funksjon terskelen skal ha. En terskel kan for eksempel også ha funksjon som traktorvei ved at det bygges en flat terskelkrone i betong. I mange tilfeller vil en sikre passasje av fisk, for eksempel ved å bygge fisketrapper i tersklene. Andre funksjoner kan være forbedring av fiskeplasser, bruk som vannreservoir (jordbruksvanning, brannslukking), badekulper eller funksjon som gjerde for budskap (Mellquist 1976, 1985).

FORSKNING OMKRING TERSKLER

På midten av 1970-tallet var det i Norge bygget ca. 400 terskler i forbindelse med vassdragsreguleringer (Mellquist 1976). Terskelbyggingen representerte store investeringer. Samtidig var mangelen på økologisk kunnskap om terskeldammene følbar. Det ble derfor søkt om midler til å starte et landsomfattende forskningsprosjekt, Terskelprosjektet. Målsettingen med prosjektet var:

- Å klarlegge økologiske endringer som finner sted i rennende vann ved reguleringer og terskelbygging.

- På grunnlag av de observasjoner som ble gjort, komme med synspunkter på hvorledes fremtidige tiltak bør være for å styre utviklingen i de regulerte vassdrag i en ønsket retning.

Terskelprosjektet ble startet i 1975, med midler fra konsesjonsavgiftsfondet. I prosjektet deltok forskere fra forskjellige norske universitets- og høyskolemiljøer, og et variert utvalg av terskelområder inngikk i studiene (fig. 1.). Den mest intensive forskningsperioden varte i fem år, og resultater fra prosjektet er oppsummert av Mellquist (1985).

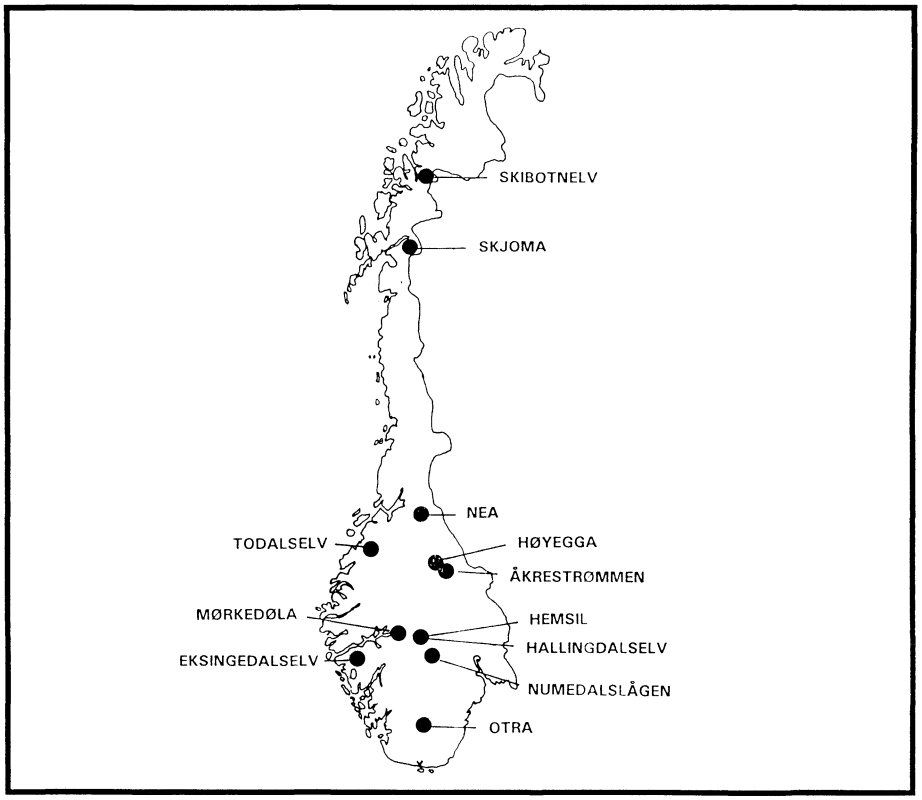


Fig. 1. Lokalisering av stasjonsnettet i Terskelprosjektet og Biotopjusteringsprogrammet.

Flere av forskningsprosjektene under Terskelprosjektet ble senere videreført gjennom Biotopjusteringsprogrammet, som startet i 1985.

Biotopjusteringsprogrammet var en naturlig oppfølging av Terskelprosjektet. Foruten å anvende den kunnskapen som ble ervervet gjennom Terskelprosjektet, var hensikten:

> Gjennom praktiske forsøk å utprøve nye tiltak som kan redusere skader og ulemper ved inngrep i og ved vassdrag. (Eie & Brittain 1990).

Rammene var således bredere i det nye programmet.

ENERGISTRØM GJENNOM ET TERSKELBASSENG

En av målsettingene for Terskelprosjektet var å gjennomføre en bred økologisk analyse av et terskelområde. Tilført og egenprodusert organisk materiale utgjør den basale delen av næringskjeden i rennende vann. En studie av energistrømmen gjennom et terskelbasseng ble gjennomført i Eksingedalen.

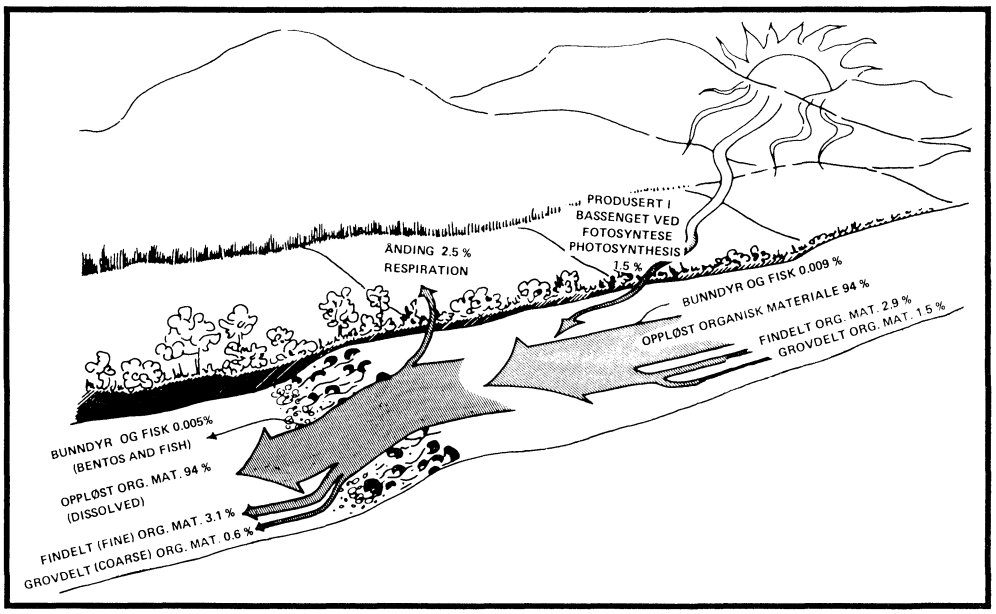


Fig. 2. Energiflyten gjennom terskelbassenget på Ekse i 1976 (etter Mellquist 1985 på basis av data fra Bækken et al. 1979).

Resultatene viste at nesten all energi ble tilført via driv inn i terskelbassenget (Bækken et al. 1979, 1981a). En forenklet sammenstilling av energiflyten gjennom bassenget (fig. 2) viser at mesteparten (94 %) av energien består av oppløst organisk materiale. Denne fraksjonen er inert, og har

liten betydning for organismene i bassenget. Partikulært organisk materiale, har derimot høy betydning. Mesteparten av dette består av døde planterester som under nedbryting av sopp og bakterier gjøres tilgjengelig for høyerestående organismer.

Av fig. 2. fremgår at mye av det grovdelte organiske materialet som kommer inn i bassenget blir omdannet til mer findelt materiale. Terskelbassengene virker således som en mølle. Bunndyrene spiller en viktig rolle i denne fraksjoneringen. Mange av artene som lever av slike planterester fører energi videre opp i næringskjeden til eksempelvis fugl, fisk og mennesker.

Terskelbassengene vil, på samme måte som naturlige elvekulper, forsinke transporten av organisk materiale nedover et vassdrag. Kvaliteten av dette materialet øker etter at det har ligget i vann en stund, blant annet ved at sopp og bakterier gjør det lettere tilgjengelig for transport videre opp i næringskjeden. Dette har stor betydning for blant annet bunndyr og fisk. I en kanalisert elv uten terskelbassenger eller kulper vil det meste av næringen spyles ut før den kan bli nyttegjort. Slike lokaliteter blir derfor lite produktive.

VEGETASJONSUTVIKLING I OG VED TERSKELBASSENGER

Regulering av elver gir ofte lavere og mer stabil vannføring. Dette kan i enkelte tilfeller gi økt begroing (Brandrud et al. 1992). Slik begroing er ofte ledsaget av økt sedimentering av organisk materiale. Dette er blant annet observert i Eksingedalsvassdraget (Fjellheim et al. 1989).

Studier av vegetasjonsutviklingen i terskelbassenger (Rørslett et al. 1990 og Brandrud et al. 1992) viser at graden av begroing hovedsakelig er lav, men kan være problematisk i noen vassdrag (fig. 3.). Terskelbassengene i Skjoma var lite begrodd, mens det i enkelte terskelbassenger i Otra og Eksingedalsvassdraget ble dokumentert omfattende begroing. De viktigste "problemplantene" var vanlig tusenblad, krypsiv, flotgras, elvemose og torvmose (Brandrud et al. 1992). Den verste begroingen finner vi i terskeldammer som er lagt til stilleflytende strykstrekninger med mektige løsmasser og som får innsjøpreg. I slike bassenger kan vegetasjonsdekningen overskride 50 %. Begroingen i terskelbassengene begunstiges av høy og stabil vintervannstand. Elvemosene krever dessuten god gjennomstrømning av vann.

En viss grad av begroing er gunstig for både artsmangfold og produksjon av bunndyr. Dette kan også være positivt for fisk, både i form av økt næringstilgang og bedre muligheter for skjul. Ved massive tilgroinger vil artsdiversiteten igjen avta. Slike tilstander skaper også samfunnsmessige problemer, blant annet for bading, utøvelse av fiske og ved bruk av bassenger som drikkevannskilder.

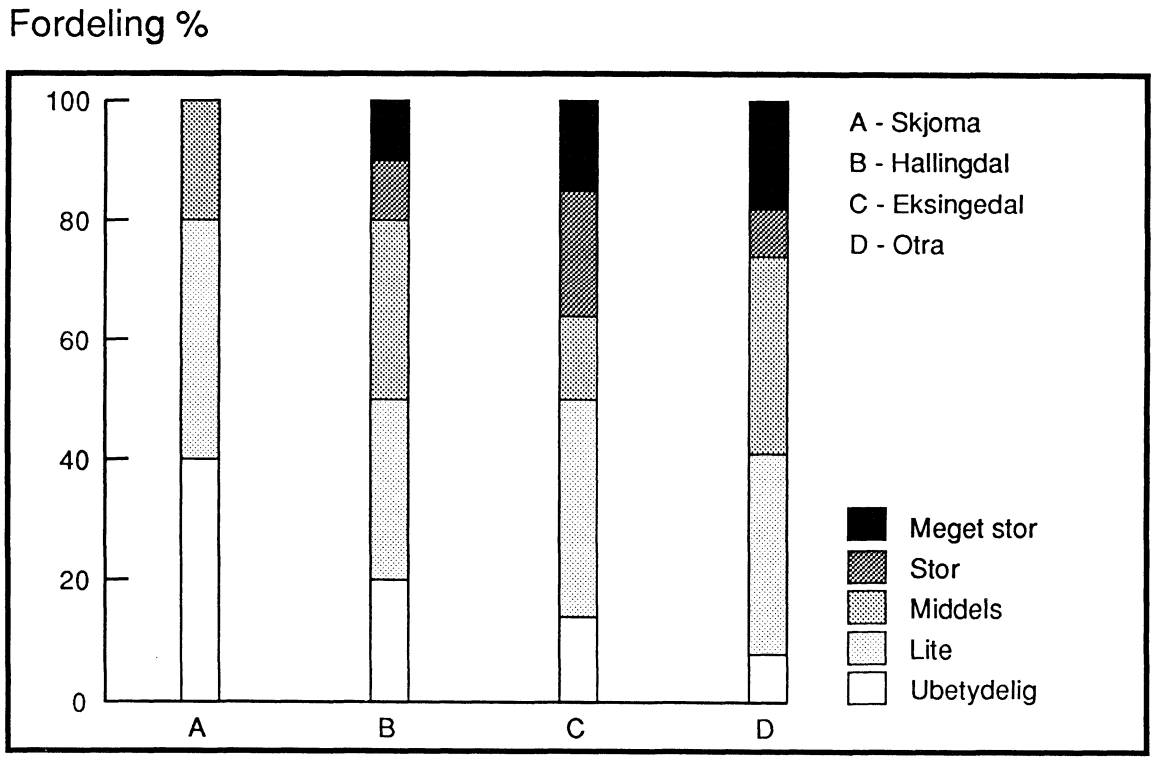


Fig. 3. Grad av vegetasjonsdekke (prosent fordeling) i terskelbassenger innen regulerte vassdrag (etter Rørslett et al. 1990 og Brandrud et al. 1992).

I Otra er det gjort vellykkede forsøk i å fjerne uønsket krypsiv og flotgras ved nedtapping av bassengene kombinert med naturlig innfrysing (Rørslett 1991 og Brandrud & Johansen 1992).

Vegetasjonsutviklingen ved terskelbassengene er i stor grad kulturpåvirket (Fredriksen 1978), men stabilisert vannføring vil også bidra til å stabilisere vegetasjonsdekket. Generelt bør en sørge for at det er kantvegetasjon i form av busker og/eller trær langs deler av elvebredden. Dette skjermer lokaliteten fra omgivelsene, gir bedre skjul for fisken og gir større muligheter for et rikt og variert dyreliv.

BUNNDYR

Under Terskelprosjektet ble det igangsatt studier av tersklers virkning på bunndyrfaunaen i forskjellige områder i landet. De mest grundige studiene ble gjort i Eksingedalsvassdraget (fig. 1.). En annen studie, med spesiell vekt på knott, ble gjort over et geografisk større område i landet. I tillegg er bunndyrfaunaen i terskelområder i Nea registrert før og etter bygging av terskler.

De undersøkelsene som ble startet i Terskelprosjektet og som senere ble videreført gjennom Biotopjusteringsprogrammet har vist at det skjer betydelige endringer i bunndyrsamfunnet ved regulering og terskelbygging. Noen av disse endringene skjer hurtig, andre har mer langsiktig karakter.

Det endrete hydrofysiske miljø fører vanligvis til en markert endring av faunabildet etter at terskelen er bygget (Raastad 1979 og Bækken et al. 1981b, 1984). I terskelbassenger vil arter som er tilpasset sakteflytende eller stillestående vann, eksempelvis fjærmygg (Fjellheim et al. 1989, 1993) og snegl (Arnekleiv 1988) få bedre konkurransevilkår. På den annen side vil arter tilpasset sterkere strømhastigheter for det meste bli funnet på de utenforliggende strykstrekninger.

Undersøkelsene til Raastad (1979, 1983) viste at knott var en av de insektgruppene som ble mest favorisert av terskelbygging. Han fant spesielt høye tettheter av knottlarver (maksimalt 500 000 individer pr. m^2) på terskelkronene. En sammenligning av terskelområdene i Numedalslågen viste en tydelig trend mot høyere bunndyrtettheter nedover langs vassdraget (fig. 4.).

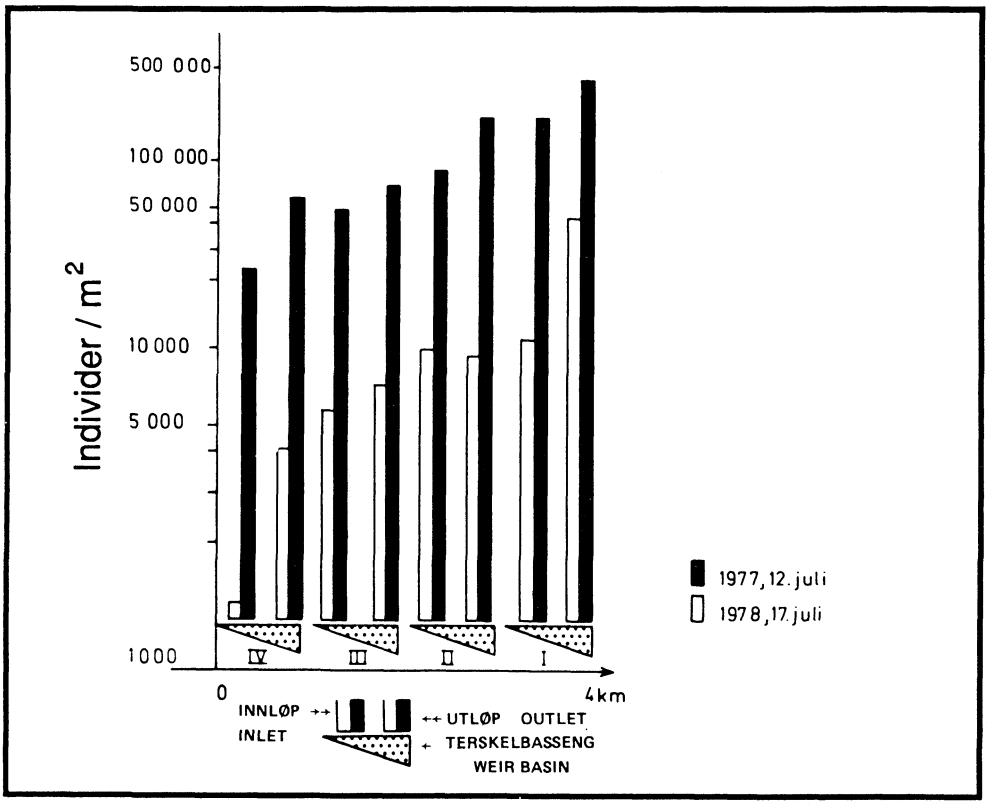


Fig. 4. Bunndyrtettheter i Numedalslågen (Rødberg-Mykstufoss) (etter Mellquist 1985 på basis av data fra Raastad 1983).

Samtidig ble det registrert høyere tettheter ved utløpet av terskelbassengene enn ved innløpet.

I terskelområdet i Eksingedalen var fjærmygg og fåbørstemark dominerende (Bækken et al. 1981c). Få år etter at terskelen var ferdig, var biomassen i terskelbassenget omtrent like høy som på de utenforliggende strykstrekningene. Senere ble det foretatt kvantitative innsamlinger i samme område og med samme metodikk (Fjellheim et al. 1987, 1989, 1992, 1993). Disse undersøkelsene viste at det skjer en suksesjon i terskelområdenes bunndyrsamfunn over tid. Denne suksesjonen er styrt av mange faktorer, hvorav de viktigste er innvandringshastighet og tilgang på føde.

I terskelbassenget på Ekse skjedde det i perioden 1976 - 1988 en akkumulering av organisk materiale. Mengde og dynamikk i disse avsetningene ble ikke målt, men visuelle observasjoner av bunnen og av mengde sediment i de enkelte bunnprøvene tyder på at det var snakk om store mengder. Parallelt med dette skjedde det en dramatisk endring av bunndyrfaunaen i terskelbassenget (fig. 5.). Det var spesielt enkelte fjærmyggarter som ble favorisert av de endrete forholdene. I 1984, åtte år etter den første undersøkelsen var biomassen økt betydelig. Dette forsterket seg ytterligere i 1988. Fjærmyggbiomassen var nå nesten 30 ganger så høy som i 1976.

På strykstrekningene utenfor terskelbassenget ble det ikke dokumentert lignende forhold.

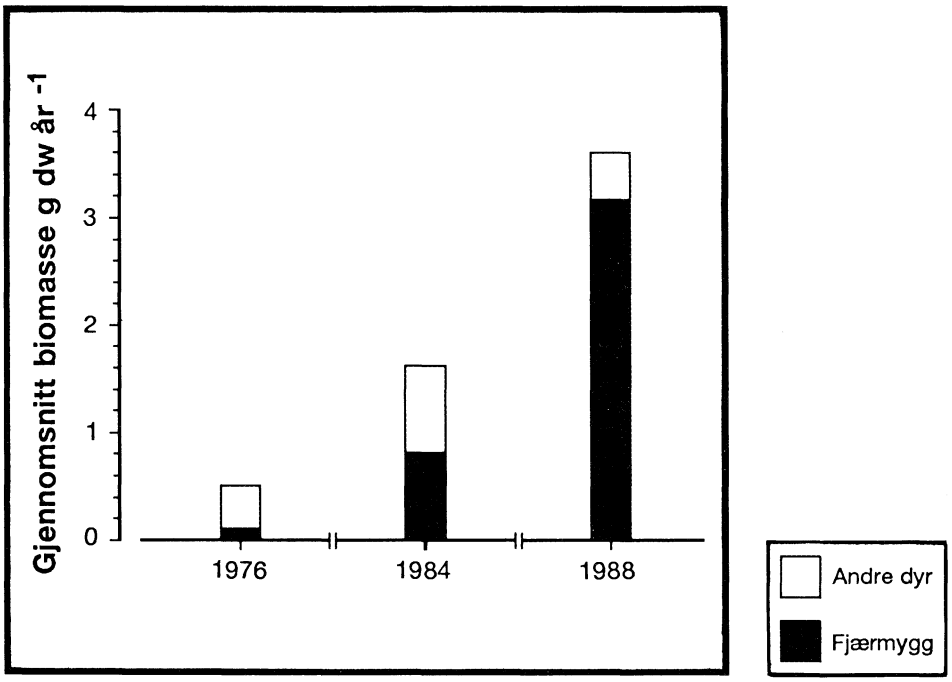


Fig. 5. Gjennomsnitt biomasse i terskelbassenget på Ekse i perioden 1976-1988 (etter Fjellheim et al. 1992).

Vinteren 1988-1989 var usedvanlig nedbørrik, og store snømengder ble akkumulert i fjellområdene på Vestlandet. Samtidig var det mildt i lavlandet, med lavere forbruk av elektrisk kraft enn normalt. Dette medførte at store vannmengder måtte slippes over dammen i inntaksmagasinet og ned i Eksingedalsvassdraget (fig. 6.). Vannføringen gjennom terskelbassenget var ca. 4,7 ganger høyere enn i et normalår; dvs. noe høyere enn elva i uregulert tilstand.

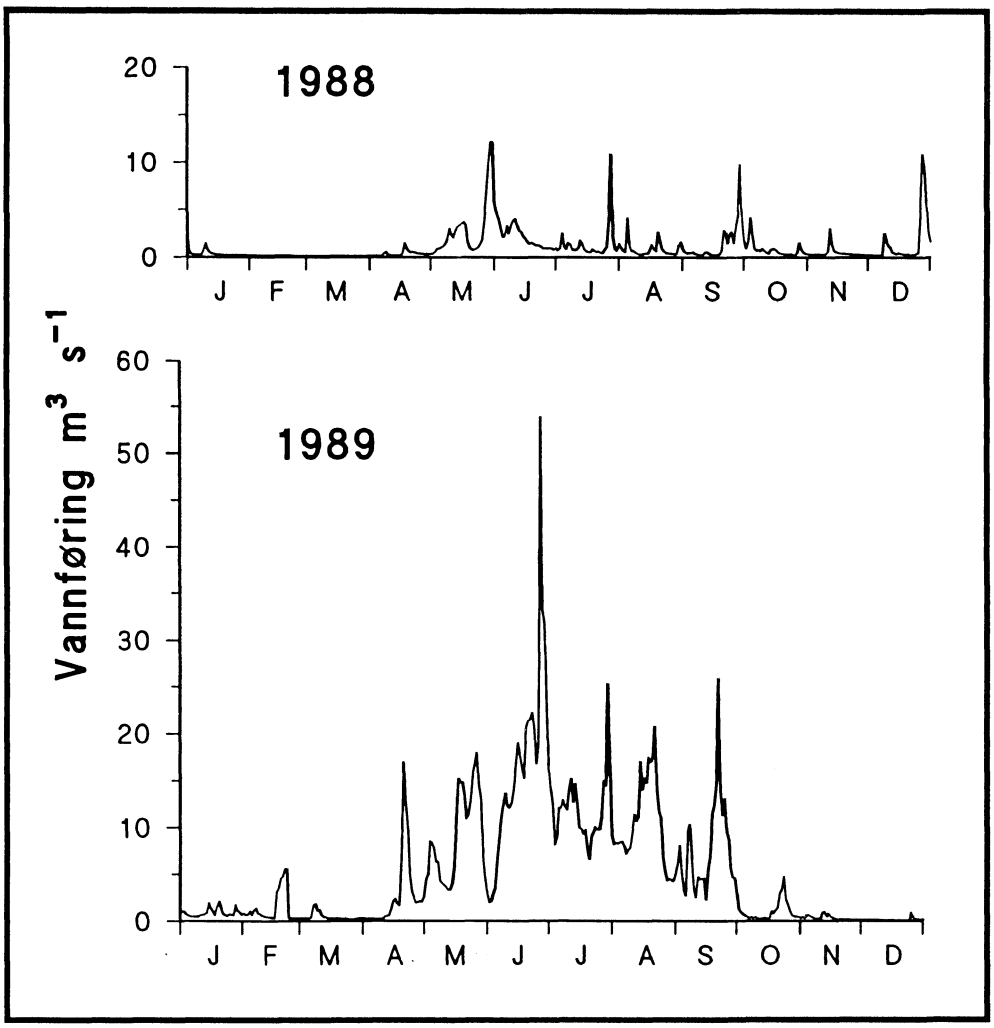


Fig. 6. Vannføring i Ekso ved terskelbassenget på Ekse i 1988 og 1989 (etter Fjellheim et al. 1992).

Responsen på det nye vannføringsregimet kom svært raskt (fig. 7.). På få måneder var bunndyrsamfunnet endret. Biomassen ble redusert og det skjedde store forskyvninger i dominansforholdet mellom artene. De store, gravende formene av fjærmygg som i de senere årene hadde dominert biomassen var nå

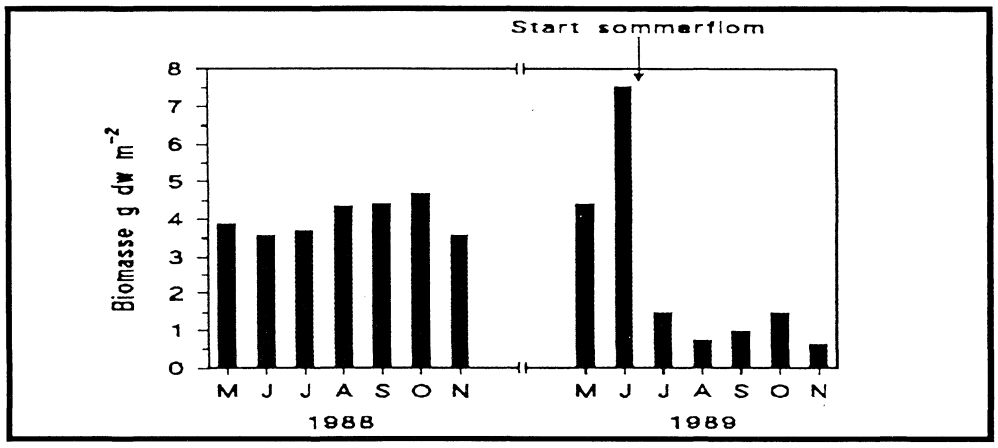


Fig. 7. Gjennomsnitt biomasse i terskelbassenget i Ekse i 1988 og 1989 (etter Fjellheim et al. 1992).

borte og bunndyrsamfunnet gjenspeilte en fauna mer lik den vi finner i hurtigrennende vann. Hovedårsakene til dette var at mye av sedimentene som hadde bygget seg opp på bunnen av bassenget ble spylt ut og at mange av de dyreartene som hadde etablert seg i terskelbassenget ikke var adaptert til å leve der lenger.

De studiene som er gjort av faunaen i terskelbassenger viser at bunndyrsamfunnet i slike systemer endres sterkt over tid i et suksessivt forløp. Normalt vil faunaen i bassengene være mer lik det vi finner i stillestående vann. Vekselvirkningen mellom strykstrekninger og terskelbassenger vil samlet skape et høyere artsmangfold enn strykstrekninger alene.

Suksesjoner i terskelbassenger kan få dramatiske avbrudd ved endringer i det økologiske miljø, som for eksempel sterke og vedvarende flommer. Slike flommer skjer også i uregulerte vassdrag og virker sterkt regulerende på bunndyrsamfunnet (Anderson & Lehmkuhl 1968).

FISK

I de siste 17 år er det utført et omfattende forskningsarbeid omkring virkninger av terskelbygging på fiskebestander over et geografisk bredt område i Norge. Undersøkelsene har vært rettet mot lokaliteter med anadrom fisk, i lokaliteter med flere bestander og i elver med bare innlandsaure. Undersøkelsene dekker de fleste økologiske parametre rundt fiskens livssyklus, som gytebiologi, bestandsdynamikk, vandringer, ernæring og inter- og intraspesifikk konkurranse. I tillegg er det gjort eksperimenter vedrørende optimalisering av fiske og med bestandsmanipuleringer kombinert med høsting av fisk. En spesiell studie tar for seg den samfunnsmessige nytteverdien av fiskeribiologiske tiltak i terskelområder.

De studier som er gjort i Norge viser entydig at terskeldammer har en gunstig effekt på aurebestandene. Både i Eksingedalselva (Andersen 1983, Andersen et al. 1986 og Fjellheim et al. 1990), Todalselva (Korsen 1984), Mørkedøla (Borgstrøm 1981) og Skjoma (Heggberget 1982, 1984) var tetthetene høyere enn de utenforliggende strykstrekningene.

Når det gjelder ungfisk av laks er forholdet litt mer nyansert. Undersøkelsene i Skjoma viste at det i terskelområdene ble en klar segregering av laks og aure. Auren dominerte i bassengene mens laksen hadde høyest tetthet på strykstrekningene utenfor bassengene (fig. 8.).

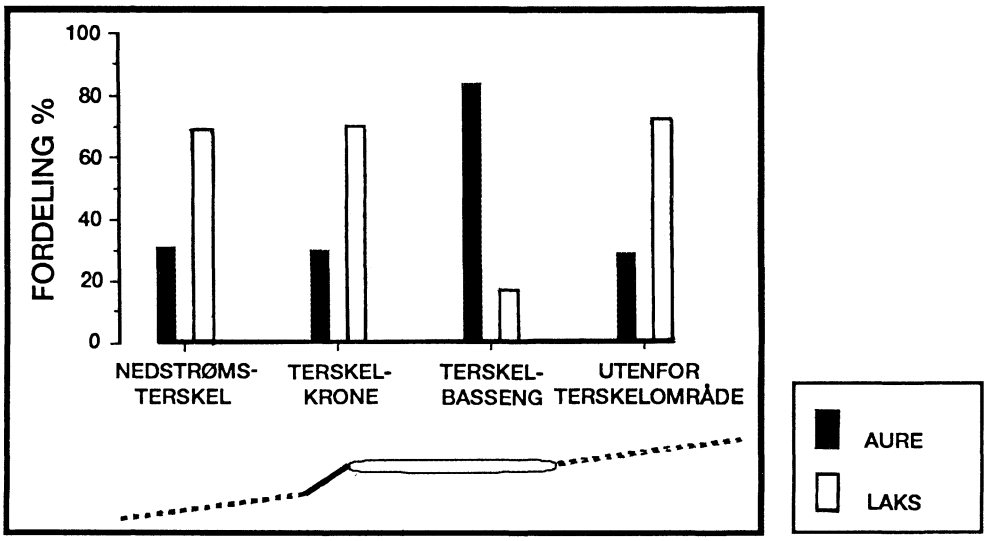


Fig. 8. Fordeling av aure og lakseunger i terskelområder i Skjoma (etter Heggberget 1982).

I et Syvdeterskelparti i Todalselva fant Korsen (1984) en lignende fordeling. Aureungene hadde høyest tetthet langs sidene av terskelbassenget og strekningen nedstrøms, mens lakseungene var mer konkurransesterke i midten av terskelbassenget og totalt dominerende i åpningen av terskelkronen og de mest strømrike partiene nedstrøms (fig. 9.).

Terskelbygging i regulerte laks- og sjøaureførende vassdrag vil således favorisere auren. I noen tilfeller vil også produksjonen av laksesmolt øke, ettersom de dypere terskelbassengene gir gode overvintringsmuligheter med lavere vinterdødelighet som resultat (Korsen 1984).

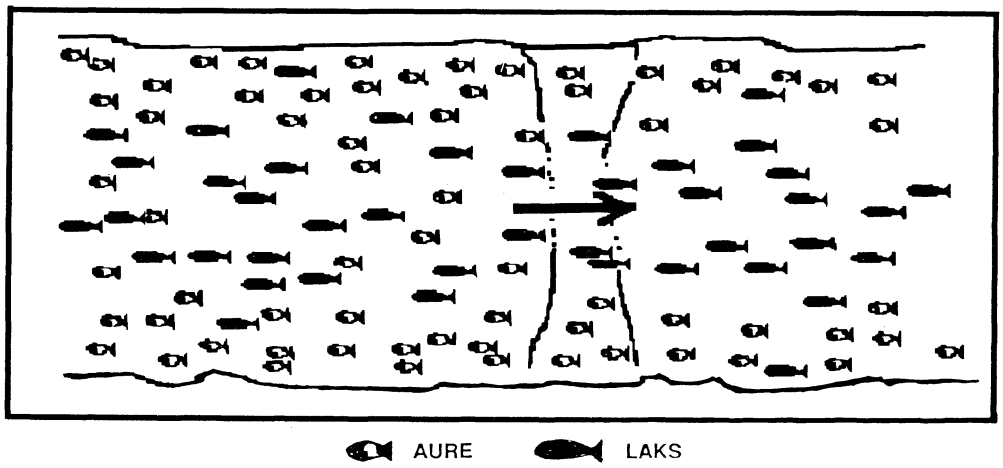


Fig. 9. Fordeling av aure og lakseunger i et Syvdeterskel-område i Todalselva (etter Korsen 1984).

Terskelbassenger vil også favorisere andre og mer uønskede fiskearter. I Nea ble det påvist en mye tettere lakebestand i terskelbassengene enn på de omliggende strykstrekninger (Langeland & Haukebø 1979). Ørekyte er en annen art som kan favoriseres i terskelbassenger. Den har for eksempel nylig spredd seg til Lærdalsvassdraget, men vi vet foreløpig lite om hvilken effekt terskelbassengene vil ha for ørekyten i dette vassdraget.

Vekst

Den fisken som oppholder seg i terskelbassengene viser bedre vekst enn fisk fra de omliggende strykstrekningene (fig. 10.). Vi har eksempler på dette fra Mørkedøla (Borgstrøm 1976, 1981), Nea (Langeland & Haukebø 1979) og fra Hallingdalselv og Hemsil (Aass 1983). Det samme er vist for ungfisk av laks og aure i et dypområde nedstrøms en Syvdeterskel i Todalselva (Bremset & Berg 1991). Hovedårsakene til den hurtigere veksten er dels at fiskens energiforbruk er lavere i sakteflytende vann, dels at terskelbassengene kan fungere som næringsfeller og gir gode vekstmuligheter for bunndyr (Aass 1978, 1983 og Bremset & Berg 1991).

Vandringer

Studier av fiskevandringer i terskelbassengene har vist at disse består av to typer: regelmessige vandringer, som gytevandring og smoltutvandring og uregelmessige vandringer som f.eks. næringsvandringer og vandringer i forbindelse med ugunstige vannføringsforhold.

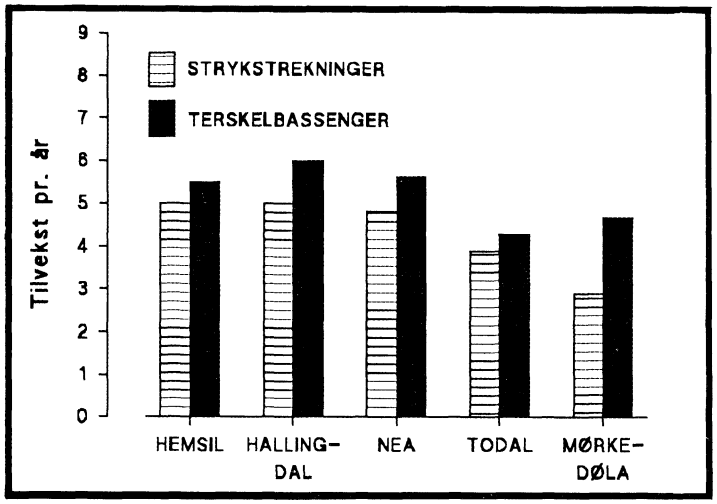


Fig. 10. En sammenligning av veksten av aure i terskelbassenger og på utenforliggende strykstrekninger i forskjellige terskelområder (etter Aass 1983, Arnekleiv 1988, Korsen 1984 og Borgstrøm 1981).

Evensen (1981, 1984) viste at aurepopulasjonen i terskelbassenget på Ekse var mer stasjonær enn det som ble dokumentert før regulering og terskelbygging (Larsen 1977). Bestanden av eldre fisk i terskelbassenget bestod dels av kjønnsmoden fisk som vandret ut av bassenget på forsommeren og i gyteperioden, dels av ikke kjønnsmoden fisk som var mer stasjonær (fig. 11.).

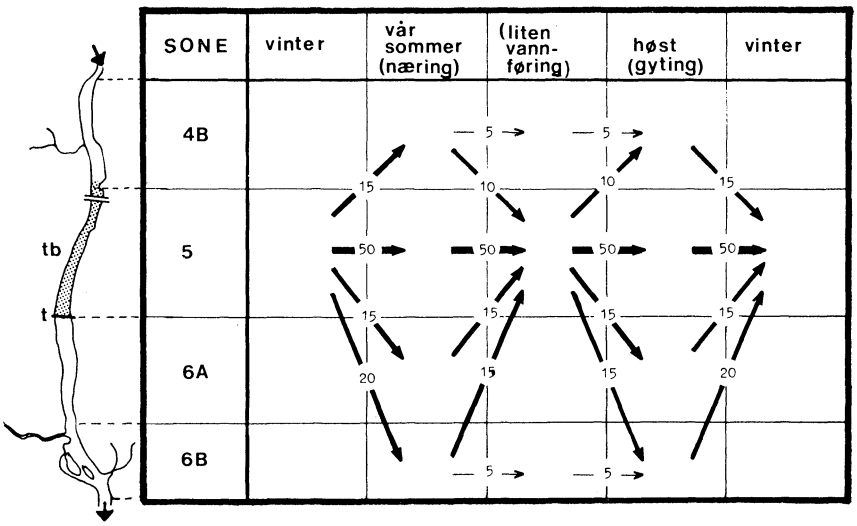


Fig. 11. Vandringer av aure i terskelbassenget på Ekse (etter Evensen 1981).

Ungfisken var fortrengt fra terskelbassenget, men en del 3 og 4 år gammel fisk vandret inn i gytetiden.

Undersøkelser i Hallingdalselva viste at auren var stasjonær rundt utslippstedene. Bare 6-7 % av gjenfangstene ble gjort mer enn 10 km fra der fisken var satt ut (Aass 1978). En lignende tendens ble funnet ved utsettinger av aure i Lågen og Otta (Skurdal et al. 1989). I Nea var en stor del av aurebestanden stasjonær i terskelbassengene, men gjenfangster og lydmerking viste at noen få individer kunne vandre langt. I enkelte tilfeller vandret fisk over 30 km til sitt vinteropphold i Selbusjøen (Arnekleiv 1988).

Næringsopptak i terskelområder

Studier av næringsopptaket til den fisken som oppholder seg i terskelbassengene viser at deler av føden er produsert i bassenget og at deler har sitt opphav fra områdene utenfor. Karlsen (1986, 1988) fant at fødeopptaket i en naturlig elvehøl var lite forskjellig fra et nærliggende terskelbasseng. Hovedforskjellen var at auren spiste noe mer av drivfaunaen i elvehølen, mens det var litt mer landlevende dyr i auremagene fra terskelbassenget. Disse forskjellene kan forklares med at bassenget hadde mye større overflate enn hølen. I sitt studium av auren i terskelbassenget på Ekse, målte Karlsen (1986) fordøyelseshastigheten av naturlig inntatt næring ved ulike temperaturer (fig. 12.). Resultatene ble brukt til å lage et energibudsjett for aurepopulasjonen.

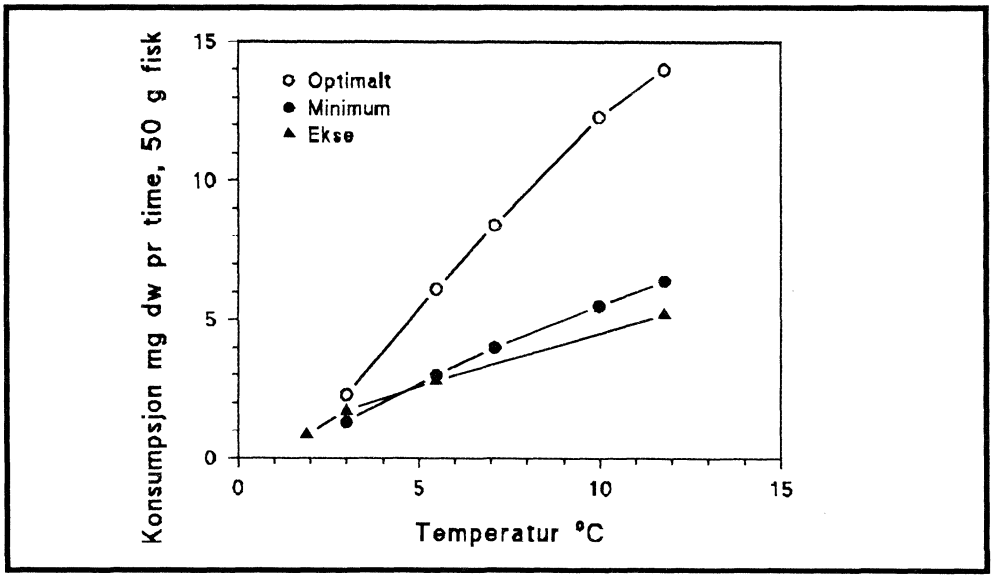


Fig. 12. Konsumpsjon ved ulike temperaturer hos aure i terskelbassenget på Ekse sammenlignet med rasjoner gitt av Elliott (1975) (etter Karlsen 1986).

Resultatene viste at auren nærmest levde på et eksistens-minimum, og konsumerte f.eks. mindre enn det som Elliott (1975) gav auren som minimumsrasjon i sine klassiske eksperimenter (fig. 12.). Som nevnt tidligere har studier i andre terskelområder i Norge vist at vekstforholdene for auren er enda dårligere på strykstrekningene. Dette illustrerer den sterke tilpassingen auren har til ulike økologiske forhold, og hvorfor den er vår mest utbredte ferskvannsfisk.

På basis av data om fiskens næringsbehov (Karlsen 1986), drivet av bunndyr inn i og ut av et terskelbasseng (Bækken et al. 1979, 1981d) og bunndyrproduksjonen i bassenget (Fjellheim et al. 1987), kan det settes opp et summarisk budsjett for den potensielle fiskenæringen i bassenget (fig. 13.). Dette viser at det er en nettotilførsel av bunndyr til bassenget på 185 kg tørrvekt pr. år. Av dette konsumerte fisken ca. 24 kg. Noe av dette overskuddet vil klekke til voksne insekter. Resten vil omsettes i det øvrige næringsnett. Dette illustrerer tydelig at en relativt liten del av bunndyrene ender som fiskenæring.

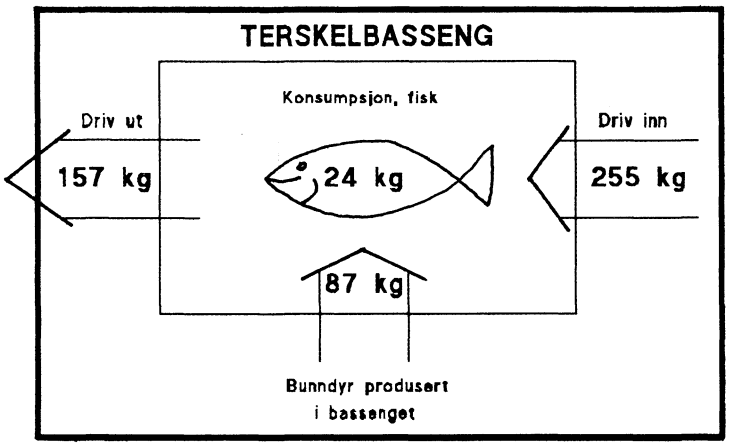


Fig. 13. Driv, produksjon og konsumpsjon av næringsdyr i terskelbassenget på Ekse (etter Karlsen 1986).

Mange av de dominerende bunndyrartene lever nede i substratet (Fjellheim et al. 1987, 1993) og er i store deler av sin livssyklus lite tilgjengelige for fisken. De utgjør likevel en svært viktig del av terskelbassengenes økosystem, blant annet som nedbrytere av organisk materiale og som mat for andre bunndyr.

Fig. 13. illustrerer hvor stor betydning det er å ha et vekslende miljø i en regulert elv. Terskeldammen har en kulpvirkning og gir et mer beskyttet miljø, hvor fisken forbruker mindre energi. Strykstrekningene er en viktig del av fiskens "spiskammer". Næringsopptaket skjer delvis passivt ved at fisken spiser føde som driver inn i bassenget; dels ved aktiv næringsvandring ut til strykstrekningene.

Bestandsdynamikk

I terskelbassenger med lav tetthet av aure, vil populasjonene normalt være styrt av tetthetsuavhengige faktorer, som temperatur og tilgang på næring (Raddum et al. 1989). Når tettheten øker vil individene vise større aggresjon. Dette resulterer normalt i en økt territoriell atferd (Andersen, 1983 og Fjellheim et al. 1990). Denne atferden er normalt tilknyttet fødetilgangen. Konkurransen mellom fisken resulterer derfor i en segregering av årsklassene der den minste fisken okkuperer grunnområder og strykstrekninger (Hagala 1983) mens den større fisken okkuperer dypere og mer stilleflytende lokaliteter (Andersen 1983 og Fjellheim et al. 1990). Høye fisketettheter i terskelbassengene kan føre til at det hierarkiske mønsteret mellom enkeltindividene bryter sammen. I noen tilfeller har det vært observert stimdannelser (Heggberget 1982, Fjellheim et al. 1990 og Bremset & Berg 1991). Slike stimer av større fisk utgjør en effektiv sperre for potensielt innvandrende ungfisk.

Terskelbygging i regulerte vassdrag vil på denne måten sørge for et bedre skille mellom ungfisk og voksen fisk. Den yngste fisken vil ha høy dødelighet, mens terskelbassengenes funksjon som overvintringshabitat medfører lav dødelighet hos den eldre fisken (fig. 14.).

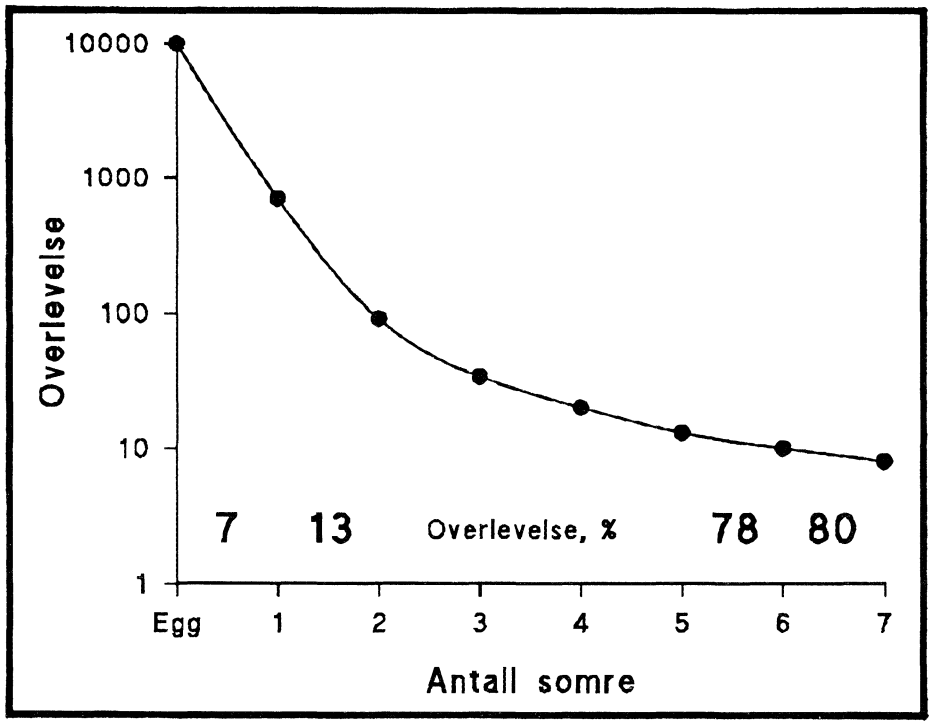


Fig. 14. Overlevelse av aure i terskelområdet på Ekse (etter Andersen 1983, Hagala 1983 og Andersen et al. 1986).

Produksjon av settefisk - Villfiskprosjektet

I 1976 påviste Andersen (1979) en tetthetsøkning av aurebestanden i terskelbassenget på Ekse med ca. 500 % sammenlignet med tetthetene før reguleringen (Larsen 1977). I 1983 var bestanden ytterligere doblet i antall (Andersen et al. 1986). Resultatet var småfallen fisk med dårlig vekst og kondisjon. I regi av blant annet Biotopjusteringsprogrammet ble det startet et prosjekt, Villfiskprosjektet, som hadde flere mål:

- Å bedre kvaliteten på fisken i bassenget.
- Å høste vill settefisk for utsetting i reguleringsmagasiner.
- Å optimalisere produksjonen av settefisk ved bestandsmanipulering.

Villfiskprosjektet viste blant annet at den store tettheten av eldre aure sperret fisk yngre enn 4 år ute fra terskelbassenget. Resultatet ble liten innvandring fra strykstrekningene og høy dødelighet av småfisk. Store deler av bassengpopulasjonen ble derfor fjernet og brukt som settefisk. Samtidig ble en liten restbestand av gytefisk beholdt (Fjellheim et al. 1990). Resultatet ble en stor innvandring av småfisk, de fleste av alder 2+ og 3+ (fig. 15.). Fisk av denne størrelsen er ypperlig settefisk, og årlig høsting av ca. 1000 fisk, tilsvarende 10 fisk pr. 100 m^2, var mulig i årene etter. De få større fiskene som var igjen fikk en bedre kvalitet og var mer ettertraktet som matfisk. I tillegg blir de omliggende strykstrekningene også høstet for settefisk.

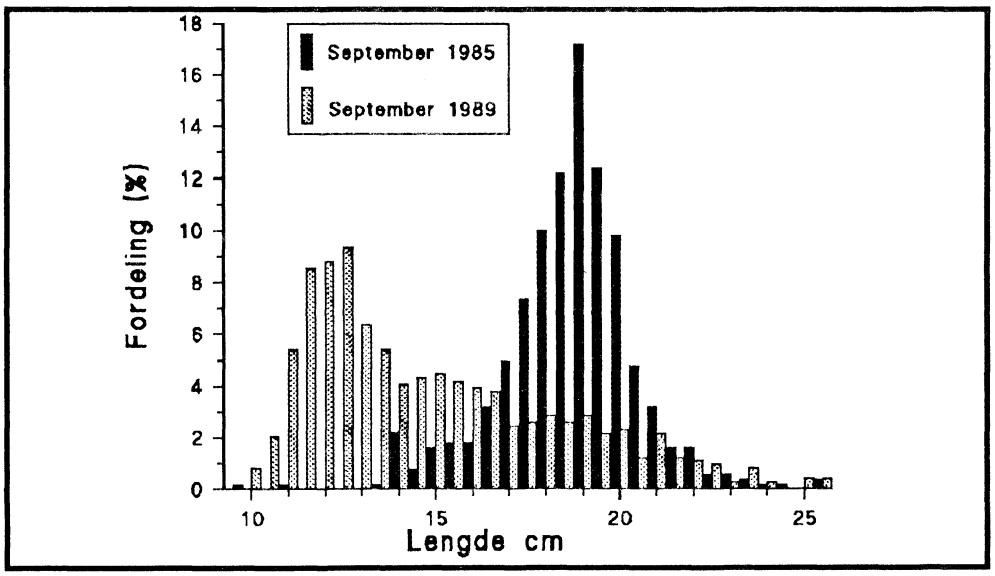


Fig. 15. Lengdefordeling av aure i terskelbassenget på Ekse i 1985 sammenlignet med situasjonen i 1989 etter uttak (etter Fjellheim et al. 1990).

Villfiskprosjektet har også hatt ringvirkninger inn i lokalsamfunnet, ved at grunneiere har deltatt aktivt i deler av det praktiske arbeidet og ved at regulanten har betalt grunneierlaget for settefisken (Gullbrå 1989).

Terskelområdene som fiskeplasser

Brukerundersøkelser har vist at terskelbassengene som regel blir de mest verdifulle fiskeplassene. Selve bassengene gir muligheter for en mer variert bruk av fiskeredskaper og kvaliteten på fisken er bedre enn på strykstrekningene. I Hallingdalselva og Hemsil (Aass 1978, 1981, 1984) var både gjennomsnittsvekten og totalfangsten av auren i de sakteflytende terskelbassengene betydelig høyere enn på strykpartiene. Samtidig var også totalfangsten høyere i terskelbassengene (fig. 16.). Lignende undersøkelser i Todalselva (Korsen 1984) viser at terskelbassengene kan betegnes som gode fiskeplasser både for laks og sjøaure.

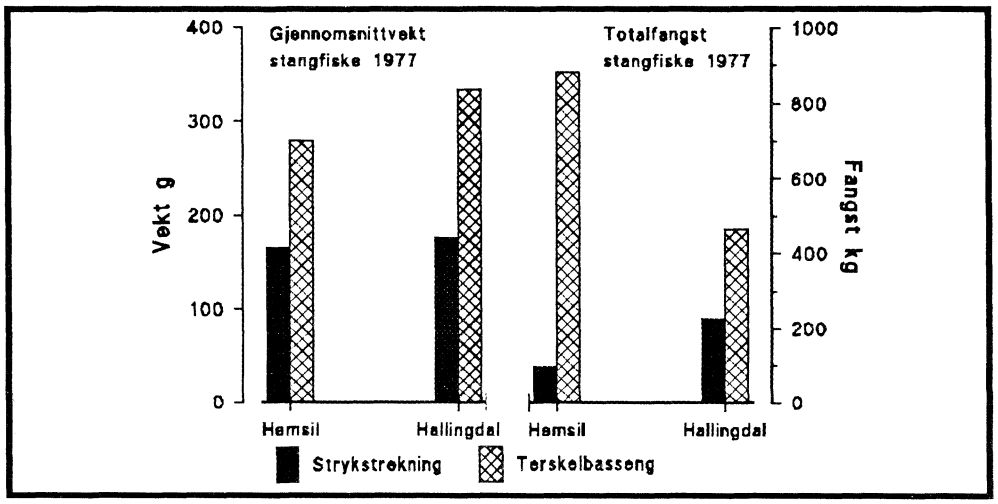


Fig. 16. En sammenligning av gjennomsnittsvekt og fangst av aure på strykstrekninger og i terskelbassenger i Hemsil og Hallingdalselv (etter Aass 1983).

Materialet fra Hallingdalselva og Hemsil viser at gjennomsnittlig fangstalder av aure har ligget mellom 3,6 til 4,9 år (Aass 1983). I løpet av undersøkelsesperioden 1973 - 1982 økte fangstalderen med ca. et halvt år, antakelig på grunn av hyppigere kontroller. Resultatet var en betydelig nedgang av undermåls fisk i fangstene.

En fornuftig forvaltning av fiskebestandene i regulerte vassdrag med terskler kan ha stor økonomisk verdi for lokalsamfunnet. Dette vises bl.a. gjennom en analyse av den samfunnsøkonomiske verdien av fiskebestandene i Hallingdalselva og av de økonomiske ringvirkningene av fritidsfisket i vassdraget (Navrud 1987).

I visse situasjoner kan imidlertid terskelbygging i laks- og sjøaurevassdrag skape uønsket gode fiskeplasser. Slike tiltak blir ofte satt i verk i privat regi uten noen form for godkjennelse, og kan like godt skje i en uregulert som i en regulert elv. Det har fra forvaltningshold vært reagert negativt på slik ukontrollert virksomhet. Det bør føres en streng kontroll med byggingen av terskler.

TERSKLENES VIRKNING PÅ FUGLEFAUNAEN

Undersøkelser i Hallingdalselva viser at forskjellige arter vannfugl fordeler seg ulikt mellom terskelbasseng og strykstrekninger (Michaelsen & Ree 1976). Studiene viste at fire arter fugl kunne betegnes som karakterfugler i vassdraget. To av disse, stokkand og laksand viste en klar preferanse for terskelbassengene, mens det motsatte var tilfelle for fossekallen. Den fjerde arten, strandsnipe, hadde ingen klar biotop-preferanse (fig. 17.). Figuren viser også at svaleartene foretrakk luftrommet over terskelbassengene som beiteområde. Ved undersøkelsen i Hallingdalselva ble også to sjeldne fuglearter, isfugl og vintererle, funnet ved terskelbassengene. Totalt sett var fugletetthetene høyere i områder med vekslende biotoper av terskeldammer og strykstrekninger sammenlignet med rene strykpartier.

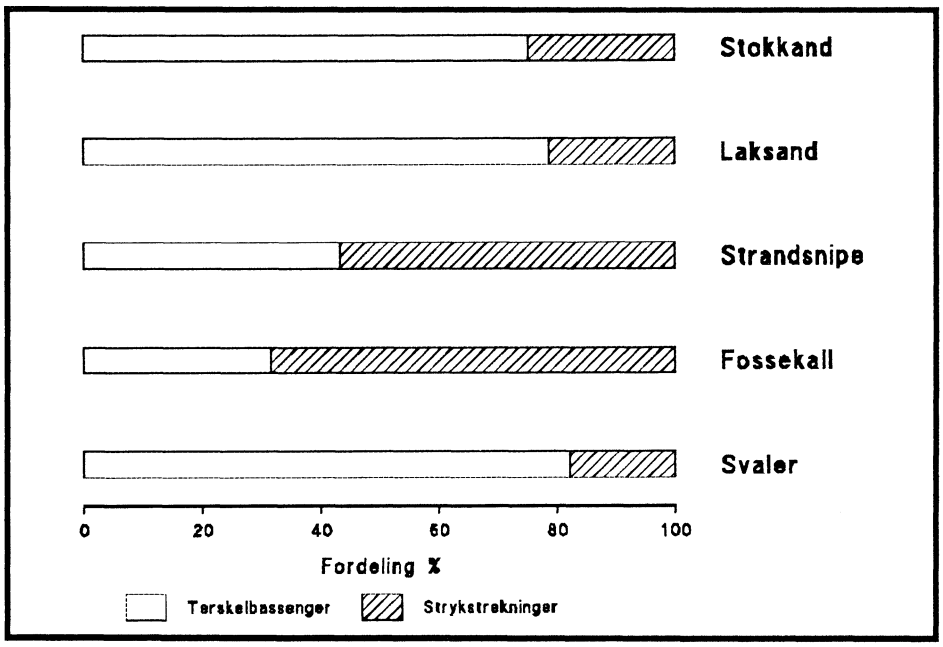


Fig. 17. Fordeling av fuglearter i terskelbassenger og på strykstrekninger i Hallingdalselva (etter Michalsen & Ree, 1976).

En spesiell studie av laksanda i Hallingdalselva ved Gol bekrefter den sterke tilknytningen denne fuglen har til terskelbassengene (Lid & Schandy 1984). Laksandas næringsvalg i de undersøkte lokalitetene viser at den hovedsakelig foretrekker aure, men at den også spiser noe ørekyte og bunndyr. Basert på et relativt sparsomt materiale har man indikasjoner på at laksandbestanden i et av feltene spiser omtrent dobbelt så mye aure som det som fiskes av sportsfiskere i samme tid. Dette gjør imidlertid ikke laksanda til et uønsket faunaelement. Den er en naturlig del av vår natur og lar den største fisken bli værende til sportsfiskerne.

Fugletellinger i terskelområder i Eksingedalen er utført i 1975, like etter regulering og terskelbygging (Råd & Angel-Jacobsen 1976) og i 1988 (Håland & Ugelvik 1989). Disse studiene viser at hekkepopulasjonene av mange arter vannfugl har økt i tetthet i de senere år. Dette gjelder spesielt vadefugl som vipe, strandsnipe og rødstilk. Noen andefugler, stokkand og krikkand, økte sin utbredelse i vassdraget mens det i 1988 for første gang ble registrert hekkende laksand i Hordaland. Totalt sett synes fuglefaunaen knyttet til vassdraget å ha blitt rikere og mer produktiv fra den første undersøkelsen i 1975. Den markante økningen i artsantall og endringer i hekkepopulasjonene kan blant annet forklares med den markante økningen i produksjon og tilgjengelighet av bunndyr fra elvehabitatene (Håland & Ugelvik 1989).

KONKLUSJON

Hovedkonklusjonen på forskningen omkring virkningene av terskler er at en fornuftig terskelbygging skaper et rikere og mer variert miljø i regulerte elver. Terskeldammer kan på mange måter sammenlignes med kulper. Bygging av terskler øker vanndekt areal og volum i elver med redusert vannføring. Det endrete hydrofysiske miljøet gir grunnlag for nye livsformer og mange dyrearter, blant annet aure, får bedre muligheter for overlevelse om vinteren og i ekstreme tørkeperioder.

ULEMPER VED TERSKELBYGGING

Selv om terskelbygging i store trekk har en positiv effekt på miljøet i regulerte vassdrag, er det også dokumentert en del uheldige virkninger av denne aktiviteten.

Terskelbygging kan komme i konflikt med andre interesser. For eksempel kan heving av vannspeilet i et område også heve grunnvannstanden med forsumping av omliggende områder som resultat.

Som nevnt tidligere er det i noen tilfeller dokumentert uheldig vegetasjonsutvikling og begroing i enkelte terskelbassenger. Hovedårsakene til dette er akkumulering av organisk

materiale, som gir god grobunn for plantene, i kombinasjon med endret hydrofysisk miljø.

Terskelbygging kan føre til uønskete endringer i artssammensetningen av fisk. Et eksempel har vi fra lakseelver der terskler kan øke dominansen av aure. Andre eksempler kan være at terskler skaper bedre livsvilkår for arter som f.eks. abbor og gjedde i innlandselver. Som tidligere nevnt kan terskelbassenger ha en forsterkende funksjon i forbindelse med spredning av fisk, eksempelvis ørekyte.

Terskler representerer en fysisk sperre i elven, og kan derfor være til hinder for fisk og for menneskelige aktiviteter som fløtning og padling. Fiskeoppgang kan sikres ved fisketrapper. Ellers er vannføringsreduksjonen ofte så sterk i regulerte elver at mulighetene for transport og ferdsel er redusert.

Terskler kan i enkelte tilfeller frembringe så gode fiskeplasser at de på det nærmeste kan få betegnelsen "slakteplasser" (Eie 1990). Dette kan igjen føre til ukontrollert bygging av terskler, også i elver som ikke er regulert. Vi har mange eksempler på uvettig og ulovlig virksomhet på dette feltet. Jeg vil igjen understreke at denne oppsummeringen av miljøeffekter av terskelbygging gjelder elver som ved regulering har fått redusert sin vannføring. I fremtiden må vi sette sterke krav til kontroll av terskelbygging, både i regulerte og i uregulerte vassdrag. Det må ikke bygges terskler i vassdrag som er underlagt vernerestriksjoner.

HVOR MANGLER VI KUNNSKAP?

Selv om forskningen omkring tersklenes virkning på miljøet har gitt oss svar på mange av våre spørsmål, er det ennå felter der vi trenger ytterligere kunnskap.

Vi må fortsette studiene av tersklenes langsiktige virkninger på miljøet. På noen felter, spesielt studiet av bunndyrsuksesjon, har Terskelprosjektet og det etterfølgende Biotopjusteringsprogrammet frambrakt lange måleserier. Slike serier er unike både i nasjonal og internasjonal sammenheng. De dataene som er innsamlet har ikke bare betydning for studiet av terskelvirkninger, men også for andre langsiktige endringer i vårt miljø.

Som nevnt tidligere mangler vi ytterligere kunnskap om terskelbyggingens virkninger på enkelte fiskearter. Dette gjelder spesielt laks. En av utfordringene er å utforme terskler slik at de uheldige virkninger gjøres så små som mulig. Vi trenger også mer informasjon omkring tersklenes virkninger på andre fiskeslag, eksempelvis ørekyte.

Vi har foreløpig ingen eksakte målinger av sedimentasjonsprosesser i terskelbassenger. Lange måleserier av disse

prosessene er sterkt ønskelig, både som underlag for utformingen av tersklene og for studier av langsiktige endringer i blant annet plante- og dyresamfunn.

Det er også viktig å få mer kunnskap om virkninger av ulike vannføringsforhold på miljøet. Sterke flommer har for eksempel en regulerende effekt på miljøet og kan i enkelte tilfeller være ønsket for å styre suksesjonen i ønsket retning.

Vi trenger mer kunnskap om ulike tiltak for å bedre muligheten for fisk og fiske i terskelområder. Terskelbassengene får ofte et svært homogent substrat som gir lite skjul. Enkle biotopjusterende tiltak i bassengene vil sannsynligvis øke fiskeproduksjon og muligheter for sportsfiske. Vi trenger også mer kunnskap om utforming av terskler og tiltak i tilgrensende strykområder med sterkt redusert vannføring.

Det bør også gjøres en innsats på den landskapsmessige siden i terskelområder. Spesielt gjelder dette etablering av kantvegetasjon langs deler av elvebredden, og studiet av virkningene av slik vegetasjon på miljøet både i elva og langs elvebredden.

REFERANSER

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

Andersen, T. F. 1983. Bestandstetthet og dødelighet hos ørret (Salmo trutta L.) eldre enn 2 år i øvre del av Eksingedalselva. Informasjon nr. 21 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 54 s.

Andersen, T. F., Fjellheim, A., Karlsen, L. R. & Raddum, G. G. 1986. Variations in density of a population of brown trout (Salmo trutta L.) and its relation to food resources in a regulated West Norwegian river. Pol. Arch. Hydrobiol. 33 (463-474).

Anderson, N. H. & Lehmkuhl, D. M. 1968. Catastrophic drift of insects in a woodland stream. Ecology, 49: 198-206.

Arnekleiv, J. V. 1988. Fiskebestand og bunndyr i Nea etter bygging av terskler. Informasjon nr. 28 fra Terskelprosjektet - Biotopjusteringsprogrammet. NVE, Oslo, 35 s.

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

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

Brandrud, T. E. & Johansen, S. W. 1992. Flotgras og krypsiv i terskelbasseng i Otra: Pilotforsøk med testing av frosttoleranse. NIVA, Oslo, Rapport nr. 2773, 12 s.

Brandrud, T. E., Mjelde, M. & Lindstrøm, E. A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA, Oslo, Rapport nr. 2826, 74 s.

Bremseth, G. & Berg, O. K. 1991. Undersøkelser av ungfiskbestander i dypere områder av elv. Informasjon nr. 32 fra Terskelprosjektet - Biotopjusteringsprogrammet. NVE, Oslo, 73 s.

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

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

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981b. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terkselbygging. Informasjon nr. 13 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 47 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981c. Bunndyrproduksjon i Eksingedalselva ved Ekse etter regulering og terskelbygging. Informasjon nr. 15 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 32 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1981d. Driv av bunndyr inn i og ut av terskelbassenget ved Ekse. Informasjon nr. 14 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 37 s.

Bækken, T., Fjellheim, A. & Larsen, R. 1984. Benthic animal production in a weir basin area in western Norway. In: Lillehammer, A. & Saltveit, S. J. (eds.) Regulated Rivers. 223-232. Universitetsforlaget, Oslo.

Eie, J. A. 1990. Biotopjusteringsprogrammet - Utvikling av biotopjusterende tiltak i regulerte vassdrag. Vassdragsregulantenes Forening - Fiskesymposiet 1990: 11-15.

Eie, J. A. & Brittain, J. E., 1990. Biotopjusteringsprogrammet - Status 1988. NVE, Oslo Publikasjon nr. V 28, 54 s.

Elliott, J. M. 1975. The growth rate of brown trout (Salmo trutta L.) fed on reduced rations. J. Anim. Ecol. 44: 823-842.

Evensen, T. H. 1981. Ørretvandring i øvre del av Eksingedals elva. Informasjon nr. 12 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo,37 s.

Evensen, T. H. 1984. Migrations of brown trout (Salmo trutta L.) at a weir in a regulated river in western Norway. In: Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. (eds.) Regulated Rivers. 321-327. Universitetsforlaget, Oslo.

Fjellheim, A., Karlsen, L. R. & Raddum, G. G. 1987. Bunndyrfaunaen i Eksingedalselva ved Ekse. En sammenligning av forholdene 3 og 11 år etter terskelbygging. Informasjon nr. 27 fra Terskelprosjektet Biotopjusteringsprogrammet. NVE, Oslo, 46 s.

Fjellheim, A., Raddum, G. G. & Schnell, Ø. A. 1989. Changes in benthic animal production of a weir basin after eight years of succession. Regulated Rivers: Research and Management 3: 183-190.

Fjellheim, A., Raddum, G. G. & Sægrov, H. 1990. Tetthetsavhengige faktorer - Effekt på rekruttering av aure i terskelbassenger. Vassdragsregulantenes Forening - Fiskesymposiet 1990: 114-125.

Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G. G. & Schnell, Ø. A. 1992. Bunndyrstudier i Eksingedalselva ved Ekse. Effekter av økt vannføring på bunndyrsamfunnet. Informasjon nr. 33 fra Terskelprosjektet - Biotopjusteringsprogrammet. NVE, Oslo, 36 s.

Fjellheim, A., Håvardstun, J., Raddum, G. G. & Schnell, Ø. A. 1993. Effects of increased discharge on the yearly productivity of benthic invertebrates in a regulated river. Regulated Rivers: Research and management (in press).

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

Gullbrå, J. 1989. Grunneiernes syn på aktiviteten i vassdraget. I: Eie, J. A. & Brittain, J. E.(red.). Eksingedalen, utbygging-forskning-forvaltning. Fortid - nåtid - framtid. Seminar Voss, mai 1989. Informasjon nr. 31 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, s 99-102.

Hagala, Y. 1983. Eggproduksjon, yngeltetthet, dødelighet og vekst hos ørret (Salmo trutta L.) yngre enn 3 år i øvre del av Eksingedalselva. Informasjon nr. 20 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 47 s.

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

Heggberget, T. G. 1984. Populations of presmolt Atlantic 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. In: Lillehammer, A. & Saltveit, S. J. (eds.) Regulated Rivers. 293-306. Universitetsforlaget, Oslo.

Håland, A. & Ugelvik, M. 1989. Vannfugl i Eksingedalsvassdraget - endringer i hekkepopulasjonene fra 1975 til 1988. I: Eie, J. A. & Brittain, J. E.(red.). Eksingedalen, utbygging-forskning-forvaltning. Fortid - nåtid - framtid. Seminar Voss, mai 1989. Informasjon nr. 31 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, s 85-88.

Karlsen, L. R. 1986 Næringsopptak hos ørret (Salmo trutta L.) i relasjon til næringstilbudet i en regulert elv. Hovedfagsoppgave i ferskvannsøkologi, Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen, 60 s.

Karlsen, L. R. 1988. Næringsopptak hos ørret (Salmo trutta) i relasjon til næringstilbudet i den regulerte Eksingedalselva. Informasjon nr. 30 fra Terskelprosjektet - Biotopjusteringsprogrammet. NVE, Oslo, 51 s.

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

Langeland, A. & Haukebø, T. 1979. Ørret, lake og bunndyr i Nea før bygging av terksler. Informasjon nr. 9 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 56 s.

Larsen, R. 1977. Ørretens vandringer, bestandsstørrelse, vekst og føde i øvre del av Eksingedalselven før reguleringen. Informasjon nr. 6 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 31 s.

Lid, G. & Schandy, T. 1984. Laksandas forekomst og næringsvalg i Hallingdalselva ved Gol. Informasjon nr. 25 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 30 s.

Mellquist, P. 1976. Informasjon om terskelprosjektet. Informasjon nr. 1 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 47 s.

Mellquist, P. 1985. Liv i regulerte elver. Terskelprosjektet. Kraft og miljø nr. 10. NVE, Oslo, 120 s.

Michaelsen, J. & Ree, V 1976. Rapport om takseringer av fuglefaunaen langs deler av Hallingdalselva i perioden 1. Mai - 1. August 1975. Informasjon nr. 2 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 39 s.

Navrud, S. 1987. Økonomisk verdsetting av fritidsfisket etter ørret (Salmo trutta L.) I Hallingdalselva i Gol kommune. Informasjon nr. 26 fra Terskelprosjektet - Biotopjusteringsprogrammet. NVE, Oslo, 121 s.

Raddum, G. G., Fjellheim, A., & Sægrov, H. 1989. Removal of brown trout (Salmo trutta L.): Changes in population dynamics in a weir basin in western Norway. Regulated Rivers: Research and Management 3: 225-233.

Rørslett, B. 1991. Krypsiv i Otra nedstrøms Brokke: Storskala innfrysningsforsøk 1991. NIVA, Oslo. Rapport nr. 2660, 11 s.

Rørslett, B., Brandrud, T. E. & Johansen, S. W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag til tiltak. NIVA, Oslo, Rapport nr. 2442, 117 s.

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

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

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

Skurdal, J. Hegge, O. & Hesthagen, T. 1989. Exploitation rate, survival and movements of brown trout (Salmo trutta L.) stocked at takeable size in the regulated rivers Lågen and Otta, southern Norway. Regulated Rivers: Research and Management 3: 247-253.

Sægrov, I. 1989. Terskelpåleggene - Landskapspleie. I: Eie, J. A. & Brittain, J. E. (red.). Eksingedalen, utbygging-forskning-forvaltning. Fortid - nåtid - framtid. Seminar Voss, mai 1989. Informasjon nr. 31 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, s 37-43.

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

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

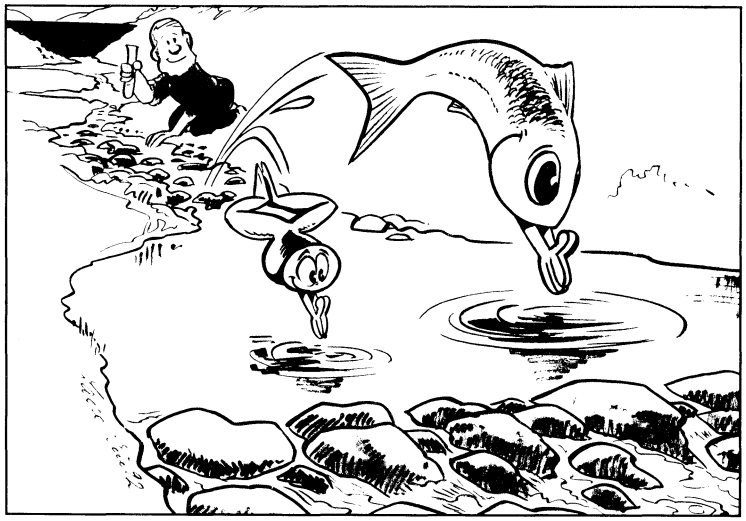
Aass, P. 1983. Ørreten i Hallingdalselva og Hemsil. Informasjon nr. 22 fra Terskelprosjektet. NVE, Oslo, 48 s.

Aass, P. 1984. Age, growth and yield of brown trout (Salmo trutta L.) in the river Hallingdalselv, eastern Norway. In: Lillehammer, A. & Saltveit, S. J. (eds.). Regulated Rivers. 351-363. Universitetsforlaget, Oslo.

Tittel: ***STEINSETTING I VASSDRAG, VIRKNING PÅ BUNNDYR OG FISK***

Forfattere: ***JOHN E. BRITTAIN [1], SVEIN JAKOB SALTVEIT [1], JO VEGAR ARNEKLEIV [2], NILS ARNE HVIDSTEN [3] OG BJØRN OVE JOHNSEN [3]***

Ansvarlig institusjon:
1 UNIVERSITETET I OSLO
2 UNIVERSITETET I TRONDHEIM
3 NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

INNLEDNING

Endring, modifisering eller flytting av bekke- eller elveløp gjøres relativt ofte til en rekke ulike formål, som begrensning av flom, innvinning av jordbruksareal og vassdragsreguleringer. De vanligste inngrep er kanalisering, utretting av elveløp og forbygnning langs bredd. Effekt på biologiske forhold vil avhenge av graden av modifisering og hvilke interesser som finnes i vassdraget som berøres. Da en rekke ulike betingelser på en strekning endres, kan det ofte være vanskelig å finne årsaker til endringer i biologiske forhold. Endring i elvebruk medfører endring i morfologiske og hydrauliske forhold som endrer habitat for biologiske populasjoner. Først når effekten av tapt habitat gjenspeiles i fiskepopulasjonen blir tiltak vurdert. Restaurering blir ofte det tiltaket biologen settes til. Det er derfor viktig at biologene også kontaktes på et tidlig stadium i prosessen slik at disse også kan gi innspill før endringer foretas, snarere enn etterpå når endring i habitat for fisk og næringsdyr allerede har funnet sted.

De enkelte fiskearter stiller bestemte krav til sitt leveområde, habitat. Laksefisk velger ikke vilkårlig sine oppholdsplasser, men tar tilhold på steder som tilfredsstiller bestemte krav fisken har til leveområde. Viktige fysiske parametre for fisk i rennende vann er vannhastighet, vanndyp, substrat og muligheter for skjul (Heggenes 1988). For laks og ørret foreligger gode opplysninger om habitatkrav, der laks f.eks. foretrekker høyere vannhastighet og større dyp enn ørret (Heggenes 1988, 1990 og Heggenes og Saltveit 1990). Endres disse forhold, endres også forholdet innen den enkelte art og mellom artene. Foretrukket habitat varierer med fiskestørrelse.

Ved utformingen av tiltak som steinsetting, vil det være mest naturlig å ta hensyn til de krav fisk stiller til habitat. Videre må det tas hensyn til ekstreme vannføringsforhold, både flom og tørke. Om vinteren står ørret skjult i substratet om dagen (Heggenes 1992). Det er derfor viktig med grovere substrat som gir nok hulrom å skjule seg i. Den større fisken oppholder seg på dypere vann i kulpene. Det optimale vil derfor være veksling mellom stryk og høler. Hølen vil fungere som oppholdssted om vinteren og ved tørke.

Mange av de ødeleggende effekter av kanalisering kan derfor unngås ved ikke å ødelegge den hydrauliske og morfologiske likevekt som naturlige bekker og elver har (Nunnally 1978). Dette kan gjøres med relativt enkle midler, samtidig som en prøver å ivareta fundamentale komponenter for fisk; vannkvalitet, næringsområder, områder for gyting, eggutvikling og skjul. Et nøkkelord her er **diversitet** eller **mangfold**. For å ivareta diversiteten i det biologiske samfunn er det viktig å beholde diversiteten i de morfologiske, hydrauliske og fysiske forhold. På makronivå gjelder det habitatkomponenter som

tilfredsstiller alle livssyklusstadier. Det er ikke nok bare å ha strykstrekninger for å tilfredsstille næringsdyrproduksjon og gytemulighet. Dersom kulper og skjul mangler vil en ha liten mulighet til å beholde større fisk.

I rennende vann er bunndyr viktigste næringskilde for fisk. Bunndyr representerer et viktig element for utnyttelse og omsetting av plantemateriale i elver og bekker. Det organiske materialet er enten produsert som alger og mose eller tilført utenifra; alloktont materiale. Fisk tar bunndyr som enten driver eller direkte fra bunnen. I rennende vann utgjør bunndyr en stor og variert andel av faunaen, og jo mer komplekst sammensatt substratet er, desto mer divers er faunaen (Hynes 1970). Bunndyrs krav til habitat er imidlertid ikke så godt kjent som for fisk, og det er også langt vanskeligere å studere.

I rennende vann finnes bunndyr innen flere ulike typer av habitat. For enkelte grupper er makrovegetasjon svært viktig, mens sand og grus er viktig for gravende former. Generelt finnes imidlertid de høyeste tettheter og den største variasjonen på strykstrekninger med stein og grov grus. Det er rimelig å anta at tiltak som iverksettes for å øke fiskeproduksjonen også ivaretar bunndyrene.

I Norge har praktiske forsøk med biotopjustering vært ført innenfor rammen av Biotopjusteringsprogrammet, som etterfulgte Terskelprosjektet. I tillegg til terskelundersøkeler, har Biotopjusteringsprogrammet utført studier av andre tiltak i vassdrag for å kunne gjenskape naturlige forhold etter inngrep. Flere av disse prosjektene inkluderer endring av substrat og steinsetting. To av hovedprosjektene innenfor Biotopjusteringsprogrammet, Lesja og Søya, omtales senere. Utover disse prosjektene er det utført biotopendringer i flere små vassdrag i Hedmark og Oppland. Letjenna, et sidevassdrag til Glomma i Hedmark, ble tidligere tilpasset tømmerfløting. Som ledd i å forbedre rekruttering av ørret til Glomma ble elveleiet restaurert med kulper og stryk (Eie og Brittain 1990). Dette ga bedre forhold for yngel, spesielt ved lave vannføringer. Lignende tiltak ble også utført i Brumunda og Moelva i forbindelse med "Operasjon Mjøsørret". Her besto habitatforbedringene i å grave kulper, legge ut steingrupper og bygge terskler og strømkonsentratorer (Brittain og Eie 1990). Alle disse nevnte er tiltak i små vassdrag. Effekt av tilsvarende tiltak i større vassdrag presenteres her.

STEINUTLEGGINGSFORSØK - BAKGRUNN OG TILTAK

GUDBRANDSDALSLÅGEN PÅ LESJA

Bakgrunn

Etter drenering av Lesjaleirene og kanalisering av Gudbrandsdalslågen i slutten av 1970-årene (Jordhøy 1989), var det et ønske om tiltak i elva for å øke fiskeproduksjonen. Den kanaliserte strekningen er ca. 16 km lang, og består av steinsatt elvebredd. Elvebunnen er svært homogen, bestående hovedsakelig av lys sand, uten dype områder og kulper. Vannhastigheten er relativt lav. Strekningen tilføres stadig løsmasser fra Lora, og det foregår en mer eller mindre kontinuerlig transport av det finere bunnsubstratet. I løpet av kort tid har det vært en rask utvikling av vegetasjon, dominert av stor vass-soleie i en del områder. Langs hele den kanaliserte strekningen ligger jordbruksområder, avdelt med enkelte drenerende kanaler som munner ut i Lågen.

Ørret er dominerende fiskeart. Ut fra generell kunnskap om habitatpreferanse er forholdene lite gunstige for ørret. Dette gjelder alle stadier av livssyklus. Det aktuelle bunnsubstratet og det ensartede bunnprofilet gir få skjul-muligheter. Videre gir ustabilt bunnsubstrat og fin sand dårlig næringsdyrproduksjon og dårlige gytemuligheter.

Tiltak

Den kanaliserte elvestrekningens homogenitet og utstrekning gjør det mulig med habitatforbedrende tiltak under kontrollerbare betingelser, som i feltforsøk som ellers er vanskelig å tilfredsstille. Det ble lagt ut grovere stein på 4 lokaliteter, og disse er sammenlignet med 4 uendrede referanselokaliteter (Brittain 1992 og Brittain et al. i trykk).

Stein ble lagt ut på fire lokaliteter våren 1990. Steinmassene ble lagt i røyser, ca. 8 m x 5 m i areal og med 11 røyser pr. stasjon. Røysene ble lagt ut i et standard mønster, med tre rader på tvers av elva (fig. 1.). Fire av røysene på hver lokalitet ligger i tilknytning til elvebredden.

I tillegg til de 8 lokalitetene inngår ytterligere 4 utvalgte lokaliteter med naturlig grovt substrat. Disse vil gi informasjon om forventete resultater av fluktuasjoner i eksisterende fiskebestander som ikke skyldes biotopforbedrende tiltak.

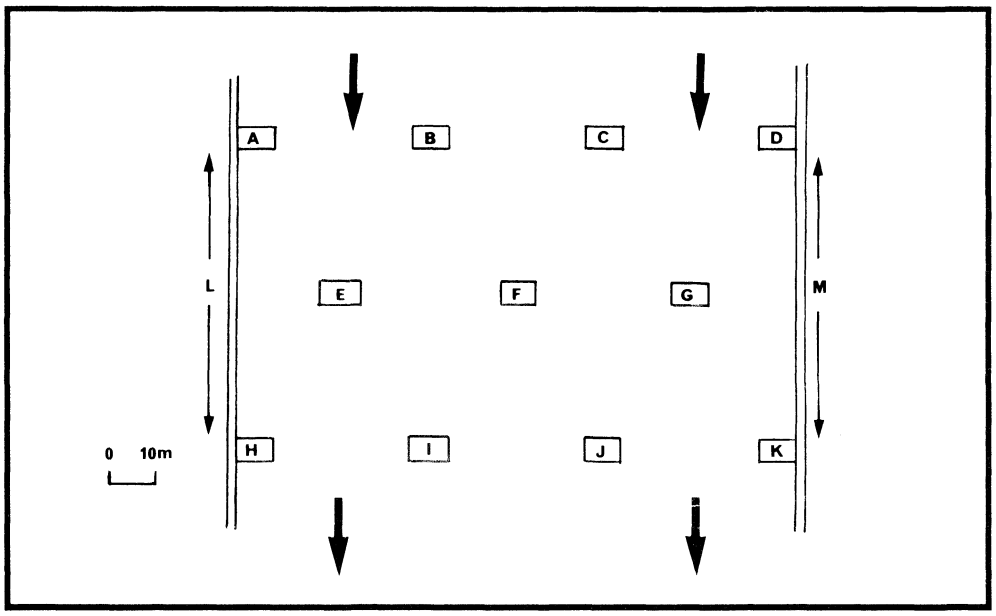


Fig. 1. Utleggingsmønster for steinrøysene på Lesjaleirene.

SØYA

Bakgrunn

Søya har sitt utspring fra fjelldalene Kvendalen, Søyådalen og Tverrådalen, med utløp til Stangvikfjorden ved Kvanne. Nedslagsfeltet (152 km^2) er høytliggende og har få innsjøer. Vannføringen i Søya varierer derfor sterkt også innen korte tidsperioder. Søya er varig vernet mot kraftutbygging.

Elva er laks- og sjøørretførende de nedre ca. 17 km. De beste fiskeplassene ligger nedenfor Haugafossen (fig. 2.), der elva veksler mellom kulper og stryk. Ovenfor Haugafossen var elva sterkt meandrerende i en ca. 7 km lang strekning opp til Kvendbøbrua. Elva ble senket og kanalisert på strekningen mellom Kvendbøbrua og Haugafossen (fig. 2.). Elva framstår etter inngrepet som en rett kanal på denne strekningen. Etter kanaliseringen har elva et bunnsubstrat bestående av rund elvestein øverst ved Kvendbøbrua på 10-15 cm i diameter, som gradvis går over til mindre stein, sand og tilslutt finsand på det nederste partiet ovenfor Haugafossen.

Søya ble kanalisert på strekningen fra Haugafossen til Kvendbøbrua i perioden 1985-1988. Årsaken var at jordbruket i området hadde problemer med oversvømt jord og ønske om dyrkingsarealer. Elva er forkortet ca. 2,5 km ved kanaliseringen, og den kanaliserte sonen er ca. 5 km lang.

Fossåa, en sidebekk fra øst som munner ut i Søya litt ovenfor St. 5, ble overført i et nygravd løp seinhøsten 1987. Det nye elveløpet er bratt og med ustabilt substrat av grus og stein.

I Søya undersøkes effekter av substratforbedring (steinsetting) som tiltak for å bedre næringsgrunnlaget og oppvekstmulighetene for ungfisk, og effekten av kanalisering på bunnfaunaen.

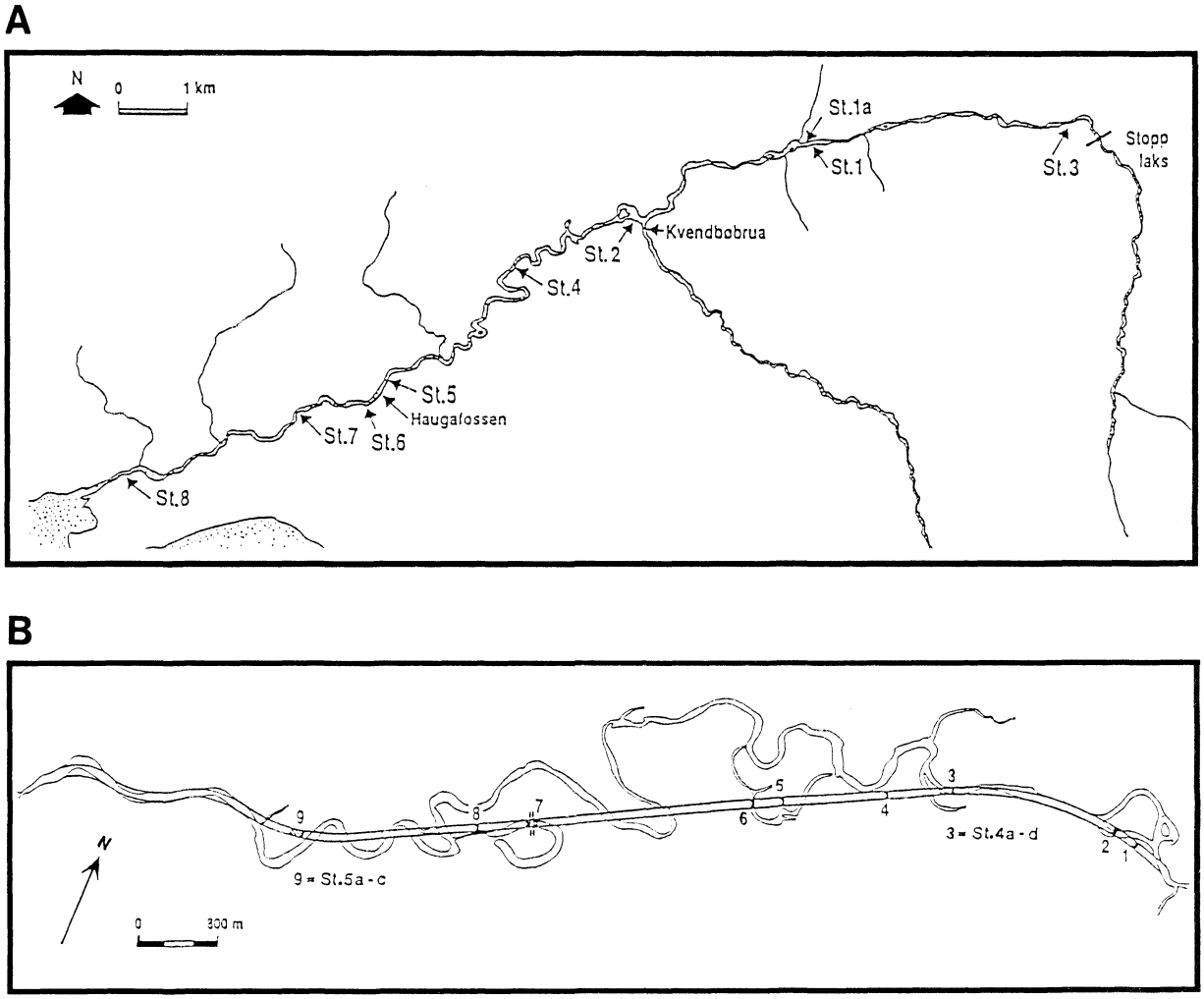


Fig. 2. Stasjonsplassering i Søya før (A) og etter (B) kanalisering.

Det ble valgt områder ovenfor, på og nedenfor kanalisert strekning for å analysere effekter på ungfisken av de ulike manipuleringene. Hensikten var å måle effekt av ulike steinsettinger på tetthet av laks og ørret. Det var viktig å se på effekten av bare plastring med stein langs elvebredden (elveforbygning) og steinsettinger ute i elva. Valg av steinstørrelse var også viktig. Senere ble målsettingen utvidet for å undersøke om det var mulig å forbedre selvrensingsevnen i steinsettingene. Dette ble forsøkt med å legge ut stein i mønster for å skape stor vannhastighet mellom steinene.

Tiltak

På den kanaliserte strekningen er det bygd 6 terskler av Syvde-typen, foruten at elvebredden er forbygd med stein (plastret) på tradisjonell måte (Hvidsten & Johnsen 1990, 1992). Tersklene danner kulper hvor det tidligere var få dype partier. På kanalisert sone er det bygd to flatterskler (st. 4 og st. 5, fig. 2.). Det er på hver av stasjonene lagt ut sprengt stein på 0-20 cm og 20-40 cm over hele elvebredden. Det ble lagt ut stein vinteren 1986/87 på st. 4 og vinteren 1987/88 på st. 5. Hver størrelsesgruppe stein er lagt i 30 m lengde langs elva. Nedenfor og ovenfor st. 4 og st. 5 er elvebredden plastret med sprengt stein likedan med den kanaliserte strekningen forøvrig og fungerer som kontrollområder. Vinteren 1987/88 ble steinen ute i elva på st. 4b og c gravd opp fra finsubstratet for å gi effekt som skjuleplass for ungfisk. Etter ny nedslamming av steinsettingene, ble det forsøkt med steinsettinger som var forventet å gi lenger varighet. Målsettingen er at finsubstrat og mindre stein skal spyles vekk med vannstrømmen mellom de utlagte steinene, og derved gi lenger varighet på skjuleplassene enn ved vanlige steinsettinger.

METODER

Bunndyr

Bunndyr i Lesja og Søya ble innsamlet med Surber- og sparkeprøver. Til både kvalitative (sparkeprøver) og kvantitative (Surber) prøver er det benyttet håvduk med maskestørrelse 0,5 mm i Søya og 0,25 mm i Lesja. Sparkeprøver er benyttet fordi det ikke alltid var mulig å bruke Surber. Det skyldes enten for grovt substrat eller for dypt vann.

Fisk

Til registrering av fisk er det benyttet et elektrisk fiskeapparat av Paulsen-typen. En kombinasjon av merking/gjenfangst og avfisking ved gjentatt uttak er benyttet til beregning av bestandsstørrelser og vandringsmønster.

Bestandsberegning og registrering av habitatbruk er foretatt flere ganger i løpet av året, fra april til september. I perioden juli-september 1992 ble det i Lesja gjort forsøk med fortetning av fisk på røysene. Det ble gjort tilsammen tre forsøk med utsetting av ulike tettheter av fisk. Før utsetting ble bestanden beregnet ved gjentatte uttak, deretter ble tettheten økt gjennom utsetting av merket fisk, for igjen å bli beregnet.

Undersøkelser av det kanaliserte området i Søya ble også gjennomført for å kartlegge om terskelområdene ville fungere som gyteområder.

Alle fiskere i Søya som hadde løst fiskekort og alle grunneirne som hadde fisket, ble tilsendt et spørreskjema i 1985, 1986 og 1991 for å undersøke effekten av tiltak på utøvelsen av fiske.

RESULTATER

LESJA

Bunndyr

Bunndyrprøver viser tydelige forskjeller i tetthet og artssammensetning mellom ulike habitattyper (fig. 3.).

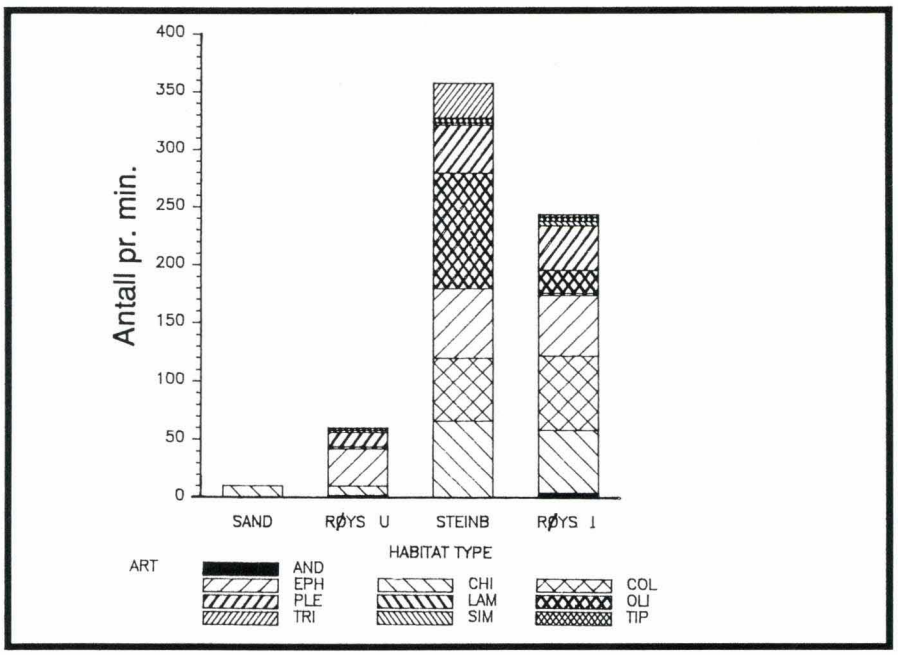
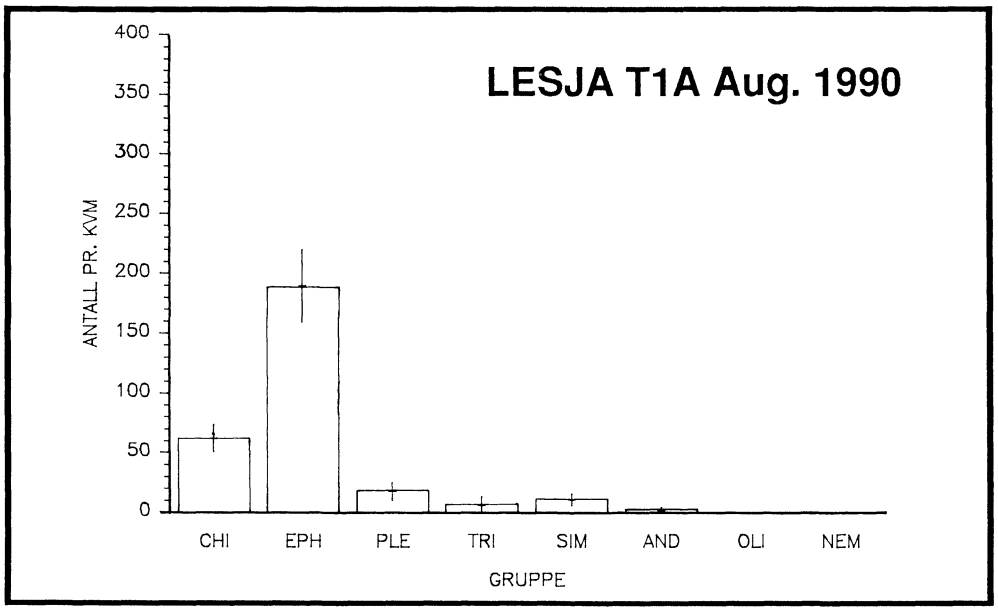


Fig. 3. Bunndyrmengde i ulike habitater på Lesja i august 1990.

Allerede 6 måneder etter steinutlegging (august 1990) var bunndyrtettheten og artsmangfoldet betydelig høyere på røysene ute i elva enn på sandbunnen omkring. Selv om steinrøysene langs elvebredden hadde høye bunndyrtettheter, var tettheten noe lavere enn tilsvarende etablerte steinsatte områder langs land. Prøver tatt ett år senere, i 1991, viser imidlertid at diversiteten har økt i forhold til 1990 (fig. 4.).



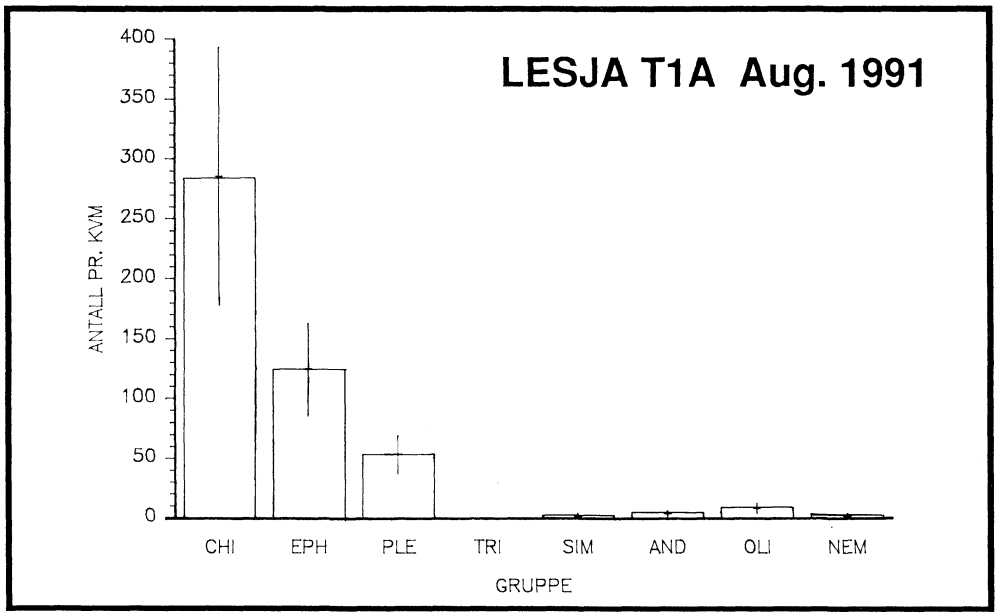


Fig. 4. Bunndyrtettheter (antall/m^2 + standardavvik) på steinrøys i Lesja i august 1990 og 1991.

Fisketetthet før og etter steinutlegging

Fisketettheten var merkbart høyere i 1990 og 1991 sammenlignet med årene før i utleggsområdene og i steinsettingen langs elvebredden. Det er registrert en tydelig tiltrekkingseffekt i utleggsområdene (fig. 5.). Tettheten var størst rundt de røysene lagt i tilknytning til elvebredden og langs selve elvebredden mellom disse røysene. Fisketettheten var klart lavere rundt røysene ute i elva (fig. 5.).

Produksjon av næringsdyr på substrat av ustabil sand er lav. Dette substratet gir også ekstremt dårlige skjulmuligheter, både for ungfisk og større fisk.

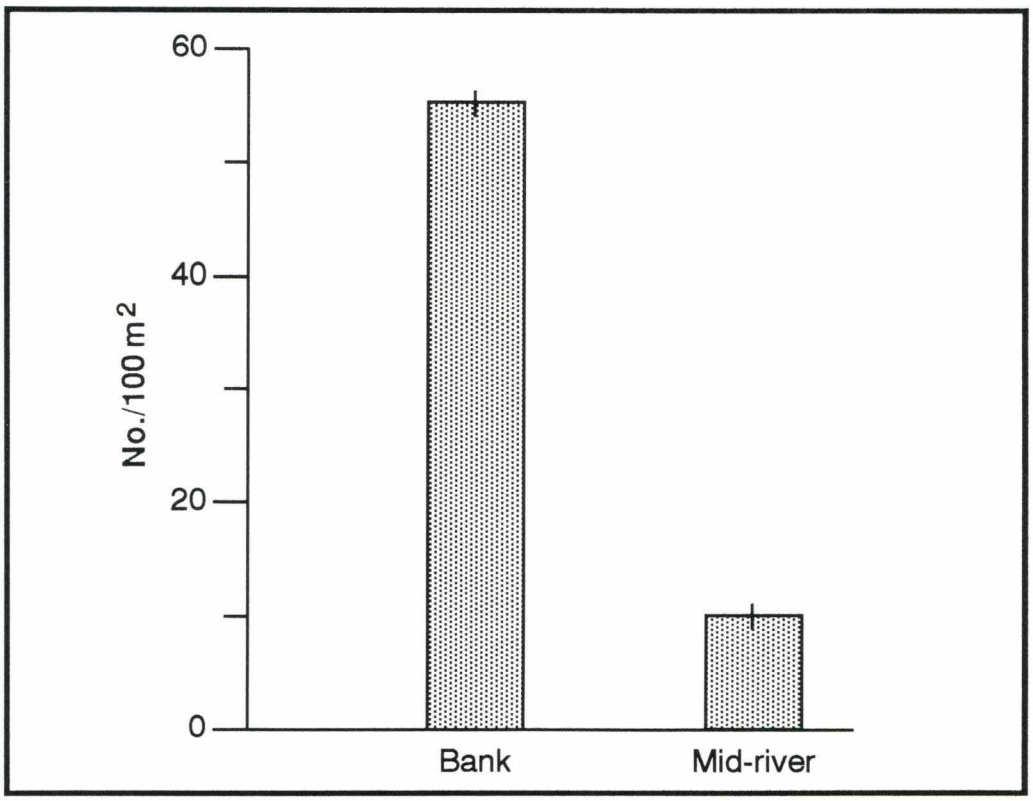


Fig. 5. Tettheter (+95% konfidens intervall) av ørret estimert ved elektrofiske ved utlagt steinrøys ved bredden og ute i elva, sommeren 1990.

Fortetning av fisk

Resultatene er vist på fig. 6. I alle tre forsøksområdene er tetthetene lave umiddelbart før utsetting av fisk, varierende fra 19.6 til 36.3 fisk/100 m^2. Denne fisken og fisk fra andre områder ble merket og satt tilbake i tettheter tilsvarende ca. 120, 220 og 420 fisk pr. 100 m^2. Allerede dagen etter er de beregnede tettheter betydelig lavere. To måneder etter forsøk-

et er tettheten ikke vesentlig forskjellig fra det den var før merket fisk ble satt ut. Det ble da heller ikke fanget noen merkete fisk.

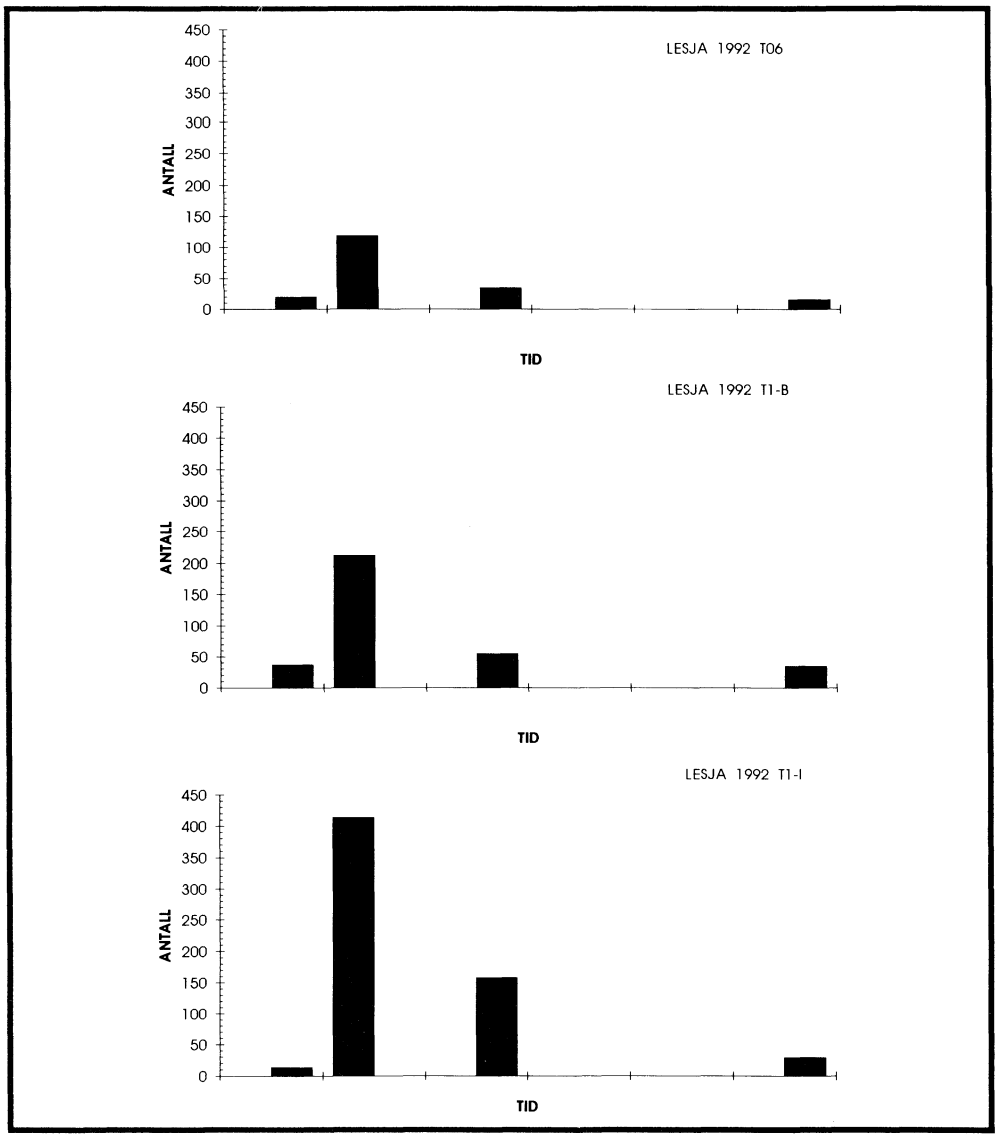


Fig. 6. Beregnet tetthet av ørretunger i ulike røyser i Lesja før, like etter og to måneder etter utsetting av ulike mengder fisk.

SØYA

Bunndyr- og tetthetsundersøkelsene av fisk i Søya har vært vanskelige å gjennomføre under noenlunde like forhold på grunn av store og raske vannføringsendringer. Tidspunktet for innsamling har derfor variert mellom ulike år.

Bunndyr ved steinsettingene i kanalsonen

På de ulike substrattypene som er etablert i kanalsonen etter steinsetting og naturlig omlagring, var det klare forskjeller i relative bunndyrmengder. Sandbunn nederst i kanalsonen hadde de laveste bunndyrmengder (fig. 7.). Antallet bunndyr pr. prøve var større i området med små, rund elvestein (st. 4d), mens de steinsatte feltene (st. 4c, st. 5a, b) hadde de største relative bunndyrmengdene.

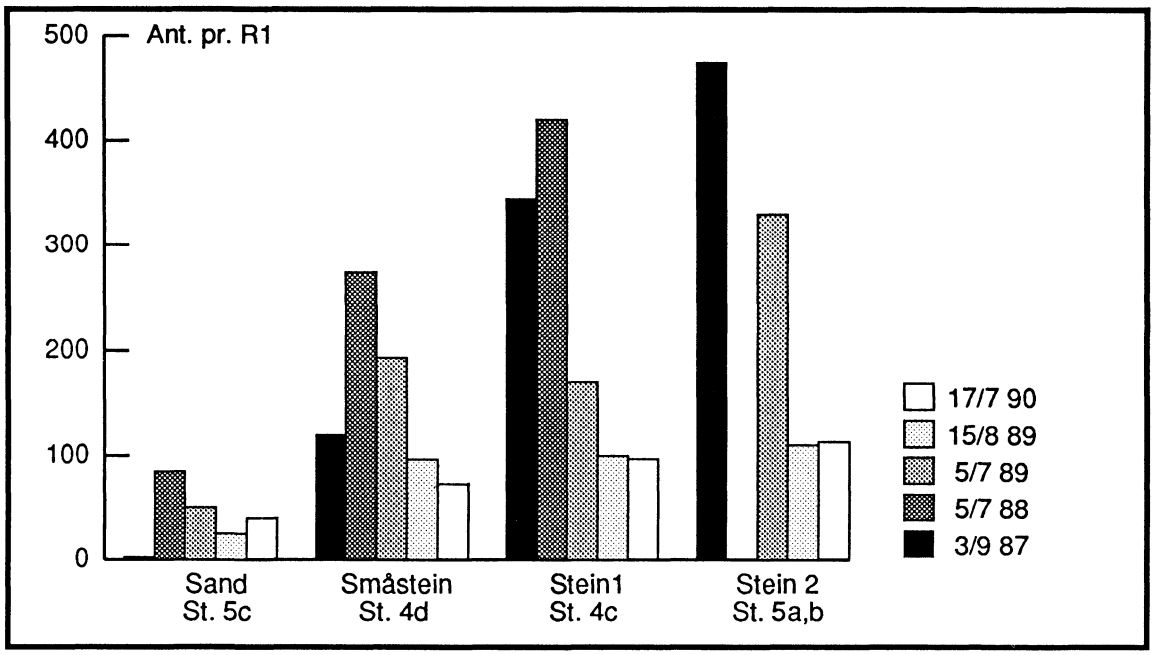


Fig. 7. Mengde bunndyr (antall pr. minutt roteprøve) på ulike substrattyper i Søya 1987-1990.

Resultatene viser en rask etablering av bunnfauna med større tettheter i de nylagte steinfeltene enn utenfor, allerede første sommeren (1987). Sandbunn (st.5c) var svært artsfattig i alle perioder utenom juli 1990 da det ble registrert et fåtall individer av fire steinfluearter og to døgnfluearter (fig. 8.). På steinsettingsfeltet ble det i de samme perioder (juli-august-prøver fra 1987 til 1990) registrert tilsammen 5 døgnfluearter, 8 steinfluearter og 3 vårfluearter.

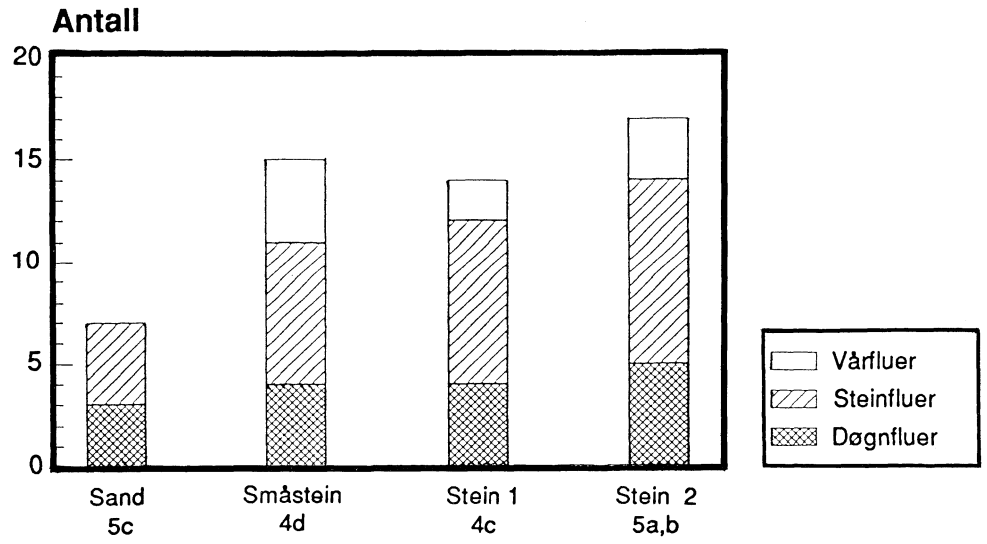


Fig. 8. Antall arter av døgn-, stein- og vårfluer på ulikt substrat i Søya 1987-1990.

Sideløpet Fossåa ble overført i et nygravd elveløp senhøsten 1987, og de første bunndyrprøver ble tatt i april 1988. Det var allerede da etablert en sparsom bunnfauna i det bratte og ustabile bekkeløpet (fig. 9.). Det foregikk en gradvis etablering av faunaen utover 1988 og 1989. Antallet individer pr. prøve og artsantallet av døgn-, stein- og vårfluer var ved alle tidspunkter lavere enn i kanalsonen i Søya. Bekkeløpet var i hele perioden svært ustabilt med til dels stor transport av grovt materiale.

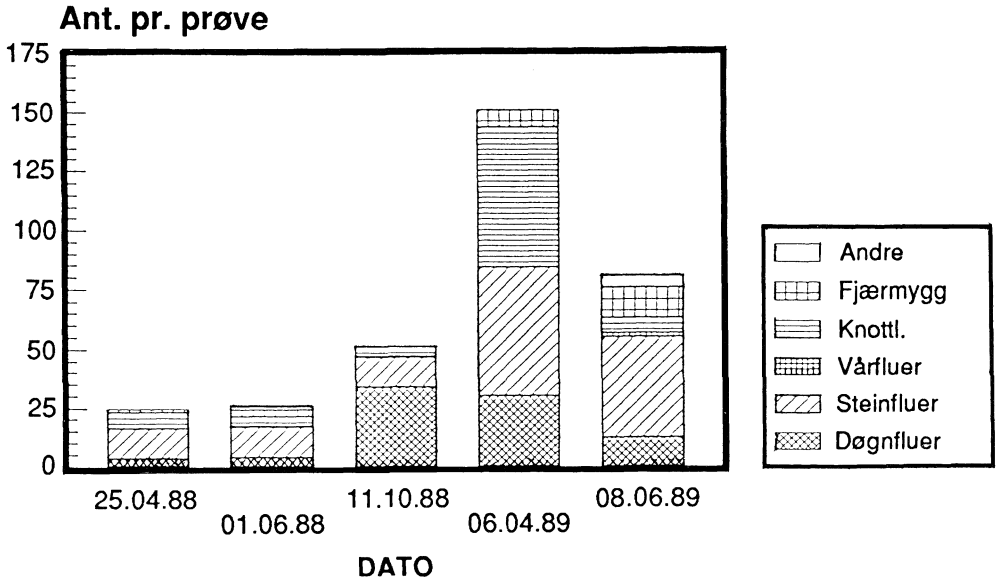


Fig. 9. Bunndyrsammensetningen og mengde (gj.sn.antall pr. roteprøve) i Fossåa i 1988 og 1989.

Ungfiskundersøkelser

Det synes som om tettheten av ørretunger er like stor med bare plastret elveside som når stein ligger utover i elva (område 4a og 4d) (fig. 10.). Dette står i motsetning til tettheter av laksunger, som økte når det ble lagt stein utover i elva (st. 4b og st. 4c) (fig. 11.). Utlagt sprengt stein i elvebunnen synes å gi et meget godt habitat for ungfisk av laks. Effekten av den utlagte steinen avtok imidlertid med tiden på grunn av tilslamming.

Vinteren 1987/88 ble steinene ute i elva på forsøksfeltene st. 4b og st. 4c gravd opp fra finsedimentene for at de skulle gi skjuleplasser for ungfisken. Dette ga økt tetthet av laksunger i 1989. På nytt ble steinsettingene på område 4b og 4c auret ned og tettheten av laksunger avtok i 1990. Våren 1991 ble det lagt ut stein på den øverste halvparten av 4c (lengde=30 m), og ble kalt st. 4c2 (lengde=15 m). Det er lagt ut stor stein på opptil 1 m^3 på området for at steinene skal virke som strømforsterkere og derved øke vannhastigheten forbi dem. Hensikten var å hindre nedauring av hulrommene mellom steinene, selve steinene og under og på det steinsatte området nedenfor. Etter ett år var effekten av denne nye typen steinutlegging positiv. Det var trolig høyere tetthet av laks på st. 4c2 enn på alle andre områder med unntak av st. 7 i 1992. Det ble også funnet høy tetthet av ørretunger på st. 4c2. Dette har trolig sammeneng med at strømhastigheten blir nedsatt vesentlig ute i elva, og at det derfor er bedre oppholdsmuligheter for ørret ute i elva etter at den store steinen ble utlagt i 1991. Det er for tidlig å si noe om langtidseffekten av den nye steinsettingen.

På den nedre delen av den kanaliserte strekningen er tetthetene på kontrollfeltet lavere enn tidligere (st. 5c), mens tettheten på de steinsatte områdene (5a og 5b) er på samme nivå som tetthetene før inngrepet (fig. 10, 11.). Årsakene til dette er trolig flere. Det er en lang strekning med meget fint bunnsubstrat ovenfor forsøksområdet. Finmaterialet nedsetter trolig produksjonen av egnete næringsemner for fisken, samtidig med at det blir ubehagelig for fisken å oppholde seg der når vannføringen er stor pga. massetransport.

Tettheten av ørretunger nedenfor kanalisert sone har avtatt etter kanaliseringen. Dette har gitt seg størst utslag på st. 6 som ligger rett nedenfor kanalisert sone. Tettheten av laksunger synes å ha avtatt i mindre grad enn tettheten av ørretunger, og tettheten i 1992 tilsvarte den før kanaliseringen.

Det har pågått en stor materialtransport av fint materiale nedover vassdraget, og det merkes ved at det har bygd seg opp sanddyner i utløpet av elva. Sanden har tettet til hulrommene mellom steinene langs land, som er det viktigste tilholdsstedet for ørret.

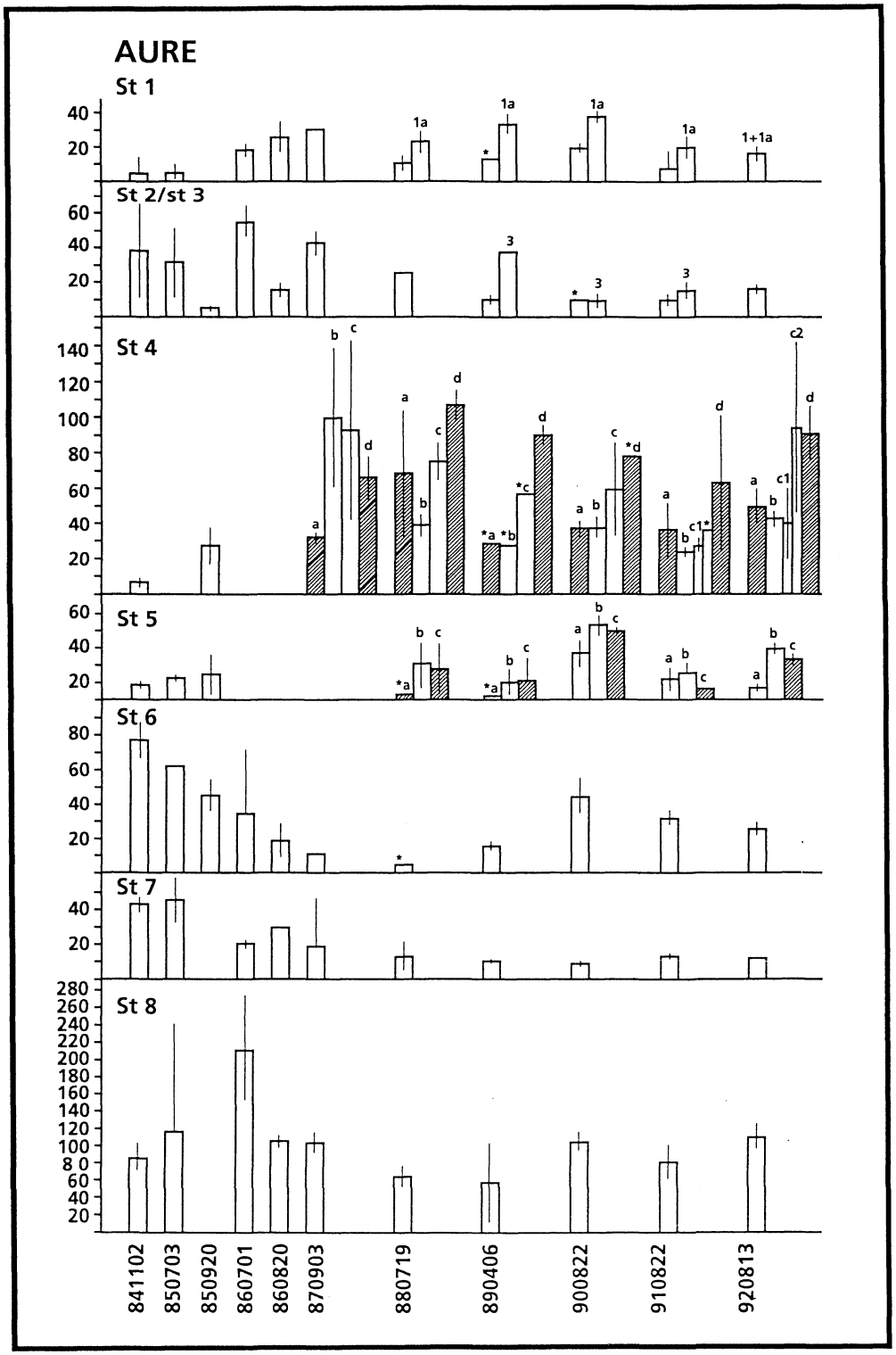


Fig. 10. Tetthet av ørret (antall/100m^2) på ulike stasjoner i Søya i perioden 1984 til 1992.

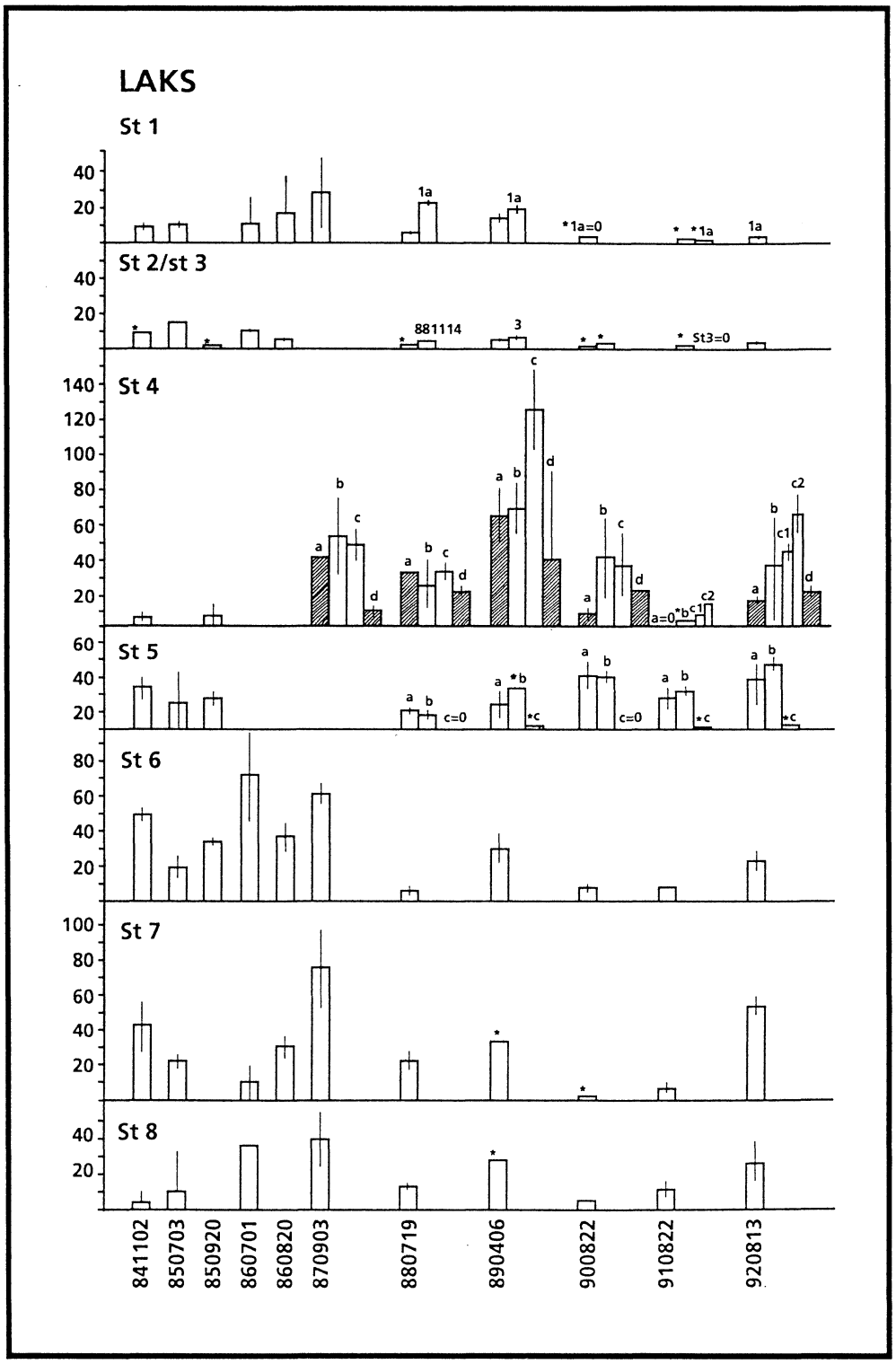


Fig. 11. Tetthet av laks (antall/100m^2) på ulike stasjoner i Søya i perioden 1984-1992.

Gyting

Det ble i perioden 1989 til 1991 gjennomført gyteregistreringer i Søya på den kanaliserte strekningen. Det ble bare unntaksvis registrert laks på området. De registrerte gytegropene er derfor antatt å være fra sjøørret. Det er en gradient fra grovt til fint substrat fra Kvendbøbrua øverst på den kanaliserte strekningen og ned til Haugafossen.

Det var overraskende at området ble tatt i bruk som gyteområde allerede i 1989, kort tid etter at kanaliseringen var over, uten at det var fisk som var stedegen på området.

De fleste gytegropene var konsentrert til terskelområde 4-5, i alle de tre årene gyteområdene ble undersøkt. Det ble påvist færre gytegroper både ovenfor og nedenfor terskelområde 4-5. Områdene er like med hensyn til vanndyp, og ved lav vannføring står fisken mer på de dype partiene nedenfor tersklene der de finner skjul. Vannhastighet og bunnsubstrat varierer langs den kanaliserte sonen. Det er grunn til å tro at steinsubstrat på 2-5 cm gir gode gyteforhold for sjøørret.

Brukerundersøkelser

Det ble gjennomført brukerundersøkelser i 1985, 1986 og 1991. Fiskerne brukte mange dager på fisket i Søya, og de fleste fiskerne fikk betydelig antall fisk. Nesten all fisken ble fanget nedenfor Haugafossen. Det var få fiskeplasser før kanaliseringen ovenfor Haugafossen, samtidig med at det var vanskelig å fiske der. Haugafossen er og vil være et vandringshinder for laks og sjøørret uavhengig av tiltak som å forbedre oppgangen av laks i fossen. Fisket nedenfor Haugafossen er derfor bedre enn ovenfor. På den kanaliserte strekningen er det bygd 6 terskler av Syvde-typen. Det har dannet seg store kulper både ved disse og nedenfor st. 5. Det skulle derfor være vesentlig forbedring av fiskemulighetene etter kanaliseringen ovenfor fossen.

Effekten av terskelbyggingen for utøvelsen av fiske ble undersøkt gjennom brukerundersøkelsen i 1991. Undersøkelsen viste at det ble tatt omlag like mange laks og sjøørret ovenfor Haugafossen etter terskelbyggingen som før. Det skyldes trolig først og fremst at det er størst mulighet for fangst nedenfor Haugafossen, både fordi fossen virker som et vandringshinder, og fordi de meste av laksen og sjøørreten vokser opp på området nedenfor Haugafossen.

Kulpene som har blitt dannet nedenfor tersklene er gode skjuleplasser for voksen fisk og er velegnete fiskeplasser. Disse kulpene er viktige standplasser for gytefisk, mest sjøørret, spesielt i perioder med liten vannføring.

KOMMENTARER

Det finnes et stort antall rapporter om ulike typer av restaureringstiltak i elver og bekker, spesielt i USA, men mye av dette er vanskelig eller lite tilgjengelig. Mye av det som foreligger er konsentrert om en type restaurering, ofte forbedring av fiskehabitat. Karakteristisk for disse data er at det ofte mangler skikkelige data for å kunne evaluere effekten av tiltaket.

Generelt synes tidligere undersøkelser å tyde på at full effekt på bunndyr allerede oppnås innen ett år etter tiltaket, mens det for å oppnå et klart bilde av effekten på fisk vil være best å vente minst fire år. Strengt tatt er det derfor for tidlig i Lesja og forsåvidt i Søya til å si noe om effekt på fisk.

Resultater fra biologiske studier i elver som var blitt rettet ut eller som på andre måter hadde fått redusert sin naturlige kompleksitet, viste at både tetthet og produksjon av fisk ble redusert med opptil 90% (Jungwirth 1988). Etter restaurering økte antall arter fisk fra 10 til 19, mens tetthet og biomasse ble tredoblet. Økt diversitet i fiskesamfunn kunne også måles. Før utgjorde to arter 93.3%. Imidlertid tok dette lengre tid enn endring i bunndyrsamfunnene.

I tillegg til undersøkelsene innenfor rammen av Biotopjusteringsprogrammet er det utført fiske- og bunndyrstudier i forbindelse med kanalisering av Sokna (Koksvik et al. 1990) og i forbindelse med flytting av elveleiet i Gaula (Winge og Koksvik 1992). I begge tilfeller var årsaken flytting av veitraséen. I Sokna er kanalbredden så pass stor at elva har fått muligheten til å gjennopprette et variert leie. Derfor ble det ikke registrert negative konsekvenser for fisk eller bunndyr. Selv om det ble registrert noen endringer i bunndyrfaunaen og i fiskens næringsopptak i Gaula var det her heller ikke registrert negative effekter på fisk av flyttingen, fordi elveleiet ble rekonstruert så likt som mulig det opprinnelige. En tilsvarende strategi ble valgt i forbindelse med flytting av Årungselva i Akershus (Borgstrøm og Heggenes 1991). Her ble det i tillegg lagt stor vekt på de krav fisk stiller til habitat, og hensyn til ekstreme vannføringsforhold, både flom og tørke. Det optimale ble her funnet å være en veksling mellom stryk og høler, med ulike substrattyper. Effekt av omlegging og tiltak gjenstår å se.

På Lesja var fisketettheten klart lavere rundt røysene ute i elva. Dette kunne tyde på at fisken enten nødig beveger seg over områder med sandbunn mellom røysene eller at næringstilbudet var for dårlig. Bunndyrundersøkelser har vist at foreløpig er bunndyrtetthetene noe lavere ved røysene uti elva. Tidligere forsøk på Lesja har vist at fisk vandrer lange strekninger på svært kort tid. Forsøket med fortetning av fisk viser at tettheter av fisk på røysene sannsynligvis er optimal

i forhold til bæreevne, og at det her foregår en betydelig utskifting av fisk.

Siden røysene er plassert i fast mønster med tre rader på tvers av elva vil muligheten for utnyttelsen av området rundt den enkelte røys variere med vannføringen. Dette betyr at ved lav vannføring om høsten og vinteren vil flere av røysene bli tørrlagte og dermed bli utilgjengelige for fisken. Slike røyser vil imidlertid være tilgjengelige ved høy vannføring om våren og sommeren, og har også en viss næringsdyrproduksjon.

Røysene er lagt ut i et standard mønster uten hensyn til strøm og sedimentering. Derfor kan enkelte røyser bli dekket med sand i løpet av forholdsvis kort tid, men de fleste vil antagelig bli holdt fri for sand pga. strømninger. Ved flere røyser har strømmen gravd ut kulper nedstrøms. Disse kan være gunstige overvintringsplasser for større fisk.

Undersøkelsene i Søya er vanskeliggjort av store og hyppige vannføringsendringer. Særlig kan tetthetsundersøkelsene på fisk og bunndyr være påvirket av ulik vannføring, idet dette påvirker prøvetaking, og endrer fiskens oppførsel og oppholdsplass.

Steinsettingsfeltene i Søya ble raskt gjenauret av stor materialtransport. På det øvre feltet medførte dette at hulrommene mellom steinene ble fylt med grus og sand, og substratforskjellene ble derfor ikke så store. Dette kan være en årsak til at det var liten forskjell i artsmangfold hos bunndyr mellom feltene. Cederholm og Salo (1979) viste i en litteraturstudie at materialtransport drastisk kunne redusere bunndyrtettheter og derved næringsdyrmengden (Gamon 1970 og Culp et al. 1986), men det er også dokumentert ulike effekter på ulike arter/grupper (Gray og Ward 1982). Det er usikkert hvordan materialtransporten i Søya blir fremover. For å skape stabile steinsettingsfelter er en avhengig av en lavere materialtransport og/eller andre måter å legge ut stein for å skape større variasjon.

Nedenfor kanalisert sone (st. 6-8) har det skjedd forandring i faunasammensetning i perioden 1987-91. Sedimenttransporten har vært størst i dette området, særlig av finstoff. Dette har helt kittet til substratet med sand som i perioder helt dekket underliggende steinbunn i enkelte områder. Endringen i faunasammensetning settes i sammenheng med dette.

Det var også en nedgang i relative bunndyrmengder i 1990 og 1991 sammenlignet med tidligere år. Prøvetakingen i begge disse år skjedde rett etter en større flomtopp. Det er kjent at bunndyrtettheter kan være betydelig redusert rett etter flommer, men at det skjer en forholdsvis rask rekolonisering og gjenoppbygging av bestandene (Short og Ward 1980). Det er sannsynlig at flommene før prøvetaking har innvirket på bunndyrmengdene i dette tidsrommet.

Steinsettingene på den øvre delen av den kanaliserte sonen i Søya har gitt en vesentlig høyere tetthet av ungfisk enn tidligere registrert på denne delen av elva. Samtidig har steinsettingene på den nedre delen av kanalen ikke gitt noen økt tetthet av ungfisk. Kanaliseringsarbeidene i Søya har vært en belastning for rekrutteringen av laks og spesielt ørret nedenfor kanalisert område. Fortsatt fins det mye sand i elva som tetter til skjuleplasser for fisk på området nedenfor kanalen.

Det synes som om tettheten av ørretunger er like stor med bare plastret elveside, i motsetning til for laksunger, hvor tettheten økte når det ble lagt stein utover i elva.

Plastring med stein i elvesiden gir gode skjuleplasser for laks og ørret, mens utlegging av stein i elvebunnen øker oppvekstarealet for laks og noe for ørret. Utlegging av stor stein (>50 cm i diameter) synes å gi lenger varighet på tiltaket enn utlegging av små stein. Nedslamming nedsetter varigheten til steinsettinger ute i elva. Det gjennomføres nå forsøk med å legge ut stein i mønstre for om mulig å hindre nedslamming. Prinsippet er at en søker å legge ut stein slik at den virker forsterkende på strømhastigheten mellom steinene.

Gyting hos sjøørret begynte straks etter kanalisering og synes å være avhengig av egnet substrat. Egnet gytesubstrat for sjøørret kan trolig lages ved å dekke bunnen i ei elv med stein med diameter på 2-5 cm.

Utifra et økonomisk synspunkt bør tiltak som steinutlegging utføres samtidig med inngrepet. Da er gravmaskiner tilstede og stein og masse fra andre aktiviteter kan ofte utnyttes. Ulempen med en slik fremgangsmåte er imidlertid at man som regel ikke har anledning til å dokumentere effekten av inngrepet fordi mottiltak er satt igang umiddelbart. Dette kan ha betydning i konsesjons- og skjønnssaker. Det er imidlertid helt klart at tiltakene bør planlegges samtidig med planlegging av inngrepet. Det er bare da man kan få til en helhetsløsning og en landskapsmessig tilfredsstillende løsning.

KONKLUSJONER

I mange elver, spesielt i de nedre partiene, er det trolig mangel på skjuleplasser for ungfisk. Steinsettinger har stort potensiale som tiltak for å forbedre skjul-mulighetene. Dette vil øke produksjonen av ungfisk av laks og ørret, dersom forholdene ligger til rette for slike tiltak. Slike inngrep bør imidlertid i hovedsak begrenses til vassdrag som har vært utsatt for menneskelig inngrep, og hvor tiltak er et ledd i å gjenskape naturlige forhold enten i et elveavsnitt eller i vassdraget som helhet. I de senere årene har det vært en økning i terskelbygging, men behovet for terskler og andre

tiltak gis sjelden en totalvurdering for vassdraget og dets plante- og dyreliv. De landskapsmessige forhold bør også veie tungt i vurdering av tiltak i form av terskler og stein-utsettingsplaner.

Fordeler, ulemper og begrensninger av steinutsetting i norske vassdrag kan oppsummeres i følgende hovedpunkter:

Generelt
- Kraftig gjenauring og tilslamming vil redusere effekten av steinutsetting.
- Steinutsetting er derfor mindre egnet i elver med stor materialtransport.
- Steinutlegging må gjøres i samsvar med det som er naturlig for elva og dens omgivelser.
- Det ligger en økonomisk gevinst i å utføre et eventuelt tiltak samtidig med inngrepet, men det kan være problemer med dokumentasjon av inngrepets omfang og behov.
- Tiltak bør derfor vurderes i planleggingsfasen av inngrepet.

Bunndyr
- Steinutlegging på sandbunn øker mengde og diversitet av bunndyr.
- Steinutlegging på steinbunn medfører bare små endringer i bunndyrsamfunn.
- Kolonisering av og effekt på bunndyr skjer raskt.
- Bunndyrtettheter er antagelig høyere i steinsettinger langs land.

Fisk
- Steinutlegging øker fisketettheter etter kanalisering.
- Steinsetting skaper variasjon i strøm- og dybdeforhold og øker antall oppholdsplasser og bedrer skjul for fisk, spesielt vinterstid og ved lav vannføring.
- Steinrøysene gir gode fiskeplasser.
- Utlegging av egnet gytesubstrat kan gi økt gyting.
- For ørret gir steinutlegging i tilknytning til elvebredde god effekt.
- For laks er effekten best ved steinutlegging utover i elva.
- For både bunndyr og fisk ute i elva er det viktig å lage forbindelse til elvebredden hvis substratet forøvrig er uegnet.

KUNNSKAPSBEHOV

Det foreligger en god del kunnskap om steinsetting, både fra utlandet og fra Norge. Det er imidlertid flere aspekter hvor

kunnskap og erfaring er for dårlig i forhold til de forvaltningsoppgaver som er aktuelle. På følgende områder er det aktuelt med fortsatt FoU innsats:

1. Stabilitet og likevekt: langtidsstudier - oppfølging av tidligere steinsettingsområder på Lesja og i Søya.

2. Nye metoder som gir mindre sedimentering av hulrom mellom steinene.

3. Steinsetting som tiltak i forbindelse med minstevannføring.

REFERANSER

Borgstrøm, R. og Heggenes, J. 1991. Årungselva - utforming av nytt elveleie i forbindelse med ny E-6. Rapport 1-1991, 22 s.

Brandrud, T. E. 1990. Hovedtrekk i vannvegetasjon i Lesjaleirene, Lesja kommune. NIVA notat 0-89229. 6 s.

Brittain, J. E. 1992. Biotopforbedring - effekt av utlagt stein. Vassdragsregulantenes Fiskesymposium, Hamar, 11.-13. feb. 1992. s. 201-206.

Brittain, J. E. og Eie, J. A. 1990. Biotopjusteringsprogrammet Status 1989. NVE-Publ. V 29. 50 s.

Brittain, J. E., Eie, J. A., Brabrand, Å., Saltveit, S. J. og Heggenes, J. I trykk. Improvement of fish habitat in a Norwegian river channelization scheme. Regul. Rivers 7.

Cederholm, C. D. og Salo, E. O. 1979. The effect of logging road landslide siltation on the salmon and trout spawning gravels of Stequaleho creek and the Clearwater river basin, Jefferson County, Washington 1972-78. Final Report Part III. - University of Washington, College of fisheries, Fisheries Res. Inst

Culp, J. M., Wrona, F. J. og Davies, R. W. 1986. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. Can. J. Zool. 64: 1345-1351.

Eie, J. A. og Brittain, J. E. 1990. Biotopjusteringsprogrammet - Status 1988. NVE-Publ. V 28. 54 s.

Gammon, J. R. 1970. The effect of inorganic sediment on stream biota. Water Poll. Control Res. Ser. No. 18050 DWC. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Gray, L. J. og Ward, J. V. 1982. Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. Hydrobiologia 96: 177-184.

Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (Salmo trutta) in riverine systems. Nordic J. Freshwat. Res. 64: 74-90.

Heggenes, J. 1992. Adferdsøkologi om vinteren hos ørret i elv. Fiskesymposium, Vassdragsregulantenes forening. Hamar 11.-13. feb. 1992. s. 235-248.

Heggenes, J. og Saltveit, S. J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, Salmo salar L. and brown trout, S. trutta L., in a Norwegian stream. J. Fish. Biol. 36: 707-720.

Hvidsten, N. A. og Johnsen, B. O. 1990. Virkninger på ungfisk ved biotopjusterende tiltak i Søya, Surnadal Kommune. Oppdragsmelding NINA 041. 20 s.

Hvidsten, N. A. og Johnsen, B. O. 1992. River bed construction: impact and habitat restoration for juvenile Atlantic salmon, Salmo salar L. and brown trout, Salmo trutta L. Aquacult. Fish. Mgmt 23: 489-498.

Hynes, H. B. N. 1970. The Ecology of Running Waters. University of Liverpool Press. 555 s.

Jordhøy, P. 1989. Lesjaleirene gjennom 130 år. Kraft og Miljø 16. (NVE). 48 s.

Jungwirth, M. 1988. Rekultiverung von Fliessgewässern - Die Varianz der Maximaltiefen als morphometrisches Kriterium. Wert Ermittlungs Forum 3/1988: 105-112.

Koksvik, J. I., Arnekleiv, J. V. og Winge, K. 1990. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. Rapp. Vitensk. Mus. Univ. Trondheim, Zool. Ser. 1990-4. 30 s.

Nunnally, N. R. 1978. Stream renovation: an alternative to channelization. Environ. Mgmt. 2: 403-411.

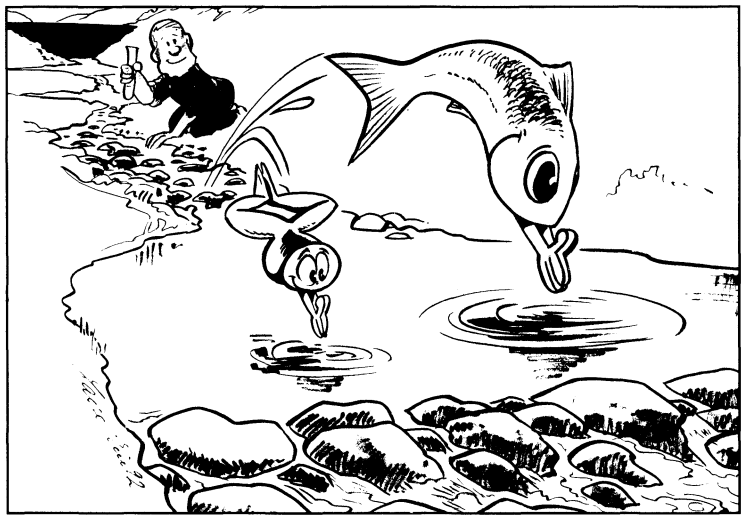
Short, R. A. og Ward, J. V. 1980. Macroinvertebrates of a Colorado high mountain stream. Southwest Nat. 25: 23-32.

Winge, K. og Koksvik, J. I. 1992. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med flytting av elveleiet i Gaula ved Støren i Sør-Trøndelag. Notat Vitensk. Mus. Univ. Trondheim, Zool. Ser. 1992-4 . 17 s.

Tittel: ***RESTAURERING AV VÅTMARKER - Vegetasjon***

Forfatter: ***ARVID ODLAND***

Ansvarlig institusjon: ***NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

1. INNLEDNING

Våtmarksbiotoper er blant de naturtypene som i størst grad er utsatt for ulike former for inngrep slik at de blir ødelagt eller så forstyrret at de økologiske forholdene blir totalt endret. Dette kan skyldes ulike former for inngrep. Grøfting og senking av vannstanden for å utvinne mer jordbruksland har vært, og er nok fortsatt den største trusselen for våtmarkene. I tillegg skaper ofte eutrofiering som følge av gjødselstilsig fra tilgrensende kulturmarker store problemer. Senkning av vannstanden som følge av vannkraftutbygging, veibygging og kanaliseringer er andre inngrep som utgjør en stor trussel mot våtmarkene. Inngrep medfører store endringer i flora og vegetasjon, og dette vil igjen medføre konsekvenser for det dyrelivet som er knyttet til våtmarkene. Våtmarkene har etter hvert blitt en truet naturtype, og de må derfor gis spesiell oppmerksomhet i naturforvaltningssammenheng.

I Norge har vi minimalt med erfaring i restaurering av våtmarksbiotoper, men behovet og potensialet er stort. Det vil her bli gitt en oversikt over aktuelle tiltak i våtmarker. Erfaringer fra endel inngrep i og senere restaurering av våtmarker i Sverige blir referert. Til slutt blir det gitt en oversikt av de foreløpige resultatene etter tiltak som ble utført i forbindelse med senkningen av Myrkdalsvatnet i Vossovassdraget.

2. FAKTORER SOM BETINGER UTVIKLING AV VÅTMARKSVEGETASJON

En rekke forhold må ligge til rette for at det skal bli utviklet våtmarksbiotoper. Noen av de viktigste blir kort nevnt nedenfor.

Topografiske forhold i strandkanten. Utformingen av terrenget i strandsonen avgjør hvor stor utstrekning vannvegetasjonen har og potensielt kan få. I relativt flate områder, der vannene eller tjernene har store gruntarealer, har vannplanter et stort potensielt utbredelsesareal. Alle arter har spesifikke utbredelsesareal i relasjon til vanndypet. Generelt sett vil karplanter vesentlig finnes der vanndypet er mindre enn 2 m.

Substrat. Substratets sammensetning, både fysisk og kjemisk, er helt avgjørende for hvilke arter som vokser i våtmarkene. På bunnen av vann og tjern vil det akkumuleres organisk materiale, enten fra materiale produsert i selve vannet eller ved at materiale blir tilført på ulike måter. I et vassdrag med stor vannføring, og erosjon av bølgeslag og is, vil finere materiale kunne bli transportert bort, spesielt i grunne områder. Det kan medføre at substratet blir mer minerogent (sand, grus og stein). Marine sedimenter finner en ofte i områder som ligger under marin grense.

Vanntemperatur og isforhold. Utbredelsen av mange vannplanter bestemmes ut fra generell klimakarakter. Både høye (sommertemperatur) og lave (isforhold) temperaturer bestemmer utbredelsen av mange vannplanter. Våtmarksartene har således karakteristiske utbredelsesmønstre i Norge, f.eks. østlandsarter, vestlandsarter eller nordlige arter. Spesielt kan utbredelsen av flyteblad- og helofyttvegetasjonen bli sterkt redusert ved islegging kombinert med vannstandsvekslinger.

Eksposisjon/vinderosjon. Framherskende vindretning og bølgeerosjon vil i stor grad påvirke utviklingen av vann- og vannkantvegetasjonen. Generelt sett går vegetasjonsutviklingen raskest i lesiden (Thunmark 1931), men det motsatte kan være tilfelle i eutrofe innsjøer (Weisner 1987).

Avrenning. Størrelsen på avrenningen (vannføringen) har stor betydning både for vanntandsfluktuasjonene, og for utskiftingen av vann, noe som er spesielt viktig i områder med tilførsel av forurensing.

Vannkvalitet. Innholdet av næringsstoff i vannet er av stor betydning for hvilke planter som kan vokse i vann- og våtmarker.

3. AKTUELLE TILTAK I VÅTMARKER

Det foreligger få inngrep eller reguleringer der botaniske hensyn har vært lagt til grunn for avbøtende tiltak og en har derfor få konkrete resultater å vise til i Norge. En kan imidlertid anta at en rekke tiltak vil kunne skape muligheter for utvikling av gunstige biotoper. Ulike typer av tiltak kan være aktuelle i våtmarksområder:

1. Skjøtsel av de våtmarkene som finnes uten at drastiske tiltak settes i verk. Mest aktuelle er slått eller hogst.

2. Forbedring eller restaurering av våtmarker ved mer eller mindre drastiske tiltak som utgraving eller endringer i det hydrologiske regimet. Disse tiltakene vil iverksettes ut fra en bestemt hensikt, enten det er for å ta vare på spesielle plantearter, vegetasjonstyper eller spesielle dyre- og fuglearter.

3. Bygging av nye våtmarker der det skapes potensielle områder for innvandring av "våtmarksarter".

For å kunne gi forslag til vilkår og avbøtende tiltak ved vassdragsreguleringer må en, ideelt sett, kjenne de aktuelle arters autøkologi og de faktorene som bestemmer prosessene i økosystemet. Konkrete tiltak kan være:

1. Forlengelse av strandlinjen. I forbindelse med senkningen av Myrkdalsvatnet i Vossovassdraget ble det som konsesjonsbetingelse avsatt midler til "biotopjusterende" tiltak. Hensikten var å utvide våtmarksarealet på Myrkdalsdeltaet etter at midlere sommervannstand ble senket med ca. 1,2 m. Også flommene og vannstandsfluktuasjonene ble kraftig redusert ved at utløpet ble utvidet. Strandlinjen og potensielt våtmarksareal ble utvidet ved å bygge opp flere øyer i de blottlagte sedimentene. Mellom disse øyene ble det gravd ca. 2 m dype kanaler. Det pågår fortsatt undersøkelser for å analysere effekten av disse tiltakene (Odland 1992).

2. Manøvrering av minstevannføringen. For vegetasjonen er det generelt sett størst behov for god og jevn vanntilgang vår og sommer. Plantene trenger i vekstsesongen vann til vekst og utvikling, og fordampningen er da størst.

3. Opprettholde vannstandsfluktuasjoner. Store vekslinger i vannivået er en forutsetning for å få utviklet store våtmarksarealer. De vassdragsregimer en skaper i forbindelse med reguleringer i dag (som en følge av flomdemping) er særdeles ugunstige sett i denne relasjon. Det gjelder spesielt utviding av elveløp og forbygginger, men også den måten tersklene bygges på. Det kan være relativt enkelt å konstruere utløp og terskler på en slik måte at en oppnår større variasjon i vannregimet.

4. Kontrollerte vannstandsmanipuleringer. Fra USA foreligger beskrivelser av eksperimenter der en har undersøkt botaniske og økologiske effekter av kontrollerte vannstandsvekslinger i vann- og våtmarksområder. Effekter av ulike vannstandsnivå, amplituder og tidspunkt for vekslingene har vært undersøkt (Steenis 1939, Griffith 1948, Kadlec 1962, Harris & Marshall 1963, Meeks 1969 og Harris et al. 1987). Disse undersøkelsene viser at arealet av våtmarksvegetasjon kan økes ved hjelp av slike manipuleringer.

5. Bygging av "våtmarksområder". Våtmarker er etter hvert blitt en meget truet naturtype som følge av ulike former for inngrep (senkninger), og mange av de gjenværende er sterkt truet av forurensing. Ved relativt enkle tiltak, for eksempel i forbindelse med forbygginger og utforminger av steintipper, massetak o.l. kan det graves ut dammer. Dersom disse har et gunstig substrat, og vannkvaliteten er god, vil vegetasjon meget raskt kunne etablere seg her. Disse dammene vil da også kunne bli gunstige biotoper for fuglelivet.

4. KONSEKVENSER AV INNGREP I VÅTMARKER, ERFARINGER FRA UTLANDET

I Norge har vi liten erfaring når det gjelder nytte- og

konsekvensvurderinger av ulike typer skjøtselstiltak i våtmarker. Vi må derfor bygge på generell kunnskap om vannplantenes autøkologi og de miljøforholdene som skaper betingelser for utvikling av våtmarker. Her blir endel erfaringer fra Sverige referert, og disse bør vi trekke lærdom av.

I Sverige var de tidlig ute med omfattende vannstandssenkinger for å få mer nyttbar jordbruksmark. Den største reguleringen var nok senkingen av Hjälmaren som ble påbegynt i 1879 og avsluttet i 1888 (Hytteborn 1977). Ved denne senkingen ble også vannivået i Vestre og Østre Kvismaren senket. Samtidig med senkingen ble det gjennomført en utretting av deler av elva Täjleån, som senere ble til Kvismare kanal. Middelvannstanden i Hjälmaren ble senket med 1,3 m. Som en følge av senket grunnvannstand, ble også de blottlagte organiske sedimentene senket ved oksydering. I 1955 lå således jordoverflaten ca. 70 cm lavere enn i 1888. På grunn av dette ble de "nyinnvunne områdene" sterkt utsatte for vårflommer.

Etter at en fikk avdekket de negative konsekvensene av mange av senkingene, ble det framsatt stadig flere krav om restaurering. Konklusjonene av tre uttalelser kan refereres her:

Flodkvist (1947): "Det gikk här som det har gått på många andra platser. Några strandägare, som tänkte mera på stundens vinst än på framtiden, genomdrev företaget. Nu, tre årtionden efter sänkningen är sjöen, med undantag för vissa mindre områden längs stranden, igenvuxen av bladvass och kolvass. Igenväxningen har befordrats därav, att man, efter införande av moderat avloppssystem vid gårdane, lett ned spillvattnet till sjön. Vid lågvattenstånd under sommaren sprider sjöen nu en besvärande lukt. Hade sjön fått beholda sin ursprungliga vattenvolym, skulle illaluktande gaser säkerligen icke uppkommit. -- Man uppger att fisket påtagligen försämrats. Av den vunna åkerjorden har torvjorden sjunkit, så att marken här praktisk taget nu är lika vattensjuk, som den var före senkningen. Två moment hade man vid sänkningen förbisett. -- Om man frågar företagets ordförande, en medelålders jordbrukare, vilken som gosse minns genomförande, om totalresultatet av sänkningen, får man til svar :"En misslyckad sjösänkning". Förstörelse av ekonomiska, vetenskapliga, estetiska och sosiala tillgångar! Utarming av landsbygdens natur- och kulturvärden! -- Man bör med kraft fullfölja markens kultivering, där detta kan ske med gynnsamt ekonomiskt resultat, ty detta är ur en nationell synspunkt av största betydelse, men därvid klargöra för sig, vilka områden som böra bibehållas i ursprungligt skick. Dessa senare områden böra lämnas oberörda av jordkulturen".

Lillieroth (1949): "Under förra och större delen av innvarande århundrade har det varit en allmänt utbredd uppfattning blant lantbrukare med ägor intill sjöar att om man sänker vattenståndet i en sjö skall man - oberoende av markens naturliga

bördighet - få utmärkt goda odlingabara marker närmast omkring sjön och på den torrlagda delen av den gamla sjöbottnen. För sent har dock mången lantbrukare efter en sjösänkning fått erfara, att denna kostade mer än den gav i utbyte. Riksbekant i detta avseende är sänkningen av Hornborgasjön i Västergötland (Söderberg 1932). De pengar, som man då bokstavligen kastat i sjön, hade kunnat användas för mer lönande ånamål".

Lillieroth (1950:18): Oversatt fra engelsk: "Mange vannstandssenkinger, som helt eller delvis har vært økonomisk ulønnsomme, kunne ha vært unngått dersom disse hadde vært planlagt ikke bare ut fra agrotekniske, men også ut fra limnologiske vurderinger. Biologiske faktorer spiller så avgjørende rolle at det er bare limnologer som på forhånd kan vurdere hvordan disse vil utvikles etter et inngrep".

Björk (1972:159): Oversatt fra engelsk: "Fra et forvaltningssynspunkt hadde Hornborgasjön meget stor verdi før den ble senket, spesielt som reir- og hvilested for fugler knyttet til vann. Etter at den siste senkingen var gjennomført, var økosystemet i vannet fullstendig ødelagt. Monobestand av takrør, kvasstarr og vierarter utviklet seg raskt og dominerte nesten hele vannet i 1967".

Også fra Finland foreligger det undersøkelser om konsekvenser av senkinger. Toivonen & Nybom (1989) har vist at en senking av middelvasstanden med bare 10 cm i svært stor grad øket utbredelsen av vannvegetasjonen. For eksempel øket utbredelsen av elvesnelle fra 1 til 2,7 hektar på 7 år.

5. RESTAURERING OG SKJØTSEL AV VÅTMARKER

Etter de negetative konsekvensene ved mange senkninger i Sverige ble det satt i gang flere restaureringstiltak. Her blir tre nevnt:

Det mest omfattende restaureringsprogrammet (Swedish lake restoration program) omfattet tiltak og naturvitenskapelige undersøkelser i tre svenske og et tyrkisk våtmarksområde. Undersøkelsene ved Universitetet i Lund hadde følgende mål for programmet (Björk 1972: 154) (oversatt fra engelsk):

1. Utvikle metoder for å løse noen av de alvorlige miljøproblemene som inngrep hadde skapt.

2. Å restaurere noen av de vannene som var vurdert til å ha stor økologisk verdi.

3. Opplære limnologer og andre økologer slik at de kan klare å løse praktiske problemer i forbindelse med skjøtsel av våtmark.

4. Gi økt innsikt i teoretisk økologi.

Restaureringen tok utgangspunkt i innsjøene Järla og Trummen som var sterkt påvirket av forurensing (både av gjødsel- og industriutslipp) og Hornborgasjön som hadde fått senket vannivået. Vannivået i Hornborgasjön ble hevet igjen med ca. 2,0 m.

I Västra Kvismaren ble det i 1972 satt i gang forsøk for å finne metoder for å forbedre biotopene for hvilende og hekkende fugler. Et våtmarksområde ble avstengt ved "diker", jordoverflaten behandlet på forskjellige måter og vann ble pumpet inn. Vegetasjonsutviklingen og endringene i fuglelivet ble så undersøkt i tiden etter (Hytteborn 1977, 1982, 1985).

Sjöberg & Danell (1983) undersøkte biologiske endringer i noen våtmarksområder i Nord-Sverige etter at vannstanden ble hevet med ca. 0,5 m. Dette ble utført for å bedre forholdene for våtmarksfuglene. Vegetasjonen (i fire undersøkte vann- og våtmarksområder) var før hevingen for det meste dominert av elvesnelle, flaskestarr, nordlandsstarr, myrhatt og gulldusk. Etter 2-3 år medførte reguleringen en sterk reduksjon av vannvegetasjonen. Flaskestarr, nordlandsstarr og gulldusk ble nesten helt utryddet. Elvesnelle var derimot lite påvirket, bortsett fra at den hadde øket skuddlengden. Myrhatt viste relativt små endringer.

Disse endringene fikk også store følger for fugle- og dyrelivet i områdene. Av minst to årsaker ble miljøforholdene mer gunstige for andefugler. For det første ble det en økning i habitatdiversiteten, med åpne vannflater omgitt av helofyttvegetasjon. Slike vekslinger mellom vegetasjonsbestander og vann er svært gunstige for vannfugl. For det andre ble det dannet mye detritus som en følge av nedbrytingen av dødt plantemateriale. Dette ga økt næringstilgang for evertebrater (insekter), som igjen er viktige næringskilder for annet dyreliv.

Undersøkelser viser imidlertid at en slik øket biologisk produksjon blir redusert etter noen år (MacNamara 1957 og Kadlec 1962). Det er derfor viktig å være klar over dynamikken i de økologiske endringene etter en slik heving, og hvordan de ulike planteartene reagerer. Da vil en på forhånd kunne bestemme hvordan en skal få en optimale effekt av en hevning i vannstanden. Starrarter brytes for eksempel langsommere ned enn elvesnelle (Danell & Sjöberg 1979). Ut fra kunnskap til hvorledes de enkelte artene reagerer på endringer i vannstanden, kan en forlenge den produktive fasen i et våtmarksområde i flere år (Sjöberg & Danell 1983).

Weller (1978) påpeker noen generelle prinsipp for skjøtsel av våtmarksområder:

1. Selve våtmarkssystemet mer enn enkeltarter må være det primære, og dette vil gi fordeler til alle planter og dyrearter.

2. Manipulering med tanke på å produsere nye suksesjonsstadier i vegetasjonen gir langvarige fordeler, og skaper diversitet i habitatnisjer. Et våtmarksområde vil da utvikle seg gjennom ulike faser. Metoder som produserer langvarige virkninger er ofte mindre kostbare og mer naturlige.

3. For å bevare heterogeniteten i våtmarkskomplekser, bør ikke alle de ulike delene skjøttes på samme måte samtidig.

Vannstandsreguleringer er den ideelle metoden for å påvirke våtmarksvegetasjonen, men mange våtmarker mangler en jevn tilgang på vann eller mulighet for å kontrollere vannstanden. Der kontroll av vannstanden er mulig, bør følgende prosedyrer for skjøtsel av vegetasjonen følges:

1. Dersom et våtmarksområde har blitt så åpent at det ikke lenger gir skjul og mat for dyrelivet, vil en revegetering mest effektivt skje ved en vannstandssenkning. Dette gir en markert "spiringsfase". Senkninger som varer gjennom vinteren synes å stimulere større vekst enn mer kortvarige senkninger. Tidspunktet for senkningen påvirker artssammensetningen og jordfuktigheten (Meeks 1969).

2. Etter spiring, bør vannstanden heves langsomt sensommer eller høst for å motvirke tap av planter på grunn av oppflyting og skyggevirkning.

3. Lik vannstandsmanipulering gjennom følgende vekstsesonger vil redusere noen fuglegrupper, men det vil gi den største vegetative responsen. Ved vegetasjonsperiodens avslutning bør vannstandsmanipuleringen være mer tilpasset dyrelivet enn vegetasjonen.

4. Vegetativ formering av våtmarksarter kan stimuleres ved senking av vannstanden.

5. Etablering av undervannsvegetasjon av betydning for evertebrater vil vanligvis kreve flere års stabile forhold med moderate vanndybder. Flom gjennom vekstsesongen bør unngås fordi lystilgangen kan reduseres.

For å forbedre veksten eller regulering av populasjonen av våtmarksartene, vil tidspunktet og størrelsen av vannstandsmanipuleringen være viktig.

Strukturen i våtmarkene, og dens betydning for dyrelivet

De fleste studier viser at det er strukturen mer enn den artsmessige sammensetningen i våtmarkene som har størst

betydning for hekkende våtmarksfugl (Weller 1978), og noen av de generelle resultatene kan refereres her:

1. Antall fuglereir er positivt korrelert med diversiteten i plantesamfunnene i våtmarkene. Fordelene for dyrelivet er størst ved forekomst av mange vegetasjonssoner mer enn store homogene bestander.

2. Det blir større hekking av andefugler i oppstykkete våtmarksområder enn i tette, sluttete områder. Dette indikerer at "kanteffekten" er svært viktig for vannfugl.

3. Heterogenitet i våtmarkene er svært viktig for vannfugler. Mange våtmarksfugler bygger reir i overgangen mellom ulike vegetasjonstyper. Det er påvist en positiv korrelasjon mellom fuglearter og prosent åpen vannflate eller antall åpne dammer i et våtmarksområde.

4. Studier på sangere i skogsområder viste betydningen av sjiktning for tilgjengelige nisjer, og derfor for diversiteten i fuglelivet.

På en annen side er spesielle arter viktige næringskilder for fuglene. Derfor spiller forskjellige plantearter ulik rolle avhengig av dyrelivets behov og sesong. Ulike typer våtmark kan tjene dyrelivets behov og dette varierer med sesongen og den reproduktive syklusen.

6. ERFARINGER FRA TILTAK I VÅTMARKSOMRÅDET PÅ MYRKDALSDELTAET

For å konkretisere "restaurering av våtmarker" kan her kort refereres hovedtrekkene i resultatene fra tiltakene i forbindelse med senkningen av Myrkdalsvatnet i Vossovassdraget i 1987. Som konsesjonsbetingelse ble det avsatt midler til "biotopjusterende tiltak" med tanke på plante- og fuglelivet i området.

Naturinngrepene i forbindelse med senkningen

I forbindelse med denne senkningen ble det utført en rekke inngrep som på ulike måter har påvirket de naturlige forholdene på deltaet. Midlere sommervannivå er senket med ca. 1,4 m. Dette medførte at store gruntvannsområder ble blottlagt. I tillegg til dette ble utløpet utvidet slik at vannstandsfluktuasjonene er blitt sterkt redusert i forhold til tidligere. Elveløpene ble forbygd slik at en tilbakeskridende erosjon ble forhindret. Endel kanaler ble utvidet, og flere øyer omgitt av grunne kanaler ble bygget opp med tanke på å utvide strandsonen og for å skape hekkeplasser for fugl. I de gravde områdene ble store arealer blottlagt, og i disse har vegetasjon etter hvert blitt utviklet.

Etter senkningen opptrer fortsatt perioder med flomvannstand, ca. en 1 m over "normal vannstand", men disse periodene er svært korte. Før senkningen opptrådte perioder med flom mer hyppig, spesielt vår og høst, og generelt lå "normal sommervannstand" ca. 1 m høyere enn "normal vintervannstand". Flomtopper mer enn 2 m høyere enn lav vannstand opptrådte vanlig før reguleringen. Dette viser at det har skjedd meget store endringer både når det gjelder "normal vannstand" og hyppighet, varighet og amplitude i flomvannstanden.

For å kunne følge vegetasjonsutvikling og forandringer på de "nye våtmarksarealene" ble det like etter senkningen lagt ut fastprofiler fra vannkanten og innover mot tørt land. Profilene ble merket, og for hver meter ble analysert en 1,0 m x 0,5 m rute. To av de undersøkte profilene ligger på de kunstige øyene som ble bygget opp i 1987.

Utvikling av feltsjikt:

De nye øyene ble bygget opp av sedimenter gravd opp fra dypere lag av deltaet. Disse hadde derfor ikke noen intakt frøbank i overflaten som kunne spire like etter senkningen, og innvandringen av artene startet derfor ikke opp før i 1988. Utviklingen av feltsjikt-vegetasjonen viser at tettheten av feltsjiktet hadde sitt optimum 3. året etter senkningen (1990). Etter den tid har feltsjiktet blitt sterkt redusert i de øvre delene av profilet, mens det nederst i profilet er utviklet et tett feltsjikt av vassreverumpe, sennegras og sølvbunke.

Utvikling av busk- og tresjikt:

Vierarter har ekspandert meget raskt etter senkningen. I de nedre delene finnes det lite busker, men oppover mot toppen av øyene øker både tettheten og høyden av vieren. I 1992 dominerte svartvier og selje, og de var ca. 2,5 m høye. Bjørkebusker, ca. 0,8 m høye var også utviklet øverst på "øyene". Det er tydelig at det tette busksjiktet øverst betinger den sterke reduksjonen i feltsjiktet som har vært observert siden 1990.

Endringer i artsdiversitet:

Ytre påvirkninger av et økosystem medfører vanligvis at artsdiversiteten midlertidig øker. Gjennom en lang utviklingsperiode er det etablert en likevekt mellom miljøforholdene på stedet og de artene som vokser der. Endres likevekten vil frø fra mange arter kunne spire under de nye betingelsene før de(n) best tilpassede artene overtar.

I 1987, 1 måned etter senkningen ble det ikke registrert noen karplanter på de gravde sedimentene. 1 år etter var det

imidlertid etablert en rekke arter langs profilet. Det var liten forskjell mellom artsinnholdet i de forskjellige rutene langs profilet, og det fantes mellom 14 og 20 arter i hver rute. Året etter var antallet steget ytterligere, spesielt i de midterste rutene hvor artsantallet var oppe i 23 arter. Etter 1989 har det skjedd en gradvis senkning av artsantallet, parallelt med at endel karplantearter har dannet tette felt-, busk- og tresjikt.

På bakgrunn av undersøkelsene kan en trekke endel generelle konklusjoner når det gjelder vegetasjonsutviklingen etter tiltakene på Bygddeltaet:

Dersom substrat, fuktighetsforhold og dybdeforhold er gunstige vil det etter en senkning raskt utvikles ny vegetasjon.

Året etter inngrepet startet etableringen av et nytt vegetasjonsdekke. Mosearter dominerte sterkt det første året, men også en rekke urter, gras og trær hadde etablert seg slik at artsantallet var svært høyt. Forholdene var noenlunde like også andre året, men artsantallet var i de fleste områdene økt ytterligere, opp i 23 arter innen en 0,5 m^2 rute.

Undersøkelsen indikerer at det 5 år etter senkningen enda ikke er etablert stabile vegetasjonsforhold. Nye flaskestarr- og sennegras-belter er i ferd med å utvikles, men hvor stor utbredelse disse vil få er enda usikkert. Vierkrattene er blitt svært tette, og vil nok fortsette å vokse i høyden.

Undersøkelsen viser at det er endel markerte forskjeller mellom suksesjonsforløpene på uforstyrrete og gravde sedimenter. Dette skyldes nok i stor grad den store "frøbanken" som til enhver tid ligger i de øvre sedimentene, og som spirer når forholdene ligger til rette for det. Når det graves i sedimentene vil en fjerne dette øvre "frøbanklaget" og nye frø må tilføres sedimentene. Dette skjer vesentlig ved høye vannstander.

Generelt sett ligger suksesjonen på de gravde sedimentene ett år etter det en finner på de uforstyrrete sedimentene. I tillegg er det også viktige forskjeller i artsutvalg og dominansforhold i de ulike suksesjonstrinnene, noe som trolig skyldes forskjeller i sedimentene.

7. KONKLUSJON

I våtmarker, som ellers i naturen, gjelder generelt prinsippet om at stor variasjon i naturforholdene skaper stort økologisk mangfold. "Homogenisering" av naturforholdene ved for eksempel utjevning av elvebredder og vannkanter, jevn vannføring og små fluktuasjoner i vannstanden er således effektive virkemidler dersom en vil skape fattige natursystemer.

Ved regulering legges det ofte opp til mest mulig "strømlinje-formete" og ensartete forhold enten det gjelder vannføring, veibygging, elveforbygging eller vannstandsnivå. Fra et økologisk synspunkt er dette generelt sett ugunstig da diversiteten i plante- og dyreliv er størst der miljøforholdene er mest varierte.

I et hvert vatn og våtmarksområde som blir påvirket vil det skje en gradvis utvikling av vegetasjonen (suksesjon). Hvordan og hvor omfattende denne vil bli avhenger av en rekke miljøfaktorer og hvilke arter som finnes. For å kunne vurdere hvordan disse suksesjonene vil utvikle seg, må en kjenne de økologiske forholdene i det aktuelle området, og dessuten hvilke økologiske krav (autøkologi) de aktuelle artene har i relasjon til dette miljøet. Alle arter har et "potensielt utbredelsesareal" som de vil utfylle når forholdene ligger til rette for det.

Når det gjelder restaurering av våtmarker mener jeg at det foreligger et stort potensiale for både å redde og utbedre tidligere påvirkete systemer, og ikke minst ved å "bygge" nye våtmarksområder i egnete områder. Er substrat og topografiske forhold gunstige, vil det ganske raskt kunne utvikles en frodig våtmarksvegetasjon.

REFERANSER

Björk, S. 1972. Swedish lake restoration program gets result. - Ambio 1,5: 154-165.

Danell, K. & Sjöberg, K. 1979. Decomposition of Carex and Equisetum in a northern Swedish lake: dry weight loss and colonization by macro-invertebrates. - J. Ecol. 67: 191-200.

Flodkvist, H. 1947. En sjösänkning som icke borde ha utförts. - Grundförbättring 1947,1: 245-247.

Griffith, R. 1948. Improving waterfowl habitat. - Trans. N. Am. Wildl. Conf. 13: 609-618.

Harris, S. W. & Marshall, W. H. 1963. Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. - Ecology 44:331-343.

Harris, R. R., Fox, C. A. & Risser, R. 1987. Impacts of hydroelectric development on riperian vegetation in the Sierra Nevada region, California, USA. - Environmental Management 11: 519-527.

Hytteborn, H. 1977. Vatten- och vegetationsregleringsförsök i en del av V Kvismaren, Närke. - Medd. Växtbiol. Inst. Uppsala 1977,10: 1-33.

Hytteborn, H. 1982. Vegetationsförändringar i Östra Fågelsjön, Kvismaren 1974-1981. - Verksamheten vid Kvismare Fågelstation 1981. Örebro 1982, s. 16-22.

Hytteborn, H. 1985. Vegetationsförändringar i Rysjön efter markbearbetning och vattenståndhöjning. - Verksamheten vid Kvismare Fågelstation 1984. Örebro 1985, s. 33-37.

Kadlec, J. A. 1962. Effects of a drawdown on a waterfowl impoundment. - Ecology 43: 267-281.

Lillieroth, S. 1949. Om ogynnsamma följder av sjösänkning och vattenförorening i nordvästra Skåne. - Skånes natur (Skånes Naturskyddsförenings Årsskrift), Lund.

Lillieroth, S. 1950. Über Folgen kulturbedingter Wasserstandsenkungen für Makrophyten- und Planktongemein schaften in seichten Seen des südschwedischen Oligotrophiegebietes. - Acta limnologica 3. 288 s.

Meeks, R. L. 1969. The effect of drawdown date on wetland plant succession. - J. Wildl. Mgmt 33:817-821.

Odland, A. 1992. Endringer i flora og vegetasjon på Bygddeltaet etter senkningen av Myrkdalsvatnet i Vossavassdraget - fra 1987 til 1991. - NINA Oppdragsmelding 113: 1-36.

Sjöberg, K. & Danell, K. 1983. Effects of permanent flooding on Carex - Equisetum wetlands in northern Sweden. - Aquatic botany 15: 275-286.

Steenis, J. H. 1939. Marsh management on the Great Plains waterfowl refuges. -Trans. N. Am. Wildl. Conf. 4: 400-405.

Thunmark, S. 1931. Der See Fiolen und seine Vegetation. - Acta Phytogeogr. Suec. 2.

Toivonen, H. & Nybom, C. 1989. Aquatic vegetation succession in the waterfowl wetland Kiojärvi, S. Finland. - Ann. Bot. Fennici 26: 1-14.

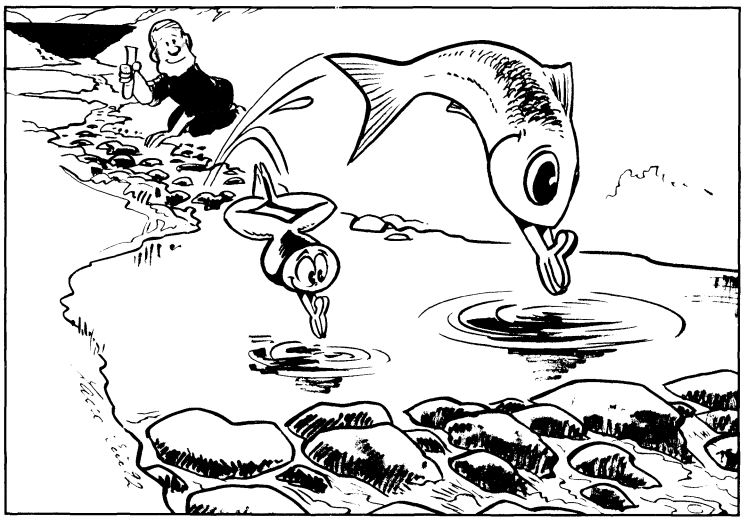
Weisner, S. E. B. 1987. The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in an eutrophic lake. - Freshwater Biology 18: 537-544.

Weller, M. W. 1978. Management of freshwater marshes for wildlife. S. 267-284 i: Good, R. E., Whigham, D. F. & Simpson, R. L. (eds.): Freshwater wetlands. Ecological processes and management potential. - Academic Press. New York, San Francisco, London.

Tittel: ***RESTAURERING AV VÅTMARKER - Fugl***

Forfattere: ***OLE REITAN OG JOHN ATLE KÅLÅS***

Ansvarlig institusjon: ***NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

1. INNLEDNING

Kraftutbygginger og andre inngrep i vassdrag vil i de fleste tilfeller medføre skadevirkninger på naturmiljøet, bl.a. endrete habitater for fugl f.eks. Ackermann et al. (1973), Kjos-Hanssen et al. (1981) og Kjos-Hanssen (1983). For å redusere skadevirkningene har det vært satt i gang mange tiltak i vassdrag med tanke på å bedre forholdene for f.eks. natur og dyreliv. De første tiltak var rettet inn på bedring av fiskeforholdene ved utsetting av fisk i vatn der gyteforholdene på grunn av regulering var blitt helt eller delvis ødelagt (Brittain & Eie 1992). Seinere begynte man å bygge terskler i regulerte elver for å ta vare på restvannføring og dermed skape bedre biologiske forhold i regulerte vassdrag. Samtidig er områder rundt regulerte vassdrag behandlet, bl.a. massetak, steintipper, riggområder og veier (Brittain & Eie 1992).

Internasjonalt foretas det mye tiltak og skjøtsel i våtmarker, særlig med tanke på å bevare områdene på et ønsket suksesjonsstadium. Arbeidene med restaurering og skjøtsel av Hornborgasjön i Sverige er et velkjent eksempel (f.eks. Sjöberg 1985 og Pehrsson 1990).

Biotopjusteringsprogrammet som i de siste årene har foregått i regi av NVE, har benyttet kunnskap om økologiske forhold i rennende vatn, og utprøvd nye tiltak som kan redusere skader og ulemper ved inngrep i og ved vassdrag (f.eks. Brittain & Eie 1992). Flere prosjekter som er støttet av Biotopjusteringsprogrammet omfatter tiltak for fugl, og restaurering av våtmarker er sentralt for flere av både disse og andre tiltaksprosjekter.

Her vil det bli sett nærmere på noen generelle trekk ved tiltak og restaureringsprosjekter som begunstiger fugl, særlig i våtmarker. Videre vil vi gi noen aktuelle resultater fra 2 prosjekter hvor restaurering av våtmark for fugl har vært et av formålene, Lesjaleirene og Innerdalen.

Noen aktuelle problemstillinger er:

1. Hvordan er hensynet til fugl og vilt et argument ved igangsetting av tiltak i og ved vassdrag?
2. Hva vil det si at et tiltak er positivt for fugl?
3. Hvilke betingelser må tilfredsstilles for at tiltak skal ha positiv betydning for fugl?
4. Hvilke typer tiltak i og ved vassdrag kan begunstige fuglelivet?

2. HVA ER FORMÅLENE MED BIOTOPJUSTERING OG ANDRE TILTAK I VASSDRAG?

2.1 Definisjon

Tiltak i vassdrag kan her bety et hvert tiltak som begunstiger naturlige prosesser i og ved vassdrag. Det er primært aktuelt å utføre tiltak i vassdragssystemer hvor det allerede er foretatt inngrep.

Med **biotopjustering** i vassdrag menes "målrettede tiltak som tar sikte på å legge forholdene til rette for de organismer vi ønsker å begunstige, og som skal redusere skadevirkningene av ulike tekniske inngrep" (Brittain & Eie 1992).

2.2 Hvorfor gjøre/ikke gjøre?

Ifølge Brittain & Eie (1992) er formålet med tiltak "å gjenskape forhold som ligger nær opp til de opprinnelige naturforhold. Der dette ikke lar seg gjøre, vil det også være aktuelt å skape "nye" naturforhold dersom dette totalt kan være med på å redusere skadevirkningen av inngrepet". Tiltak som begunstiger naturlige prosesser vil foretrekkes (Brittain & Eie 1992). Når det her snakkes om "reduksjon av skadevirkninger" er det viktig å være klar over at virkningene kan være ulike for ulike arter. For noen arter kan virkningene til og med synes positive, i alle fall over kort tid. Det er heller ikke nødvendigvis slik at et hvilket som helst tiltak har positiv effekt. Dessuten er det ikke sikkert at et tiltak har samme effekt i alle områder. Det synes derfor nødvendig å utføre forundersøkelser for å finne ut om et tiltak vil være gunstig i det aktuelle tilfelle. Viktige begrunnelser for å foreta restaurering av habitater er reparasjon etter tidligere naturinngrep, og dermed hindre eller nedsette reduksjon av produksjon og/eller biodiversitet (Cairns 1988, Franklin 1988, Zedler 1988 og Begon et al. 1990).

2.3 Hvem har fordeler av tiltakene?

Et grunnleggende spørsmål er hvem tiltakene gjøres for. Er det for **fugler** og andre organismer? Er det for **lokalbefolkning** og **allmennhet, utbyggere,** eller **NVE** og **miljøforvaltningen**, osv.? Til nå er det utført få tiltak utelukkende for å begunstige fuglelivet. I alle fall, for et hvert tiltak bør detaljert mål for tiltaket utformes.

En annen begrunnelse kan være at vi har påtatt oss et ansvar for vern av våtmarksfugl og deres leveområder. Dette kan være f.eks. trekkende fuglearter, i henhold til Ramsar-konvensjonen (jf. Finlayson & Moser 1991).

For fugl er flere brukerinteresser involvert, f.eks. kan en prioritere fugler som utnyttes ved jakt, fuglearter som har interesse ved utøvelse av friluftsliv, eller spesiell ivaretagelse av truete eller sårbare arter. Det kan også være rene naturvernargumenter som gjør at en ønsker å legge forholdene bedre til rette for fugl i utbyggingsområder.

2.4 Situasjonen i dag

Hva er så hittil gjort av tiltak i vassdrag med særlig tanke på fugl? I de aller fleste tilfelle hvor tiltakene har hatt positive effekter på fugl, har tiltakene blitt utført av helt andre årsaker og effektene for fugl har vært bieffekter. På Lesjaleirene har byggingen av noen små terskler i kanaler vært mye begrunnet i hensynet til fuglelivet, men også fiskeforholdene har vært viktige her (Per Jordhøy pers. medd.). I mange tilfelle har fugl vært et av flere argumenter for igangsetting av tiltaket. Dette gjelder f.eks. terskeldambyggingen i Innerdalen (Reitan 1992), og ulike tiltak etter senkingen av Myrkdalsdeltaet på Voss (f.eks. Raddum et al. 1992). For øvrig har hensynet til fugl vært lite framme som argument. Ved bygging og tilrettelegging av terskler langs regulerte elver har det for eksempel vært lite tatt hensyn til hvordan størrelse, vannivå, utforming og vegetasjon ville påvirke fuglelivet.

2.5 Hvilke fuglearter utføres tiltaket for?

Hvis man ønsker å starte tiltak for fugl, er første spørsmål som må besvares hvilke arter/populasjoner som ønskes begunstiget. Ulike arter har ulike habitatkrav. I Hallingdalselva viste fugleartene helt ulike tilknytninger til vatn (Michaelsen & Ree 1976). Noen arter (primærarter) viste stor avhengighet til vannflater. Disse oppholder seg i eller ved vatn en stor del av sitt liv og bruker dette miljø både som raste- og næringssøksområde. Dette gjelder bl.a. ender (som stokkand, krikkand, kvinand og laksand), flere vadefugl (bl.a. strandsnipe), fossekall, vintererle, fiskeørn, fiskemåke, m.fl. Andre arter (sekundærarter) er mindre avhengige av vannområder og oppholder seg bare i visse perioder i tilknytning til dette miljø, oftest bare i forbindelse med næringssøk. Svalene, linerle, sivspurv og gulerle er eksempler på disse. Både primærarter og sekundærarter ser ut til å være vanligst i elveområder med stilleflytende partier. Fossekall foretrekker strykstrekninger, mens strandsnipe er like vanlig på begge typer. Av sekundærarter er linerle vanlig på begge typer vannløp (Michaelsen & Ree 1976).

På Lesjaleirene viste ulike arter ender ulik preferanse for ulike vannarealer. Mens stokkand og krikkand prefererte områder med overvann, viste toppand, kvinand og dels laksand preferanse for løker (avstengte gamle elveløp). Alle arter

viste preferanse for kanaler, laksanda viste høyest preferanse. Hovedløpet ble generelt unngått av alle arter (fig. 2.1.).

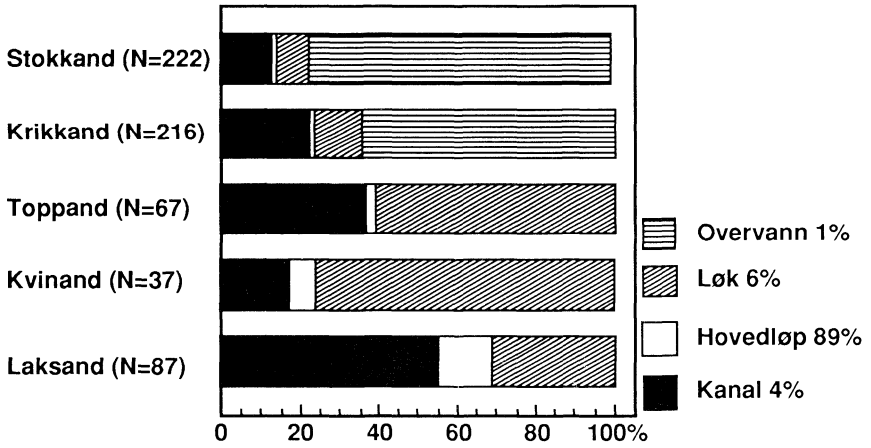


Fig. 2.1. Beregnet observasjonsfrekvens pr. vannarealenhet for vanlige andearter i ulike typer vannløp på Lesjaleirene april-juni 1986-88. Tilgjengelighet angitt for hver habitattype (fra Jordhøy & Kålås 1992).

Også vadefugler viste ulik preferanse for ulike typer vannareal. Hovedløpet og kanaler ble generelt unngått. Overvann ble preferert særlig av vipe og rødstilk, mens løker særlig ble preferert av gluttsnipe og strandsnipe (fig. 2.2.).

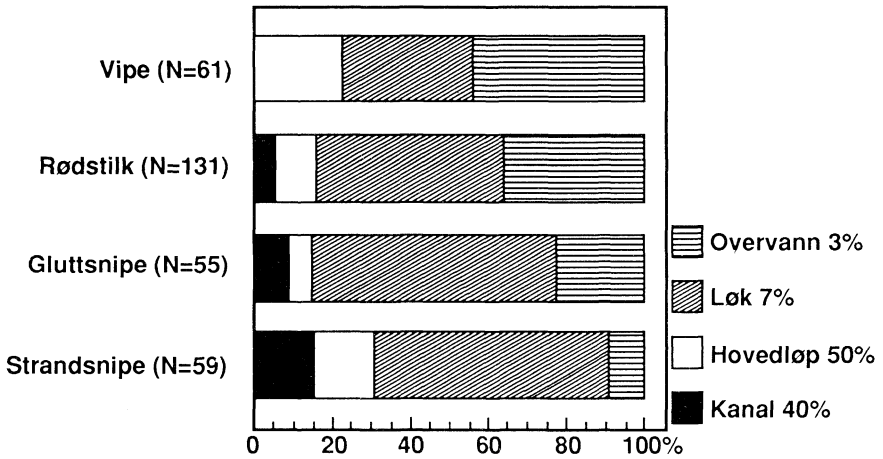


Fig. 2.2. Beregnet observasjonfrekvens pr. enhet av strand og gruntvannsareal for noen vanlige vadefuglearter i ulike typer vannløp på Lesjaleirene april-juni 1986-88. Overvann ikke tilgjengelig 1989-91 (fra Jordhøy & Kålås 1992).

3. TILTAK OG EFFEKTER

3.1 Generelt

Internasjonalt er det utført en rekke tiltak med tanke på å forbedre våtmarksområder for fugl, særlig i forbindelse med økning av produksjonen av andefugl. Et vanlig tiltak i flere deler av verden er å lage viltmarker. Særlig i Nord-Amerika er dette utført i stor utstrekning, og også noe i Sverige (f.eks. Sanderson & Bellrose 1969, Fog et al. 1982, Andersson 1982, 1985, Sjöberg 1985 og Fremming 1988). Erfaringer og resultater fra disse tiltakene kan ha overføringsverdi til flere typer tiltak i og ved vassdrag.

3.2 Hva vil det si at et tiltak er vellykket for fugl?

Både ved biotopjustering og ved andre tiltak som angår fugl er det viktig at tiltaket skal bedre forholdene for fuglebestandene (jf. Brittain & Eie 1992). Dette kan enten bety at en skal forsøke å legge forholdene til rette for et mest mulig variert levemiljø og for flest mulig arter, eller at en forsøker å øke populasjonsstørrelser for bestemte arter.

For en hver populasjon er populasjonsstørrelsen bestemt av: 1. Fødselsrate, 2. Dødelighet, 3. Innvandring, og 4. Utvandring. Populasjonsstørrelsen i tid t+1 kan uttrykkes som:

N_{t+1} = N_t + Fødselsrate - Dødelighet + Innvandring - Utvandring

Hvis det vi gjør, endrer på minst én av disse faktorene for den betraktede fuglearten, vil minst én annen faktor også endres.

Våre formål med biotopjustering for fugl og restaurering av våtmarker inkluderer som oftest at vi ønsker at populasjonsstørrelsen for minst én fugleart skal øke. Vi må derfor enten: 1. Legge forholdene til rette for å øke fødselsraten. 2. Legge forholdene til rette for at flere individer trekkes til området. 3. Redusere dødeligheten. 4. Redusere utvandring (lite aktuelt i praksis).

Disse betingelser medfører at vi må gjøre områdene mer attraktive for fugl. Det er her viktig at vi bestemmer oss for hva vi vil oppnå med tiltaket.

Ønsker vi STØRST MULIGE BESTANDER AV ENKELTARTER, kan dette skje ved å: 1. Tilby mer mat, eller 2. Legge forholdene til rette for at området blir gunstigere habitatmessig for den aktuelle arten. Det kan også være aktuelt å øke produksjonen av utvalgte arter.

Ønsker vi FLEST MULIGE ARTER, må området generelt være variert, med mange potensielle biotoper (jf. Wilson 1988).

3.3 Populasjonstiltak: Økning av ressursene for valgte arter

Det kan ha stor betydning å sette inn tiltak som begunstiger enkelte populasjoner ved å bedre reproduksjonsforholdene (øke matressursene) for den aktuelle populasjonen. Begrunnelsen for at dette er viktig, er at dersom en populasjon er begrenset av en gitt ressurs, vil tilsetting av denne ressursen øke mengden av arten (Begon et al. 1990 s. 543-544). Mange slike tiltak kan være aktuelle. En mulig inndeling av disse er: 1. Gi fuglene mer mat, 2. Gjøre habitatene mer velegnet for enkelte arter, og 3. Økning av reirplasstilbudet (jf. tab. 3.1.).

Tab. 3.1. Tiltak som kan utføres i vassdrag for å øke ressursene for utvalgte fuglearter.

FORMÅL	EKSEMPLER PÅ TILTAK
A. Gi fuglene mer mat.	Utsetting av fisk Fore ender via automat
B. Gjøre habitatene mer velegnet for enkeltarter.	Brenning og vegetasjonskutting for rype Bjørkefelling Gjødsling Strandviltåker Holmer og øyer
C. Øke reirplasstilbudet	Fuglekasser Reirholmer/flyteholmer/hekkeflåter Hekkekasser for siland Reirtunneler for ender

3.3.1 Direkte økning av mattilgang

For det første kan vi øke produksjonen av mat ved å øke eller forbedre kvaliteten av habitatene. Dette kan være tilfelle ved flere av tiltakene som er behandlet i neste kapittel.

I og ved vassdrag er det naturlig å ta med f.eks. **utsetting av fisk** i elv og vann som et slikt tiltak. En side-effekt av utsettinger er at fiske-etende fugl tiltrekkes og får lettere tilgang på mat. Utsatt fisk kan være lett tilgjengelig bytte for fiskespisende fugl, og utnyttes av disse (jf. Reitan et al. 1987 og Kålås et al. 1993). Vi vet imidlertid lite om effektene av slike tiltak på de fiskespisende fuglepopulasjonene.

Foring av ender via automat, f.eks. ved hjelp av foringsflåter eller foringsplasser på grunt vatn, er bl.a. utført i sure

vatn i Sverige (jf. Vikberg 1984 og Fritzson 1984, 1985). Det dreier seg her om enten vårforing eller sommerforing, og dette vil både kunne øke kondisjonen til hekkende fugl og ungenes vekst.

3.3.2 Gjøre habitatene mer velegnet for enkelte arter

Noen tiltak kan ha som formål å øke kvaliteten av habitatene for en eller noen få arter. Slike tiltak kan også utføres i andre habitater enn våtmarker (f.eks. lyngbrenning, bjørkefelling, vegetasjonskutting og gjødsling med tanke på lirype) (jf. Andersen 1984).

Strandviltåker (jf. Vikberg 1984) betyr at man sår korn eller annen næringsrik mat nær vatnet med tanke på viltarter. Primært gjør man det for gressender og gjess, men også pattedyr kan benytte seg av slike matressurser.

Et annet tiltak er å avskjære øyer/holmer, ved å grave kanaler mellom holmer og fastland, med tanke på å hindre rovdyr og mennesker å komme til hekkeplasser og rasteplasser (f.eks. Vikberg 1984, Fremming 1988). Dette er forsøkt i Myrkdalsdeltaet på Voss (Raddum et al. 1992).

3.3.3 Øke reirplasstilbudet

Reirplasstilbudet for enkelte arter kan økes ved at reirplasser settes opp/ut med tanke på én eller noen få arter. Dette kan være opphenging av **fuglekasser** i ulike størrelser og typer. Mest aktuelt er i denne sammenheng å henge opp kasser for arter som kvinand, laksand, og spurvefugler.

Utplassering av **reirholmer/flyteholmer/hekkeflåter** er et mye brukt tiltak. Det er særlig vannfugl som på denne måten skal begunstiges (jf. Vikberg 1984 og Fremming 1988). Dette tiltaket begunstiger også lommer, arter med en uklar bestandsstatus i Norge (Størkersen 1992).

Hekkekasser for f.eks. siland er benyttet i noen tilfeller (Vikberg 1984 og Fremming 1988). Det er ikke kjent noen forsøk fra Norge med slike kasser. Det foreligger mange flere ulike innretninger som skal hjelpe på hekkeplasstilbudet for andefugler (Udø 1985 og Fremming 1988). Et eksempel er **reirtunneler for ender generelt.** Slike er grundig beskrevet av f.eks. (Fremming 1988).

3.4 ØKOSYSTEMTILTAK: RESTAURERE HABITATER

Formålet med mange av tiltakene kan være å gjøre habitatene mer variert og bedre egnet for så mange arter som mulig. Dette vil øke mangfold og variasjon i og ved vassdragene, som ofte er redusert på grunn av inngrep (jf. Brittain & Eie 1992).

Imidlertid har Norge i utgangspunktet generelt lav diversitet av fugl langs elver og vatn, særlig i høyereliggende områder.

Menneskelig virksomhet har i mange områder ført til at arter har forsvunnet og dyresamfunn er blitt endret (Wiens 1989 og Begon et al. 1990). Det er derfor aktuelt å foreta restaurering av områdene (Begon et al. 1990). Dette er høyst aktuelt også etter vassdragsinngrep (Reitan 1993).

Konkrete tiltak for våtmarksfugl og særlig andefugl er omhandlet i litteratur om praktisk viltstell (f.eks. Fremming 1988).

Restaurering av habitater betyr ofte restaurering av våtmarker. Restaurering kan bety flere ulike ting (Begon et al. 1990), men restaureringstiltak deles gjerne inn i: i) restaurering, ii) rehabilitering, og iii) erstatning av habitater. Disse beskrives nærmere nedenfor.

3.4.1 Restaurere habitater

Restaurering vil si at man prøver å restaurere de planter og dyr som ses på som de naturlige beboere i et område (jf. Begon et al. 1990). En implikasjon her er at de abiotiske betingelser er fundamentalt de samme som de alltid har vært (Begon et al. 1990). Det er 3 hovedproblemer: 1. Det er uklart hva de autentiske, opprinnelige artene var. 2. Deres naturlige etablering kan ta mange år. 3. Å kutte ned på disse naturlige prosessene ville kreve detaljert kunnskap om økologien til mange arter, som vi sjelden har (jf. Begon et al. 1990). Totalrestaurering ser vi derfor på som bortimot umulig.

3.4.2 Rehabilitering

I mange tilfelle er de abiotiske betingelser endret kraftig, kanskje irreversibelt. Da er restaurering som sådan ikke realistisk (Begon et al. 1990). Rehabilitering vil her si etablering av et samfunn som er likt med, men ikke det samme som det originale samfunnet (Begon et al. 1990).

Et eksempel er å **bygge terskler i elver**. Dette er gjort i mange regulerte elver hvor vannføringen er blitt redusert etter utbyggingen.

Terskelprosjektet som ble startet i 1975 forsøkte også å finne ut om de endringer som skjedde i og ved et terskelbasseng hadde betydning for fugl. Forholdene i 2 vassdrag, Eksingedalselva og Hallingdalselva ble undersøkt. Det var imidlertid vanskelig å tolke endringer i fuglefaunaen som respons på terskelbyggingen. Resultatene tydet imidlertid på en rikere fuglefauna der elva vekslet mellom terskelbassenger og stryk. Det var store ulikheter mellom fugleartene (Råd & Angell-Jacobsen 1975, Michaelsen & Ree 1976, Lid & Schandy 1984 og Mellquist 1984).

Disse studiene har fortsatt i Eksingedalsvassdraget, hvor vannfugls utnyttelse av ulike habitattyper i det regulerte vassdraget med særlig vekt på utnytting av terskelområder er studert (Håland & Ugelvik 1989 og Håland 1992).

Dette temaet behandles ikke videre her, da det regnes dekket av annet foredrag om terskler. Vi vil bare peke på at skal terskelbygging i elv tilrettelegges for fugl, **må** en rekke spesielle faktorer være tilstede og tas hensyn til, f.eks. strandlinjas beskaffenhet, variasjonsrikdom i vegetasjon ved vatnet, størrelse på åpen vannflate, og vannstandsendringer.

Forhøyelse av vannivået: I noen tilfeller har et inngrep foregått ved at vannivået på en innsjø ble senket. Hvis nivået så permanent heves igjen, kan dette ses på som rehabilitering.

3.4.3 Erstatte habitater

I de fleste tilfeller hvor de abiotiske betingelsene er blitt endret kraftig eller irreversibelt, er det mest aktuelt å erstatte habitater. Dette betyr etablering av et helt annet samfunn enn det opprinnelige og naturlige (Begon et al. 1990).

I våtmarker er ofte slike erstatninger av habitater det mest aktuelle. Dette kan skje ved f.eks. avsnøringer av vatn og elveløp, ved flomsikring, drenering og oppdyrking, eller i tilfelle hvor man planter eller tilsår nærings- og beskyttelsesvekster for fugl i vann eller områdene omkring et regulert vassdrag.

Terskelbassenger

Et terskelbasseng etableres ved at en del av et magasin, et vatn eller en annen type våtmark avsnøres slik at det blir dannet en **terskeldam,** også kalt **tilleggsdam** eller **sekundærdam** (Lund 1964, Hagen 1964, 1974 og Vikberg 1984). I flere av disse tilfellene er formålet at vannivået skal holdes relativt konstant (jf. også Lid 1978 og Markham 1982). Det samme prinsippet ble brukt i Innerdalen, Orklavassdraget i 1989, hvor en del av magasinet ble avsnørt.

Utbyggingen av Innerdalsmagasinet i Orklavassdraget ble foretatt i 1979-81, og første fyllingsår var 1982 (Reitan 1992). I 1989 ble det bygd en terskeldam som avsnørte ca. 0,4 km^2 av magasinet, og hvor vannstanden har vært relativt konstant gjennom hekkesesongen (Reitan 1992 og Reitan & Sandvik 1993). Effektene på fugl av denne er studert i perioden 1987-92. Her vil det bli presentert noen foreløpige resultater fra dette tiltaket.

Etableringen av terskeldammen har medført effekter på ulike fuglearter. Oversvømmingen av reirplasser i hekketiden er

sterkt redusert etter 1989, da vannkanten nå er relativt fast gjennom hekketiden. Dette betyr at tapet i produksjonen på grunn av reguleringen er kraftig redusert i denne delen av magasinet. Dette er også viktig fordi denne delen av magasinet generelt var mest produktivt før terskeldam-byggingen.

Terskeldammen har også effekter på terrestre fugl som hekker rundt magasinet. Dette vil ikke bli behandlet nærmere her (jf. Reitan 1993). I det følgende vil vi ta for oss effekter av terskeldam-byggingen på mengde våtmarksfugl tilstede i dette området.

Antall ender tilstede i terskeldammen har vært klart høyere enn på tilsvarende område før terskelen ble etablert (fig. 3.1.).

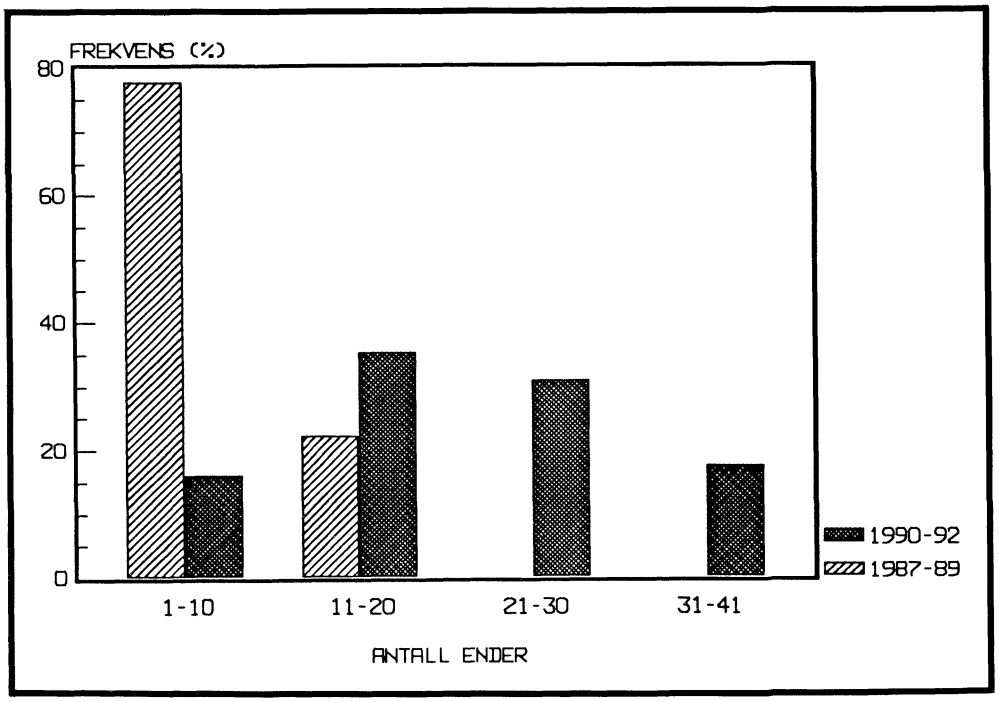


Fig. 3.1. Fordelingen av antall ender observert daglig i terskelområdet i Innerdalen før (1987-89: N = 18) og etter (1990: N = 67) etablering av terskeldammen.

Dessuten har vi fått et nytt fuglesamfunn ved at sammensetningen av ande-arter endret seg kraftig fra vesentlig grasender til vesentlig dykkender (fig. 3.2.).

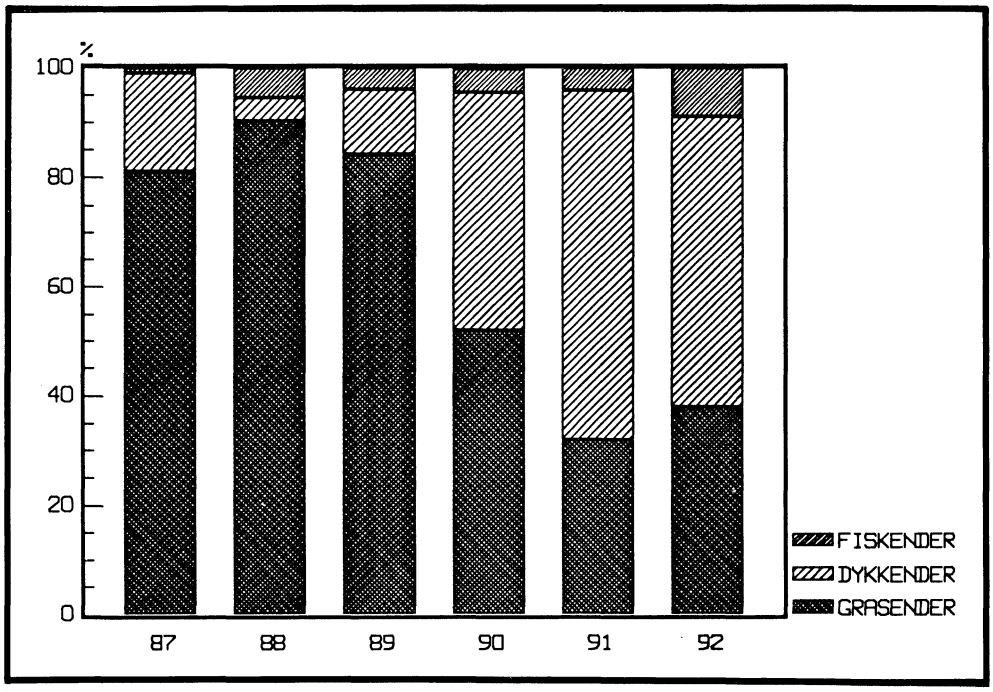


Fig. 3.2. Sammensetningen av andefuglsamfunnet i terskelområdet i Innerdalen 1987-92, uttrykt som fordelingen av det totale antall ender observert hvert år.

Antall ande-arter tilstede har økt markert (fig. 3.3.).

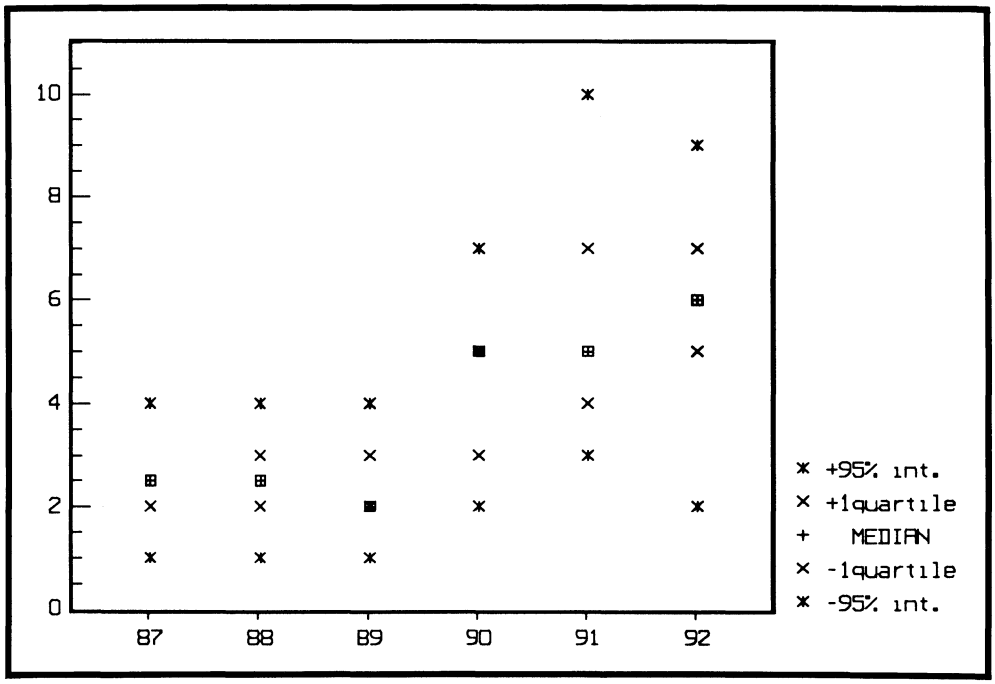


Fig. 3.3. Antall arter andefugl daglig observert i terskelområdet i Innerdalen i årene 1987-92. Terskelbyggingen foregikk høsten 1989.

Det samme har antall ender totalt (Reitan & Sandvik 1993). Arten med størst økning er toppand (fig. 3.4.).

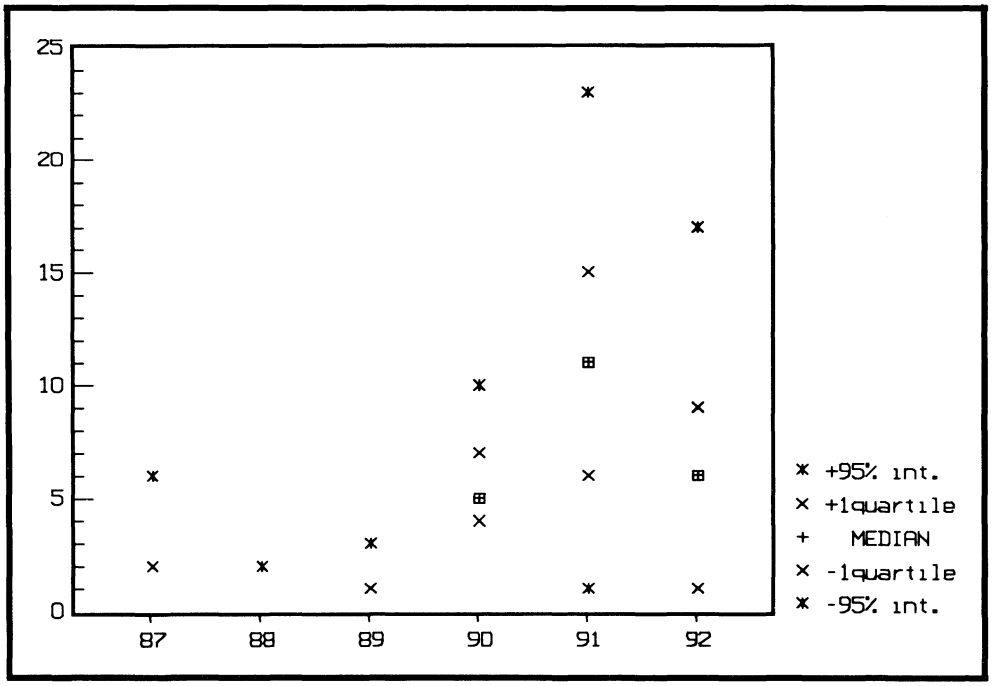


Fig. 3.4. Antall individer toppand daglig observerte i terskelområdet i Innerdalen i årene 1987-92 (jf. fig. 3.3.).

Antall vadefuglarter varierer mye mellom år, og ingen klar statistisk sammenheng med etableringen av terskeldammen er funnet. Variasjonen i både antall arter og antall individer vadefugl har vært mindre etter etableringen av terskeldammen enn på forhånd. F.eks. var det i 1989 generelt få vadefugl og 1988 mye vadefugl tilstede (fig. 3.5.). Blant vadefuglene har rødstilk vist størst økning. Noen arter som f.eks. grønnstilk har kommet som nye arter etter terskeldam-etableringen.

Antall vadefugl tilstede i terskeldammen er klart høyere ved lav vannstand, noe som trolig kan tilskrives en lengre og breiere strandlinje.

Også for flere andre arter og grupper vannfugl har antallet individer tilstede økt etter at terskeldammen ble bygget, f.eks. antall fiskemåker. Terner har også vært tilstede langt oftere enn før terskeldammen ble bygget, og i klart større antall.

Spørsmålet er så hvilken kunnskap etablering av denne terskeldammen har gitt. Tiltaket har generelt vært klart positivt for de fleste fuglegrupper. Effektene på produksjonen av andekull er foreløpig svært uklare, men ser også ut til å være positiv.

Generelt har fugl som tiltrekkes av vannflate økt i mengde, mens strandfugler viser et varierende mønster. Vannstanden varierer nå omtrent som i et naturlig basseng, og vannivået har betydning for forekomsten av mange arter. Vannstands-fluktuasjonene i et vatn påvirker sterkt forekomsten av vann-fugl i et vatn (jf. her Lid 1978 og Markham 1982). Mengden vegetasjon i vatnet, og strandlinjas lengde ser ut til å ha betydning for mange arter.

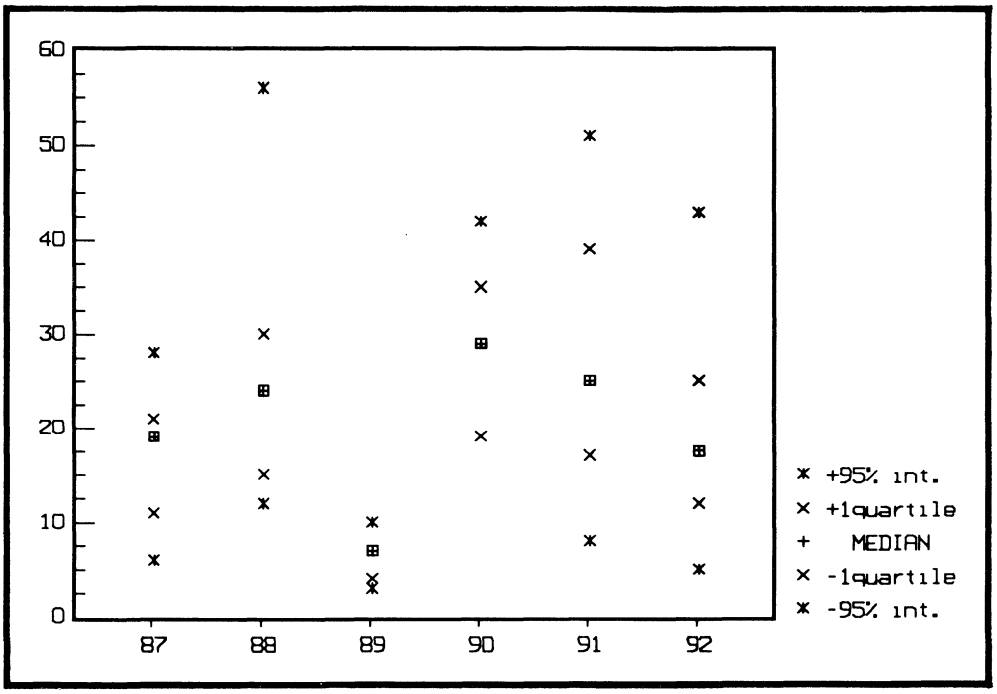


Fig. 3.5. Antall individer vadefugl daglig observerte i terskelområdet i Innerdalen i årene 1987-92 (jf. fig. 3.3.).

Kombinasjoner av flomsikring, drenering, oppdyrking og terskelbygging

På Lesjaleirene er det foretatt både flomsikring, drenering, oppdyrking og terskelbygginger i løpet av de siste 140 år (Jordhøy & Kålås 1992). Et prosjekt som har studert flere aspekter rundt disse tiltakene og effekter på fugl har pågått siden 1986.

Prosjektet har studert effekter av flere ulike typer endringer i arealutnyttelse og inngrep på Lesjaleirene. Vi vil her ta for oss noen av resultatene fra prosjektet som sterkest berører vatn, elv, og våtmarksbiotoper. Rapporten gir en grundig gjennomgang av flere sider av endringene i habitater og forekomst av fugl (Jordhøy & Kålås 1992).

Endringene i fuglefaunaen siden 1800-tallet har vært store (Jordhøy 1982). Som rapporten fra undersøkelsene viser, har habitatendringene vært svært store også de siste 30 år (Jordhøy & Kålås 1992). I dag utgjør vadefugl en uvanlig stor andel av totalt hekkende fugl i området, særlig er vipe tallrikt hekkende her på grunn av kultiveringen av området. Av alle de 12 hekkende vadefuglartene har imidlertid bare vipe og tildels rødstilk og storspove vært begunstiget av oppdyrkingen (Jordhøy & Kålås 1992).

Få spurvefugl-arter har territorier i våtmark, typiske eksempler er sivspurv, gulerle, blåstrupe, løvsanger og buskskvett. Derimot holder mange spurvefuglarter til i kantsoner mellom våtmark og lauvskog (Jordhøy & Kålås 1992).

De ulike gruppene og artene ender bruker de ulike typer vannløp helt ulikt (jf. kap. 2.5.). Det er imidlertid også ulikheter mellom årene. F.eks. varierer mengden overvann mye mellom årene, noe som i særlig utstrekning påvirker grasendenes fordeling i området (Jordhøy & Kålås 1992). Dykkendene bruker avsnørte elveløp og kanaler relativt mye i forhold til tilgjengeligheten (Jordhøy & Kålås 1992). Disse resultatene sier klart at både fordelingen og variasjonen i vanninnhold i bakken, og strukturen av elveløpet, har betydning for forekomsten av ender i dette våtmarkssystemet.

Forekomsten av vadefugl på ulike typer strand- og grunnvannsareal viser at hovedløpet blir lite benyttet av de fleste artene, mens overvann og avsnørte, eldre elveløp viste seg å være foretrukket av flere arter. Kanaler blir lite foretrukket (jf. kap. 2.5.).

Det er på Lesjaleirene utført flere typer biotopjusterende tiltak. Et av tiltakene er bygging av små terskler i vannsystemene. Ved å sammenlikne områder hvor det i løpet av studiene ble etablert terskel med områder uten terskelbygging, ser vi at i de to vannløpene med terskelbygging, under vårtrekket har fått økt utnyttelse fra vannfugl generelt etter byggingen (fig. 3.6.).

Det forventes at effektene for hekkende våtmarksarter vil være enda sterkere, da terskelbyggingen medfører økt vannareal i tørre perioder utover sommeren (Jordhøy & Kålås 1992).

Usikkerheten med resultatene fra Lesjaleirene er at vi har mange endringer, inngrep og tiltak som har foregått parallelt. Det synes imidlertid klart at endringene i fuglefaunaen har vært markerte, også de siste 30 år. Resultatene sier også at forskjellige fuglearter har forskjellig preferanse for habitat. Dessuten får faste vannspeil økt utnyttelse av fuglene.

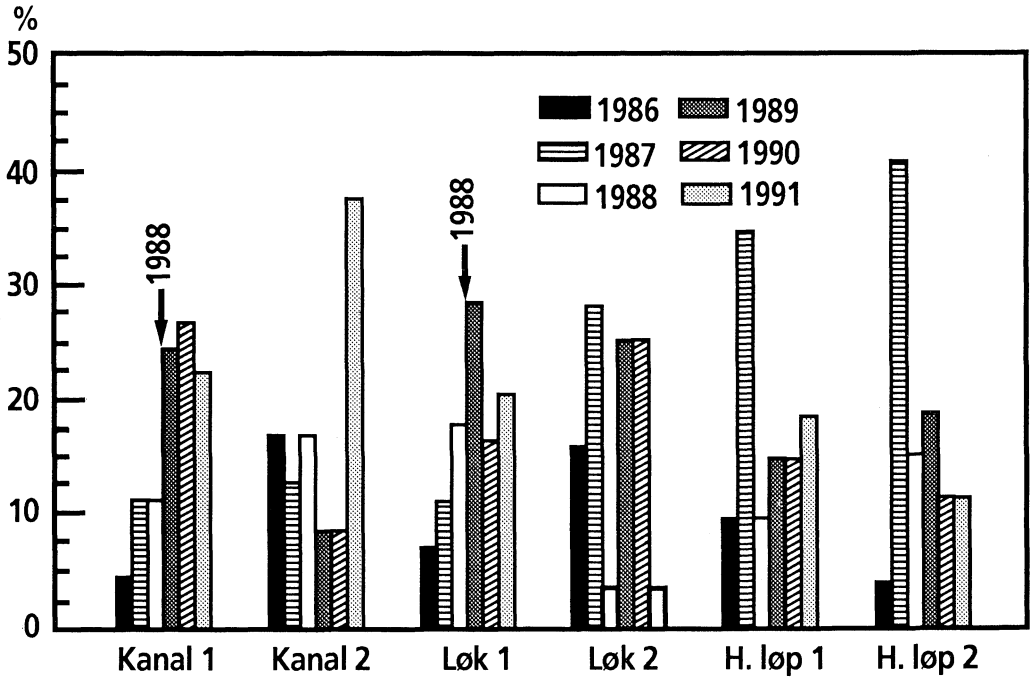


Fig. 3.6. Prosentvis fordeling av vannfuglobservasjoner pr. taksering i ulike vannløp med eller uten terskel i årene 1986-91. Kanal 1: Terskel etablert 1988. Kanal 2: Uten terskel. Løk 1: Terskel etablert 1988. Løk 2: Terskel hele perioden. Hovedløp 1: Uten terskel. Hovedløp 2: Terskel hele perioden (fra Jordhøy & Kålås 1992)

Plante eller tilså nærings- og beskyttelsesvekster for fugl

I vann: Dette kan gjøres i vann for å tiltrekke f.eks. ender, og er utført i andre land, men ikke i Norge (jf. Vikberg 1984).

Behandle områdene omkring et regulert vassdrag: Ved de fleste reguleringsinngrep i vassdrag foregår det anlegg av massetak, steintipper, riggområder og veier. Flere av disse sekundære inngrepene plantes eller tilsås. De behandles gjerne tidlig "med tanke på hurtigst mulig å kunne lege de sår som ble påført landskapet" (Brittain & Eie 1992).

4. UTFORDRINGER OG FORSKNINGSBEHOV

4.1 Generelt

Restaurering og liknende tiltak for fugl kan være aktuelt for mange utbygde områder framover (jf. tidligere kap., Fog et al. 1982, Sjöberg 1985, Løfaldli 1989 og Reitan 1993). Behovet for

både restaurering og utprøving av andre aktuelle tiltak vil være stort. Dette er særlig viktig i våtmarker (jf. Finlayson & Moser 1991).

Målsetningene med tiltaket og restaureringen må være klart definert. Dessuten vil det fortsatt være viktig at tiltaket følges med undersøkelser for å måle effektene og tiltakets verdi og effektivitet.

Et sentralt spørsmål er om en framover skal fokusere på og prioritere effektstudier ved bestemte typer tiltak. Dette kan både være oppfølging av studier som foregår i dag, og eventuelt nye tiltak. I et annet foredrag er det omhandlet flere sider ved forskning ved inngrep i vassdrag framover, bl.a. også forskningsdesign (Reitan 1993). Disse betraktningene gjelder også ved tiltaksstudier.

4.2 Oppfølging av noen studier?

Et spørsmål må være hva vi har fått av kunnskap gjennom tiltaks-studier som er foretatt hittil. F.eks. har terskelstudier gitt oss ny informasjon om økologiske forhold i terskler. Når det gjelder fuglenes tiltrekning til og bruk av terskler, er det fortsatt uklart hvilke faktorer som er viktigst for at fugl skal trekkes til området, og hvordan fuglene eventuelt bruker området. Dette bør avklares.

At terskeldam også i våre fjellområder er positivt for flere fuglegrupper går klart fram av Innerdalsstudiene. Små terskler i avsnørte elveløp og kanaler synes også attraktive for flere fuglegrupper på Lesjaleirene. Hvorfor er disse 2-3 typene terskler tiltrekkende på fugl, til forskjell fra mange terskler i elver som synes lite brukt av fugl. Dette kan f.eks. ha noe med størrelsen av terskelbassenget å gjøre, strandlinjas beskaffenhet, vegetasjonen rundt terskelbassenget, eller forekomsten av potensielle fuglearter som bruker slike områder.

Terskeldammen i Innerdalen har vært generelt positiv for vannfugl, og flere individer er trukket til området på grunn av terskeldammen. Imidlertid vet vi ennå ikke om effektene på produksjonen vil øke eller om det høye antallet andekull sommeren 1992 skyldes naturlig variasjon forårsaket av andre faktorer. Dette kan bare avdekkes ved å følge med produksjonen noen år til, og sammenlikne med forekomstene av andefugl i referanseområder.

Det er også mulig at generelle økologiske prinsipper gjelder ved slike tiltak og restaureringsprosjekter. Dersom dette kan avdekkes vil det hjelpe oss til å si mer eksakt om hva de enkelte tiltak medfører av effekter på fuglelivet. Det bør særlig fokuseres på studier av fuglenes habitatkrav og næringsvalg. Tetthetsregulerende mekanismer for fuglearter

som lever langs vassdrag bør også være et prioritert område å skaffe mer kunnskap om.

4.3 Nye forskningstema

Som det framgår av de tidligere kapitlene, er det mange typer tiltak en vet lite om når det gjelder effekter på fugl ved norske forhold (f.eks. effektene av ulike utforminger av terskler, manipulering av habitater ved våtmarker, avskjæring av holmer i vatn, og utplassering av reirplasser i vatn). Det kan være aktuelt for flere av disse tiltakene å foreta utprøving og undersøkelse av verdien av tiltaket for fuglelivet.

Imidlertid synes det viktigere å foreta mer detaljerte studier av effektene av noen av de tiltakene man har studert i de senere år. F.eks. er det høyst aktuelt å se nærmere på hvilken måte tiltakene påvirker populasjonsstørrelser hos flere fuglearter, særlig med tanke på langtidseffekter på en fuglepopulasjon.

4.4 Bruk av godt kjente studieområder, referanser, osv.

I denne sammenheng er det også viktig med langtidsstudier for å kunne skille naturlig variasjon fra effekt forårsaket av tiltaket for fuglefaunaen. Studier av effekter på fuglepopulasjoner krever undersøkelser som går over mange år. Derfor er det viktig at en prioriterer områder hvor studier er foretatt over flere år, og på denne måten kunne utnytte datagrunnlaget som eksisterer fra godt kjente studieområder.

Dette bør ikke være til hinder for at man foretar tiltak også i nye områder. Imidlertid bør en være fullt klar over at tiltak også krever dokumentasjon av effektene, og legge alle tiltaksstudier opp etter dette. Hvert område har som oftest egne kvaliteter som ikke er umiddelbart overførbare til eller fra andre områder.

4.5 Faglige forhåndsundersøkelser og effektstudier

Er tiltak som iverksettes uten faglige forhåndsundersøkelser av noen verdi? Alle tiltak kan i utgangspunktet være praktisk gjennomførbare. Det må ikke være den praktiske gjennomførbarheten som bestemmer om et tiltak skal settes ut i livet, men om det biologisk har større fordeler enn ulemper. Det kan være mange grunner til at noen vil sette i gang tiltak uten faglig å undersøke alternativer på forhånd. Både økonomiske argumenter og manglende forståelse av verdien av forundersøkelser kan være hinder for at det gjennomføres.

Det er viktig å være klar over at tiltak også kan ha negative effekter. Dessuten kan det bli dyrere i lengden hvis tiltaket

ikke har noen verdi. Derimot bør faglig velfunderte tiltak ha stor verdi. Det er da viktig at man baserer seg på biologisk og økologisk fundert viten. En forundersøkelse kan si om tiltaket i det hele tatt har verdi, faglig sett.

Tiltakets verdi når det foretas faglig overvåking/undersøkelser etter igangsetting.

Et utvalg av tiltak bør følges opp med overvåking/undersøkelser etter igangsetting. Disse undersøkelsene må gjøres slik at det kan dokumenteres om det aktuelle tiltaket har vært vellykket eller om det har gitt negative effekter. I denne sammenheng er bruk av standard feltmetodikk ved populasjonsundersøkelser nødvendig. En god dokumentasjon av effektene medfører at dette både er kontrollerbart og etterprøvbart, og vil medføre at et tiltak får større verdi både på kort og lang sikt.

4.6 Oppsummering

Mange typer tiltak for fugl er utført, og mange av dem har generelt vist seg positive for vannfugl. Imidlertid er få eller ingen tiltak utført utelukkende for å begunstige fugl i Norge. I mange tilfelle har likevel fugl vært en medbegrunnelse for å sette i gang tiltaket. Effektene har ofte vært positive, i de tilfelle man har forventet at tiltaket skulle få positiv effekt. Effektene for ulike fuglearter kan være svært forskjellige, avhengig av de enkelte artenes ulike habitatkrav og leveområder. Det er derfor viktig å definere formålet med tiltaket. I mange tilfelle ønsker man å øke populasjonstørrelsen eller produksjonen av enkelte arter, i andre tilfelle kan en økning i antall arter i området være målet.

Følgende utfordringer og spørsmål må vi særlig ta for oss og besvare framover:

1. Ønsker vi å utføre spesielle tiltak for fugl?
2. Hvilke arter ønsker vi da å prioritere?
3. Populasjonsbiologisk kunnskap for aktuelle arter.

REFERANSER

Ackermann, W. C., White, G. F. and Worthington, E. B. (eds.). 1973. Man-made lakes: Their problems and environmental effects. Geophysical Monograph No. 17. American Geophysical Union, Washington.

Andersen, R. 1984. Viltstelltiltak for liryper - en oversikt. I: Steen, J. B. (red.). Rypeforskning. Statusrapport 1983. Oslo, s. 157-166.

Andersson, Å. 1982. The ecology of lakes created for waterfowl. I: Fog, J., Lampio, T., Rooth, J. & Smart, M. (red.). Managing wetlands and their birds. IWRB, Slimbridge, s. 128-136.

Andersson, Å. 1985. Viltvattnen - de nya våtmarkerna. Vår Fågelvärld Suppl. 10: 53-64.

Begon, M., Harper, J. L. and Townsend, C. R. 1990. Ecology: Individuals, populations and communities. Second edition. Blackwell, Boston.

Brittain, J. E. & Eie, J. A. (red.). 1992. Biotopjusteringsprogrammet - status 1991. NVE Publikasjon 1992 nr. 22.

Cairns, J. jr. 1988. Increasing diversity by restoring damaged ecosystems. In: Wilson, E. O. (ed.). Biodiversity. National Academy Press, Washington, pp. 333-343.

Finlayson, M. & Moser, M. (red.). 1991. Wetlands. IWRB, Oxford.

Fog, J., Lampio, T., Rooth, J. & Smart, M. 1982. Managing wetlands and their birds. IWRB, Slimbridge.

Franklin, J. F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. In: Wilson, E. O. (ed.). Biodiversity. National Academy Press, Washington, pp. 166-175.

Fremming, O. R. 1988. Andefugler. I: Hjeljord, O. (red.). Praktisk Viltstell. Landbruksforlaget, Oslo, s. 47-72.

Fritzson, A. 1984. Försök med änder. Svensk Jakt 122: 364-367.

Fritzson, A. 1985. Anläggning och skötsel av viltvatten. I: Arnesen, A. et al. (red.). Praktisk Viltstell - en statusrapport. S. 96-101.

Hagen, Y. 1964. Et forsøk med biotopforbedring ved Stortjernet i Åmot. Vilt og Viltstell 2: 6-21.

Hagen, Y. 1974. Lake Stortjernet, Åmot. Manipulation of water level combined with lime and fertilizer treatment of a dystrophic lake. IWRB Manual of Wetland Management. IWRB.

Håland, A. 1992. Vannfugls utnyttelse av kunstige og naturlige basseng i et regulerte vassdrag. I: Brittain, J. E. & Eie, J. A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet - status 1991. NVE Publikasjon 1992 nr. 22, s. 13-14.

Håland, A. & Ugelvik, M. 1989. Vannfugl i Eksingedalsvassdraget - endringer i hekkepopulasjonene fra 1975 til 1988. NVE Biotopjusteringsprogrammet - Terskelprosjektet Informasjon nr. 31, s. 85-88.

Jordhøy, P. 1982. Lesjaleirene. Forandringer i naturmiljøet i et tidligere drenert innsjøområde, med særlig vekt på fuglelivet. DVF Reguleringsundersøkelsene Rapport 7-1982.

Jordhøy, P. and Kålås, J. A. 1992. Lesjaleirene - Effekter av flomsikring, drenering og oppdyrking på fuglefaunaen. NVE Publikasjon (in press).

Kjos-Hanssen, O. 1983. Wildlife and power development. Kraft og Miljø 6: 1-64.

Kjos-Hanssen, O., Gunnerød, T. B., Mellquist, P. og Dammerud, O. (eds.). 1981. Vassdragsreguleringers virkninger på vilt. Foredrag og diskusjoner ved symposiet 15.-17. april 1980. NVE, Oslo and DVF, Trondheim.

Kålås, J. A., Heggberget, T. G., Bjørn, P. A. & Reitan, O. 1993. Feeding behaviour and diet of Goosanders (Mergus merganser) in relation to salmonid seaward migration. Aquatic Living Resources 6: in press.

Lid, G. 1978. Changes in the bird fauna of the dammed up lake Bamselitjern in Valdres, Norway. Anser, Suppl. 3: 140-144.

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

Lund, H. M.-K. 1964. Smådambygging for fremme av fuglelivet. Vilt og Viltstell 2: 22-24.

Løfaldli, L. 1989. Samarbeid forvaltning-forskning sett fra Direktoratet for naturforvaltning. Biotopjusteringsprogrammet - Terskelprosjektet Informasjon nr. 31, s. 115-120.

Markham, B. J. 1982. Waterfowl production and water level fluctuation. Canadian Water Resources Journal 7 (4): 22-36.

Mellquist, P. 1984. Liv i regulerte elver. Terskelprosjektet. Kraft og Miljø nr. 10.

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

Pehrsson, O. 1990. The history of Lake Hornborga: A lesson in wetland function and management from Sweden. Environmental Conservation 17: 245-255.

Raddum, G., Odland, A. & Håland, A. 1992. Biotopjusterende

tiltak etter senkning av Myrkdalsvatn. I: Brittain, J. E. & Eie, J. A. (red.). Biotopjusteringsprogrammet - status 1991. NVE Publikasjon 1992 nr. 22, s. 29-32.

Reitan, O. 1992. Fugl ved Innerdalsmagasinet med særlig vekt på effekter av terskeldammen. I: Berg, G. & Faugli, P. E. (red.). FoU-prosjekter i Orkla. Oppsummerende prosjekt-møte. NVE Publikasjon 1992 (2), s. 213-227.

Reitan, O. 1993. Vilt. s. 350-373. I: Faugli, P. E., Erlandsen, A. H. & Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag, konsekvenser og tiltak - en kunnskaps-oppsummering. NVE-publikasjon nr. 13/1993. 639 s. 2 bind.

Reitan, O. & Sandvik, J. 1993. Responses of wetland birds to additional damming of part of a reservoir. (Proc. 12th Int. Conf. IBCC and EOAC, in press).

Reitan, O., Hvidsten, N. A. & Hanssen, L. P. 1987. Bird predation on hatchery reared Atlantic Salmon smolts, Salmo salar L., released in the River Eira, Norway. Fauna norvegica Ser. A 8: 35-38.

Råd, O. & Angell-Jacobsen, B. 1975. Om fuglefaunaen i en del terskelbassenger langs Eksingedalselva, sommmeren 1975. NVE Vassdragsdirektoratet Terskelprosjektet Informasjon nr. 3.

Sanderson, G. C. & Bellrose, F. C. 1969. Wildlife habitat management of wetlands. An. Acad. brasil. Cienc., 41 (Suplemento): 153-204.

Sjöberg, K. (red.). 1985. Våtmarkerna och fågelfaunan. Vår Fågelvärld Suppl. 10: 1-112.

Størkersen, Ø. 1992. Truete arter i Norge. Norwegian Red List. DN-rapport 1992-6.

Udø, O. G. 1985. Hekke- og formeringsinnretninger for stokkand og kanadagås. I: Arnesen, A. et al. (red.). Praktisk Viltstell - en statusrapport. S. 142-147.

Vikberg, P. 1984. Sjöfågelvård. Jägaren 33 (2): 31-37.

Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Vol. 2. Processes and variations. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge University Press.

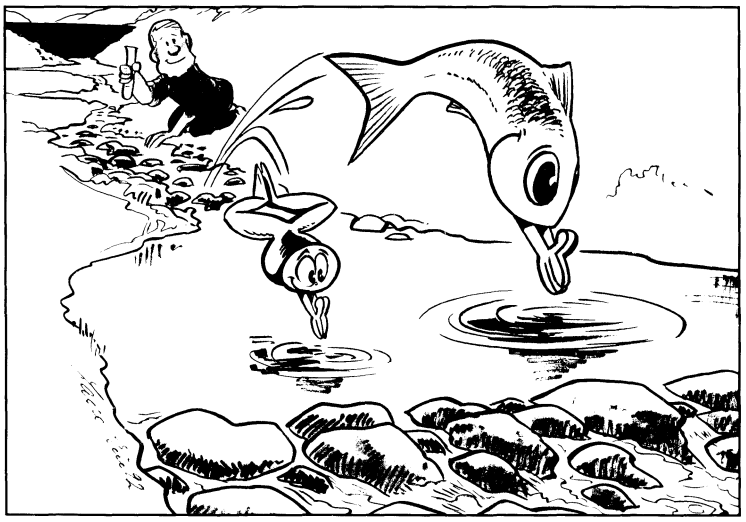
Wilson, E. O. (red.). 1988. Biodiversity. National Academy Press, Washington.

Zedler, J. B. 1988. Restoring diversity in salt marshes. Can we do it? In: Wilson, E. O. (ed.). Biodiversity. National Academy Press, Washington, pp. 317-325.

Tittel: *VEGETASJONSETABLERING I REGULERINGSSONER*

Forfattere: *BJØRN RØRSLETT [1], STEIN W. JOHANSEN [1] OG STEIN SINGSAAS [2]*

Ansvarlig institusjon: *1 NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING*
2 UNIVERSITETET I TRONDHEIM



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

SAMMENDRAG

I årene 1989-92 ble det utført en serie revegeteringsforsøk i Meltingen, et nordtrøndersk magasin med 21 m reguleringshøyde. Forsøkene omfatter 17 prøvefelt med tilsammen 520 småruter på 0.25 m^2. Behandlingene var gjødsling, torvtilsetting, utplassering av erosjonsmatter samt kombinasjoner av disse tiltakene. Den stedegne vegetasjon ble brukt i 9 felt, mens 5 arter ble utplantet på de øvrige feltene. Plantene ble satt ut i 1989 og 1990, og veksten fulgt 2-4 ganger årlig.

Resultatene viste at dødeligheten varierte sterkt mellom forsøksartene, og langs en eksponeringsgradient. Størst dødelighet viste sølvbunke (Deschampsia cespitosa) på eksponert strand, mens økotypen "elve"bunke (D. cespitosa var. glauca) hadde den laveste dødeligheten av grasslagene. Svinn av planter som følge av erosjon og masseforflytning i strandsonene varierte mellom 11 og 14% for artene.

Gjødsling hadde en klar positiv effekt på grad av overlevelse og fekunditet for sølvbunke etter 3 vekstsesonger. Korttidsforsøk med gjødsling av naturlig vegetasjon viste at 50 g/m^2 førte til økning av ugras og noe reduksjon av amfibisk vegetasjon, mens 200 g/m^2 ga sterk økning av gras, mindre økning av ugras og størst tilbakegang for stedegen vegetasjon.

INNLEDNING

Strandsonen i regulerte innsjøer og magasin er sterkt utsatt for erosjon og kan derfor virke skjemmende når magasinet blir nedtappet. Særlig om sommeren kan nedtapping ofte gi synlige skader langs breddene. Én viktig grunn til at erosjonen skyter fart etter regulering, er at plantedekket i strandsonene pleier å forsvinne som følge av det endrete vekstmiljøet (Rørslett 1988a, 1989). Vegetasjonen i strandsonen binder finmateriale og hindrer dermed i en viss grad erosjon ved sitt nærvær (Hutchinson 1975 og Chambers 1987).

Ved Norsk institutt for vannforskning er det utført en lang rekke undersøkelser av vegetasjon i regulerte vassdrag (Rørslett 1984, 1989, Rørslett et al. 1990). Gjennom disse studiene er vegetasjonens respons på reguleringsinngrep klarlagt i store trekk. En forenklet modell av de faktorene vi antar bidrar mest til å nedbryte plantedekket i en regulert innsjø er skissert i fig. 1. Et uforutsigelig miljø (for plantene) er en konsekvens av reguleringsinngrepet og blir dermed dén faktor det minst kan gjøres noe med. Derimot er mangel på næringsstoffer og tap av finmateriale i utgangspunktet mulig å rette på.

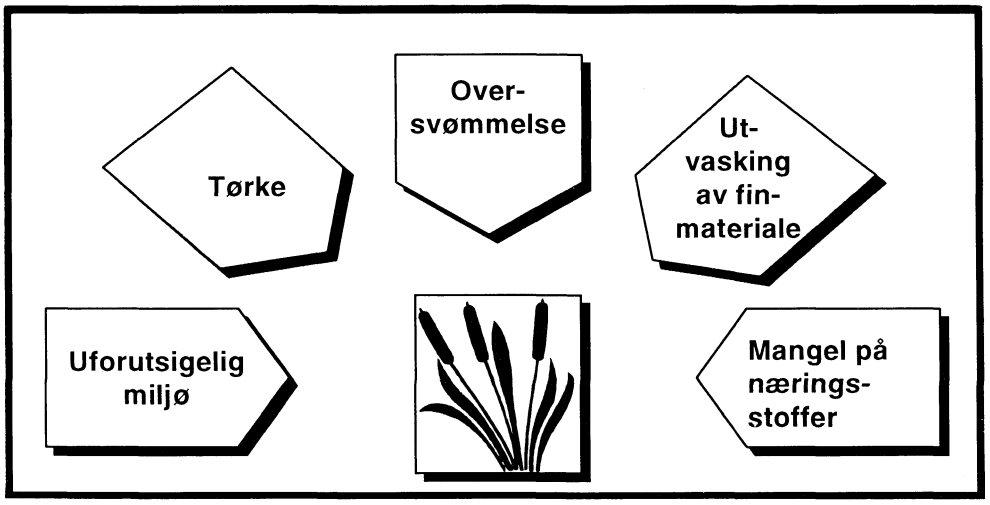


Fig. 1. En konseptuell modell for de viktigste faktorer som bidrar til at plantedekket brytes ned i en regulert innsjø.

Målsetningen med prosjektet er å klarlegge mulighetene for en revegetering i en sterkt regulert innsjø. Prosjektet omfatter konsekvensanalyse og eksperimentelle studier i samband med reetablering av vegetasjon. Meltingen i Nord-Trøndelag, regulert fra 1984 av med største reguleringshøyde 21 m, ble valgt som lokalitet for revegeteringsforsøkene. Denne innsjøen ligger i lavlandet med noe tilstøtende dyrket mark og bebyggelse. Kombinasjonen bosetting-regulering kan i utgangspunktet være konfliktfylt og det er i slike situasjoner ønskelig å redusere den visuelle effekten av reguleringsmagasin.

Feltarbeidet ble utført i samarbeid mellom NIVA og Universitetet i Trondheim, Botanisk avdeling. Vår rapport omhandler den del av prosjektet som NIVA har særskilt ansvar for.

MATERIALE OG METODER

Lokaliteten

Meltingen ligger i Leksvik og Mosvik kommuner i Nord-Trøndelag (fig. 2). Den er en svakt oligotrof (næringsfattig) innsjø, men skiller seg på mange områder fra hva man forbinder med typiske fattige lokaliteter. Lysforholdene er preget av en viss humustilførsel kombinert med éndel partikler i vannet. pH og konduktivitet er begge relativt høye og uttrykker innsjøens beliggenhet på noe kalkholdige bergarter. Meltingen har således relativt god vannkvalitet vel egnet for vekst av langskuddsarter (tusenblad, tjønnaks mv.). En floristisk registrering utført før reguleringen påviste forekomst av slike artene, sammen med flytebladsarter (Baadsvik 1980).

Hydrologiske forhold

Meltingen har en største tillatt reguleringshøyde på 21 m, fra HRV 216 til LRV 195. Innsjøen er inntaksmagasin for Mosvik kraftverk og ble fylt i 1984. I årene etter er magasinet kjørt etter to forskjellige tappingsregimer (fig. 4). Disse ulikhetene er betinget av klima, nedbør og kraftetterspørsel. De "tørre" årene omfatter tidsrommet 1984-86/87, og 1991. Magasinet ble da fylt først sent på året, og strendene lå tørrlagt gjennom det meste eller hele sommeren. Årene 1987-90 var utpreget "våte", hvor Meltingen sto fylt nær HRV det meste av sommeren. Dermed fikk man en sterk kontrast i miljøforhold hva vegetasjonen angår.

Én arm av magasinet er Åfjorden, som brukes bl.a. til å sikre minstevannføring i utløpselva Mossa. Åfjorden blir "hengende" igjen når vannstanden går under k. 214 m grunnet en sperredam, og har derfor langt mindre effektiv vannstandsvariasjoner enn hoveddelen av Meltingen-magasinet.

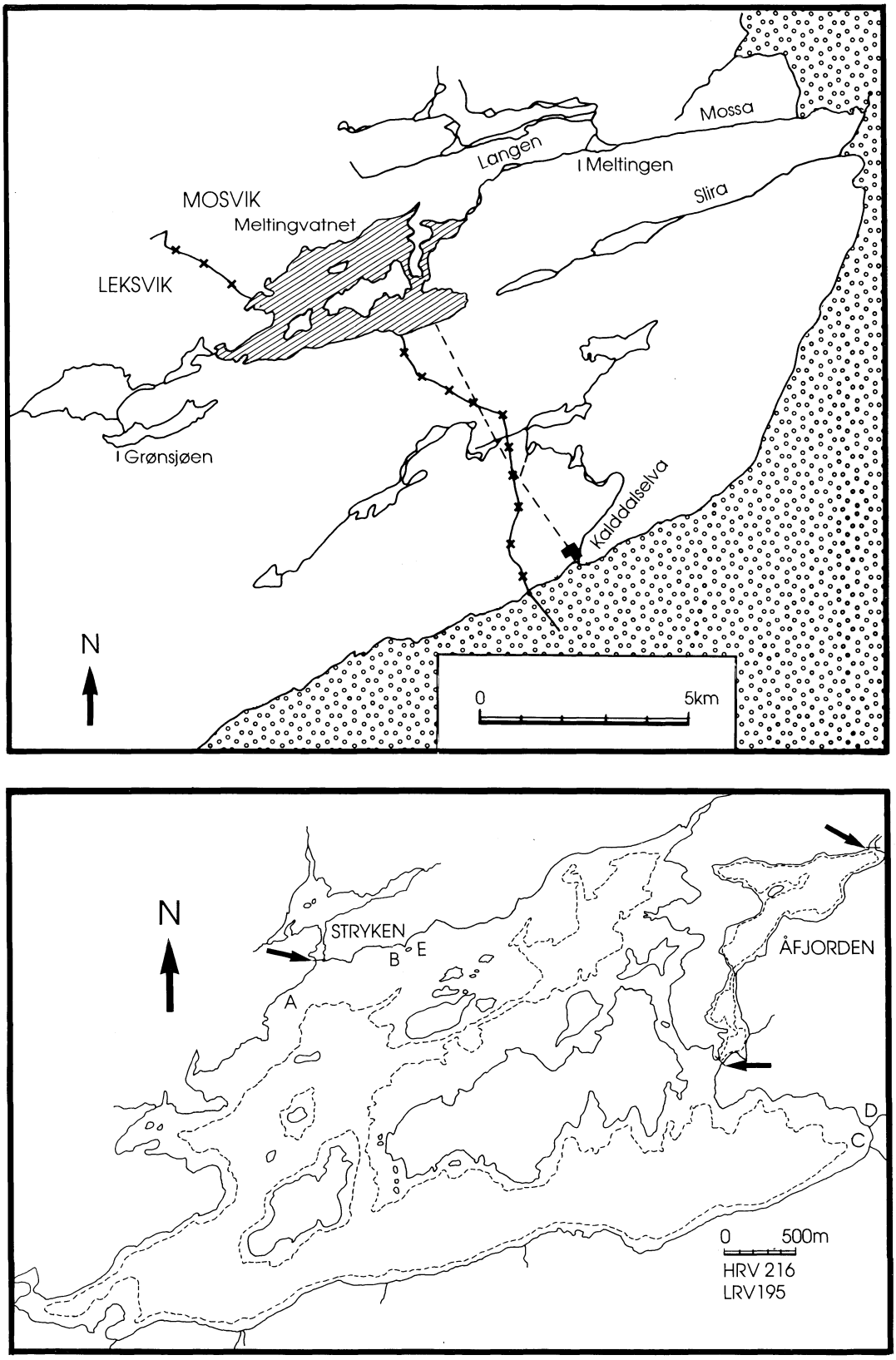


Fig. 2. Meltingen. Beliggenhet og plassering av prøvefeltene (se tekst for detaljer).

Forsøksarter

Artene som ble valgt ut til forsøket er tildels godt tilpasset et (semi-)akvatisk liv, og har ønsket vekstform (tuedannende eller med krypende utløpere), jfr. tab. 1. Ingen av forsøksartene er normalt definert som akvatiske arter, men av sølvbunke (Deschampsia cespitosa) ble det også valgt en spesiell elvestrandtype (var. glauca), som er nokså vanlig på oversvømte bredder langs Glåma-vassdraget. Denne formen omtales som "elve"bunke heretter.

Tab.1. Oversikt over plantearter utplantet i Meltingen i årene 1989 og 1990.

Art	Norsk navn	Transplantert fra
Deschampsia cespitosa	Sølvbunke	Svellet ved Nitelva +Meltingen
D. cespitosa var. glauca	Sølvbunke ("elve"bunke)	Rømua (Akershus)
Alopecurus aequalis	Vassreverumpe	Svellet ved Nitelva
Juncus articulatus	Ryllsiv	Leksvik-Meltingen på Fosen
Eleocharis acicularis	Nålsivaks	Rømua (Akershus); Dokka-deltaet i Randsfjord (Oppland)

Utplantingsfeltene: Forsøksopplegg

Det ble anlagt totalt 8 forsøksfeltfelter for utplanting. Alle feltene hadde lik utforming som vist i fig. 3, og besto av 32 småruter på 50 x 50 cm som var merket opp med to bambuspinner eller armeringsjern i diagonalen. I hver smårute ble det satt ned 3 planter/rotplugger. Etter utplanting ble hver smårute nivellert og deres kotenivå beregnet ved hjelp av vannstandsdata fra Mosvik kraftverk (tab. 2). Nivelleringene ble utført i 1989-90 og etterkontrollert i 1991.

Forsøkene ble lagt opp som et "randomisert blokk" design og innebar 4 replikasjoner av alle behandlinger: kontroll, tilførsel av kunstgjødsel, organisk stoff og erosjonshindrende matter, samt kombinasjoner. Forsøket var opprinnelig tenkt å omfatte en nivågradient, men den vedvarende høye vannstanden de to første årene av prosjektet gjorde at vi bare fikk dekket et lite område målt som kotehøyde. I tilknytning til behandlingene ble det anlagt kontrollfelter hvor planter ble satt direkte ned i det naturlige substrat på stedet. Det ble valgt å plante ut plantene i hull med ca. 15 cm som diameter. De ulike tilsetninger ble beregnet ut fra hullenes areal.

Som gjødsel ble brukt fullgjødsel Norsk Hydro "A" nr. 14616 (14% N, 6% P og 16% K på vektbasis). Det ble brukt to ulike tilsetningsmengder, henholdsvis 4 g og 8 g gjødsel pr. plantehull som tilsvarer 225 g og 450 g/m^2. Plantene i feltene AA-AC og CA, CB og CE ble tilsatt 4 g mens plantene i feltene BA og BB ble tilsatt 8 g.

Som organisk stoff ble det brukt naturtorv tilsatt surhetsreduserende kalk. Til hvert plantehull ble det tilsatt ca. 4 dl naturtorv og ca. 7 g kalk.

Til erosjonsbeskyttelse ble valgt Tensar Mat™, bestående av fire lag tynn plastnetting vevd sammen til en gjennomtrengelig "luftig" matte med total tykkelse ca. 1.5 cm. Etter utplanting, ble det lagt et stykke av matta over hele ruta festet med plugger i hvert hjørne. Det ble klippet hull i matta på de punktene plantene stakk opp. Det ble i utgangspunktet valgt ikke å "fylle" mattene med finmateriale som den egentlig er beregnet på, for å se hvorvidt stedegen materialtransport ville gi stabilisering av mattene.

Utplanting ble gjort i juli 1989 og deretter i mai 1990. Tab.1 gir en oversikt over de 5 artene som ble forsøkt utplantet og hvor de ble hentet fra. Plantene ble tatt opp sammen med en rotplugg på sitt naturlige voksested; denne rotpluggen var i stor grad intakt ved utplantingen. Dette medfører en faktor å ta hensyn til, spesielt det første året da plantene ennå har mye av rotbiomassen i det opprinnelige substratet.

Felt med naturlig vegetasjon

To felt (CC-CD) med naturlig vegetasjon ble etablert i 1990 etter samme mønster som utplantingsfeltene, dvs. med 32 småruter à 0.25 m^2 pr. felt. Begge feltene ble anlagt på relativt grovt substrat. Felt CD var uten behandling. I felt CC ble det både tilsatt gjødsel og erosjonsmatter. Gjødsla ble tilsatt som pellets, tilsvarende 225 g/m^2 til hver smårute. Erosjonsmattene ble festet til underlaget med plastplugger uten at det ble laget huller til eksisterende vegetasjon.

I 1991 ble det anlagt ialt 7 nye felt på naturlig vegetasjon. Feltene ble anlagt i områder med til dels mye finmateriale og rester av gammel rotbiomasse. Feltene DA og DC samt EA-ED ble anlagt etter samme mønster som tidligere med hver 32 småruter, se fig 3. I disse feltene ble det gjort forsøk med to ulike konsentrasjoner av gjødsel, henholdsvis 50 g/m^2 (G1) og 200 g/m^2 (G2), som ble løst opp i innsjøvann og dusjet jevnt over det oppmålte areal. Feltet DB ble opprettet i forbindelse med mer inngående ruteanalyse av stedegen naturlig vegetasjon og besto av bare 8 småruter på 0.25 m^2, uten noen behandling.

Resultatene vil bli publisert i en senere rapport.

K	=	kontroll
G	=	gjødsel
T	=	torv (organisk materiale) tilsatt kalk
E	=	erosjosmatte
GT	=	gjødsel + torv
GE	=	gjødsel + erosjonsmatte
GTE	=	gjødsel + torv + erosjonsmatte
TE	=	torv + erosjonsmatte

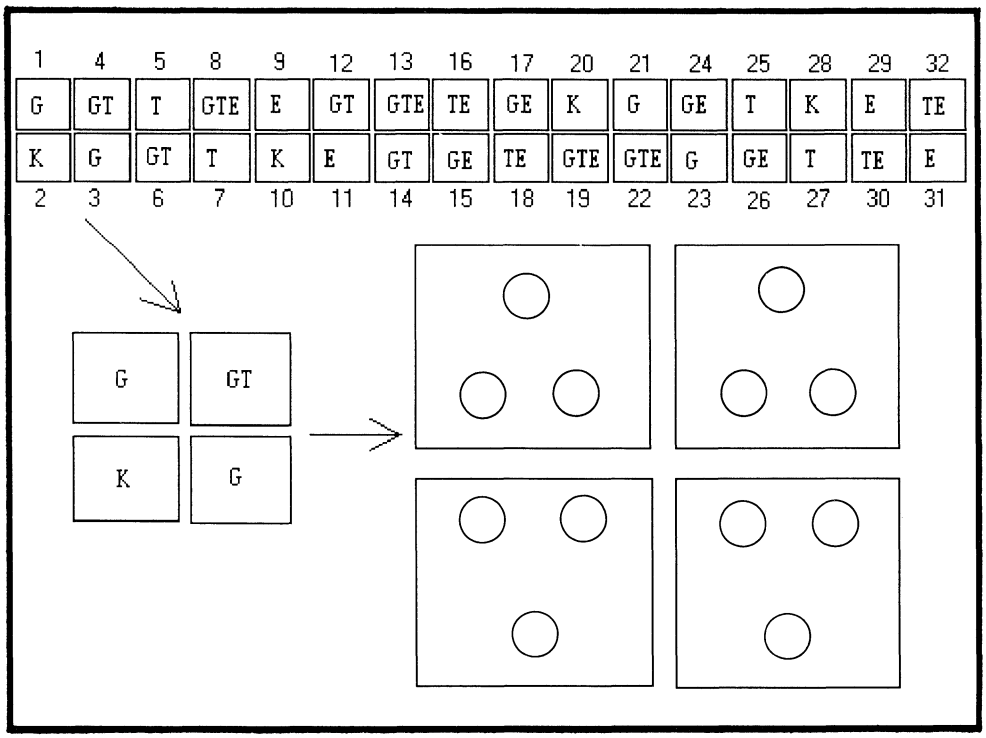


Fig. 3. Skisse av forsøksopplegg med angitt behandling. Feltene er orientert parallelt med strandlinjen, og omfatter et område på ca 10 m x 1.5 m.

Registrering av planteforekomst og livstilstand

Plantene i prøveflatene er fulgt i henhold til NIVAs rutiner for undervannsfotografering (Rørslett et al. 1978). Vi bruker et Nikkor 20 mm objektiv (94° bildevinkel) og ekstremt finkornet film (Fuji Velvia). En blitz gir standardisert belysning. Bildene granskes under 40 X stereolupe. På feltene ble det også høstet planter for bestemmelse av skudd- og rotbiomasse, og innhold av næringsstoffer. Tapte eller høstede planter ble erstattet med nye individer.

Tab. 2. Forsøksfelt etablert i Meltingen 1989-91.

Felt	Kotenivå (m.o.h.)	Etablert	Vegetasjonstype
AA	215.50-215.73	08.07.89	Deschampsia cespitosa
AB	215.50-215.71	08.07.89	Alopecurus aequalis
AC	215.51-215.68	08.07.89	Juncus articulatus
BA	215.51-215.69	08.07.89	Deschampsia cespitosa
BB	215.49-215.67	08.07.89	Alopecurus aequalis
CA	214.77-214.93	21.05.90	Elocharis acicularis
CB	214.76-214.89	21.05.90	Deschampsia cespitosa var. glauca
CC	214.76-214.87	21.05.90	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet
CD	214.73-214.77	21.05.90	Naturlig vegetasjon
CE	214.71-214.81	21.05.90	Deschampsia cespitosa var. glauca
DA	215.11-215.23	29.05.91	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet
DB	214.51-214.68	29.05.91	Naturlig vegetasjon
DC	213.82-214.15	29.05.91	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet
EA	214.91-215.07	29.05.91	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet
EB	214.42-214.64	29.05.91	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet
EC	214.10-214.45	29.05.91	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet
ED	214.17-214.30	29.05.91	Naturlig vegetasjon delvis gjødslet

Sommeren 1990 nivellerte vi ut et stort antall individer av naturlig etablert sølvbunke på 2 lokaliteter, samtidig med at plantenes livstilstand ble karakterisert. Disse nivelleringene ble gjentatt sommeren 1991 og våren 1992.

RESULTATER

Vannstandsforhold

Etter fyllingen i 1984 har vannstandsforholdene i Meltingen-magasinet variert betydelig år om annet (fig. 4). Store forskjeller i nedbør og i etterspørsel etter kraft er med på å forklare disse variasjonene. Magasinets fulle reguleringshøyde er ikke tatt i bruk så langt. Laveste vannstand har såvidt underskredet k. 200 (i 1985). Magasinet har imidlertid hvert år vært fylt til nær HRV i kortere eller lengre tid.

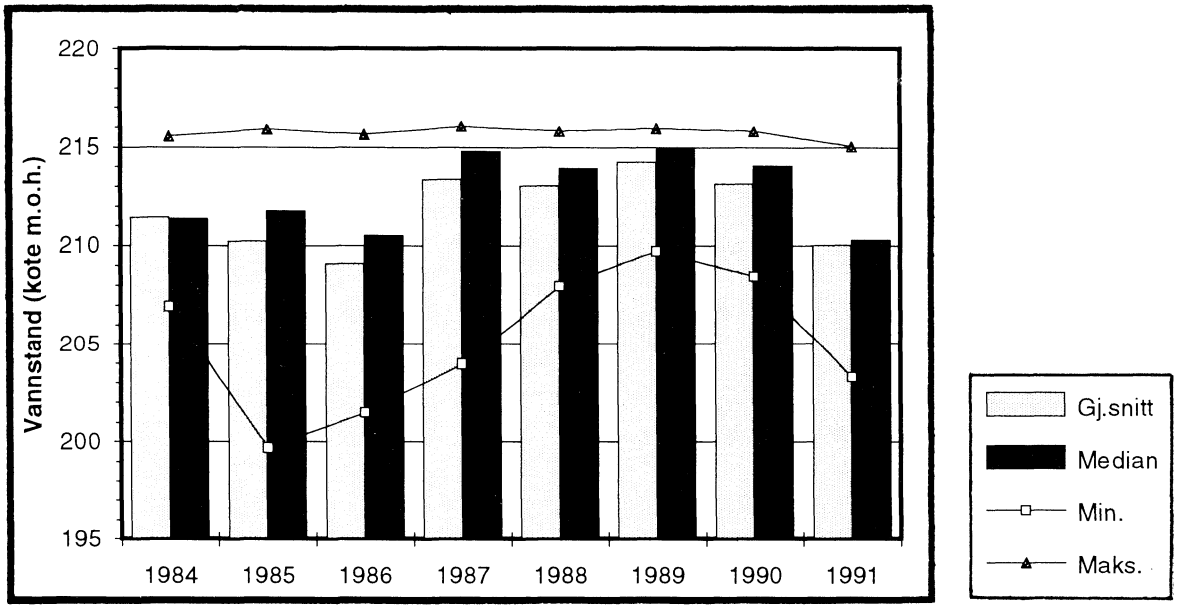


Fig. 4. Vannstandsforhold i Meltingen 1984-91. Data fra Nord-Trøndelag Energiverk.

Feltobservasjoner av vegetasjon 1989-92

Sommeren 1989 fantes det fortsatt noe innslag av landpreget vegetasjon på strandflatene i Meltingen. Grasslagene sølvbunke (Deschampsia cespitosa) og skogrørkvein (Calamagrostis purpurea), sivarter (Juncus) forekom spredt, sammen med ugras (høymol, Rumex longifolius), unge skudd av vier o.l. På beskyttede lokaliteter var det stor forekomst av moser. Ut på sommeren var all vegetasjon satt under vann. Det ble observert noe vekst av rene vannplanter dette året, f.eks. vanlig tusenblad (Myriophyllum alterniflorum), evjesoleie (Ranunculus reptans) og meget sparsomme forekomster av rosettplantene botnegras (Lobelia dortmanna) og stivt brasmegras (Isoëtes lacustris). Alle vannplantene opptrådte sterilt ute i selve Meltingen-magasinet.

Innenfor en terskeldam ved Stryken forekom blomstrende hvit (Nymphaea alba s.l.) og gul nøkkerose (Nuphar lutea) i bra bestand, sammen med frodig mannasøtgras (Glyceria fluitans) og krypsiv (Juncus bulbosus), den siste i en kraftig undervannsform. Langs breddene vokste flaskestarr (Carex rostrata) og trådstarr (C. lasiocarpa) rikelig. I terskelen var bunnen sterkt humøs. Ellers i Meltingen forekom starrarter sparsomt, og da som regel knyttet til mikrohabitater med torv.

1990-sesongen utmerket seg ved vedvarende høy vannstand om sommeren. Landboende planter forsvant over store områder, bl.a. kunne vi ikke lenger finne høymolplanter på de stedene hvor arten hadde livskraftige individer i 1989. Forekomstene av vanlig tusenblad økte betydelig, og mannasøtgras vokste i store mengder i noen beskyttede bukter. De lavvokste isoetidene økte også sin forekomst dette året.

Neste år, 1991, hadde lav vannstand til langt ut på sommeren. Vannboende vegetasjon gikk kraftig tilbake i strandområder der disse plantene hadde etablert seg i den "våte" perioden 1989-90. Spesielt gjaldt dette vanlig tusenblad (M. alterniflorum) som var forsvunnet helt ved område B. Her dannet arten store kolonier i 1990. Tilbakegangen skyldes nok disse artenes manglende evne til å tilpasse seg et "tørrlagt" levesett. Til gjengjeld fikk man en spiring fra frøbanken i bunnlagene slik at ettårige ugrasarter: åkergråurt (Gnaphalium uliginosum), paddesiv (Juncus bufonius) sammen med andre sivarter, meldestokk (Chenopodium album), linbendel (Spergula arvensis) og gras (bl.a. kveinarter (Agrostis)) etablerte seg på de blottlagte strandflatene. Også høymol (Rumex longifolius) fikk på nytt bra oppslag på strendene.

I 1991 kunne vi for første gang observere prøvefeltene som ble anlagt i 1985 av NVE. Disse feltene lå mellom k. 209.7 og 215, og hadde i lengre tid vært utilgjengelige grunnet høy vannstand påfølgende år. Det viste seg å være liv i strandrør (Phalaris arundinacea) og evjesoleie (Ranunculus reptans). Ved nivellering kunne vi fastslå at is/bølgeerosjon hadde fjernet strandrøret mellom k. 215 og 212 mens evjesoleie hadde klart seg noe bedre innenfor dette strandintervallet ned til k. 212. Observasjonene indikerer at arter med flerårige jordstengler kan overleve lange ugunstige perioder, så sant vekstsubstratet holdes intakt.

Våren 1992 viste at det var omfattende erosjonsskader langs strendene i Meltingen. Disse skadene ble antakelig påført ved det voldsomme uværet som herjet ved årsskiftet 1991/92. Høy vannstand sommer og høst forhindret ytterlig feltarbeid i Meltingen dette året.

Forekomster av stedegen, selvetablert sølvbunke

I 1989-90 forekom gamle, døde tuer av sølvbunke (Deschampsia cespitosa) hyppig på strandflatene. Frekvens og plassering av disse tuene ble bestemt ved nivellering i 1990-91. Resultatene er fremstilt i fig. 5-6. I 1990 økte mortalitet for naturlig etablert sølvbunke kraftig like under k. 215.5. Dette nivået tilsvarer 30-40% oversvømmingsfrekvens for perioden fram til 1990. På de samme lokalitetene var det i 1991 klare tegn på nykolonisering og nedvandring på stranda (se fig. 6). Noe av materialet som spirte fram dette året, var antakelig kvein (Agrostis), som enten ble mobilisert fra den permanente frøbanken i strandområdet, eller som hadde etablert seg på et mikrohabitat bestående av gamle sølvbunketuer. Fordi plantene var så lite utviklet var det svært vanskelig under feltforhold å bestemme materialet éntydig til art.

I mai 1992 var storparten av grastuene på strandflatene døde eller desimert ved erosjon, sannsynligvis pga. orkanen vinteren 1991/92. Feltobservasjoner antydet at mye av grasrestene på stranda var kvein, sannsynligvis etablert i den gunstige 1991-sesongen. Imidlertid forhindret en vedvarende høy vannstand i 1992 oppfølging av eventuell gjenvekst av gras på strandflatene.

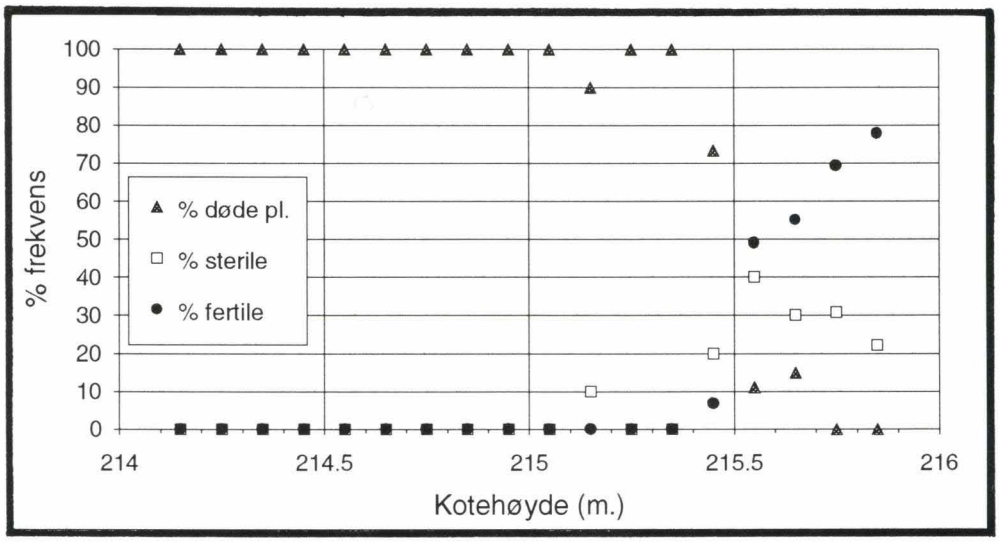


Fig. 5. Frekvensfordeling av stedegen sølvbunke (Deschampsia cespitosa) i strandsonen 1990. Legg merke til den kraftige økningen i dødelighet ved omlag k. 215.4. Sølvbunke er en terrestrisk (landboende) art.

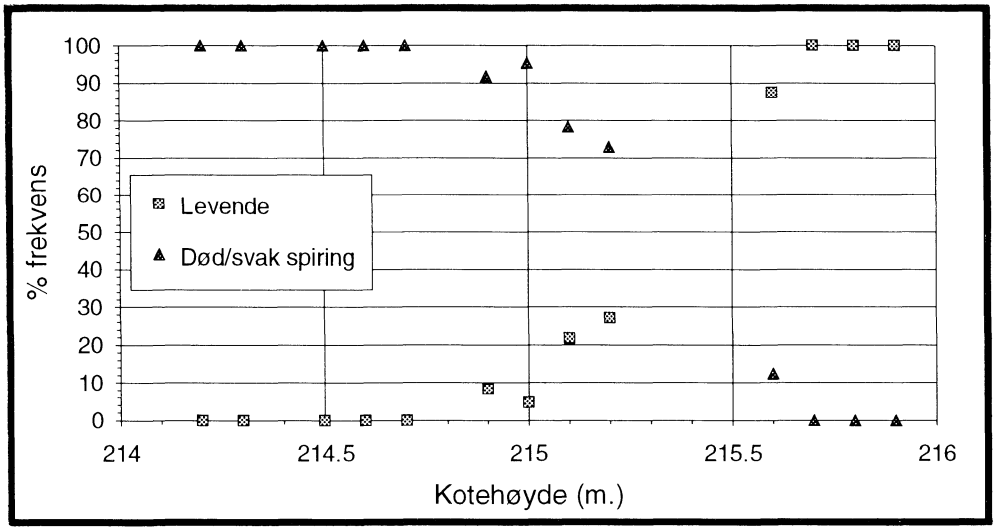


Fig. 6. Frekvensfordeling av stedegen sølvbunke (Deschampsia cespitosa) i strandsonen 1991. Lavere vannstand første del av sommeren har gitt re-etablering av sølvbunke, særlig tydelig rundt nivå 215.2. Noe av materialet kan ha inkludert kvein (Agrostis). Se teksten for flere opplysninger.

Prøvefeltene: Generelt

Referanseflatene som ble anlagt i 1989-90, var delvis intakte i 1991-92. Et område (A) ble vandalisert våren 1990, men vi har klart å følge éndel av prøveflatene senere takket være den fotografiske registreringsteknikken. Hovedfelt B møtte senere problemer ved økt ferdsel og det ble ikke iverksatt nye utplantinger i åra etterpå. Våren 1992 ble B-feltet totalrasert. Områdene C-E ligger mer avsides, og her har prøvefeltene greidd seg betydelig bedre. Riktignok kan det ha forekommet noe utilsiktet beiting av sauer, men bildematerialet viser ikke hvorvidt dette har påført plantene skader. Noe tråkkskader er imidlertid dokumentert.

Erosjonsmattene viste seg å være beheftet med visse problemer, og kunne lett løsne dersom de ikke ble godt festet. Vi opplevde også at mattene ble undergravd av bølgegang. Antakelig er denne type erosjonsbeskyttelse for lite effektiv til å kunne stå imot naturkreftene i en strandsone for lengre tid om gangen.

Resultater av utplantingene

Lengst tidserier har vi på sølvbunke (Deschampsia cespitosa) og "elve"bunke (D. cespitosa var. glauca). Disse to er også forsøkt langs eksponeringsgradienter. Resultatene fra de øvrige forsøksartene er oppført i fig. 10 så langt data er bearbeidet.

Sølvbunke

Resultatene fra beskyttet og eksponert strand er gitt i henholdsvis fig. 7 og 8. På begge feltene var det en gradvis uttynning av de opprinnelige plantene. Ved hjelp av bildeanalysen kan vi fordele svinnet på to kategorier, (a) mortalitet og (b) tap (ved erosjon og masseforflytninger osv.). Døde planter viser seg å ha sturet i lengre tid før de bukker under. Ofte dreier det seg om planter som ikke har grønn biomasse på ettervåren, og som deretter forsvinner i løpet av sommeren. Rene svinn angår derimot dels friske, livskraftige planter som regelrett vaskes bort, eller som overdekkes av grov masse (gjelder spesielt den eksponerte B-lokaliteten). Tapsfrekvensen ligger omkring 12% for begge lokalitetene. Tilsvarende tap er registrert for de øvrige artene, og kan kanskje sies å være betinget av selve utplantingen.

På det beskyttede A-feltet hadde sølvbunke lavere mortalitet enn på eksponert strand (se fig. 7-8), mens tapene som nevnt tidligere var tilnærmet like på begge lokaliteter (se også fig. 10). Imidlertid fikk A-feltet en viss oppveiing av de faktiske tapene ved re-etablering av planter sommeren 1991. Dette skyldes antakelig at noe plantemateriale registrert som tapt, i virkeligheten var tildekket gjennom erosjonsbetinget massetransport, og var istand til å skyte opp på nytt i en gunstig vekstperiode. Frøspiring kan også ha bidratt til å minske tapsandelen.

Variansanalyse utført på data ved slutten av første sesong (A-felt, høsten 1989) viste at overlevelsen ble signifikant forhøyet ved tilsetning av organisk materiale ($P < 0.05$), mens fekunditet (målt som antall blomstrende strå pr. fertil plante) økte signifikant ved såvel tilsetning av organisk stoff ($P<0.02$) som nærvær av erosjonsmatter ($P \approx 0.05$). Høsten 1991 var det bare tilsetning av gjødsel som ga noen påvisbar økning i plantematerialets overlevelse ($P < 0.05$). Disse resultatene viser at ulike faktorer har betydning på kort sikt, når plantene etablerer seg, og på lengre sikt for å sikre at individene kan stå imot ytre påkjenning. Antakelig har tilsetning av organisk stoff kortsiktig økt rotutviklingen, og dermed økt sjansen for overlevelse i den første, kritiske fasen etter utplanting.

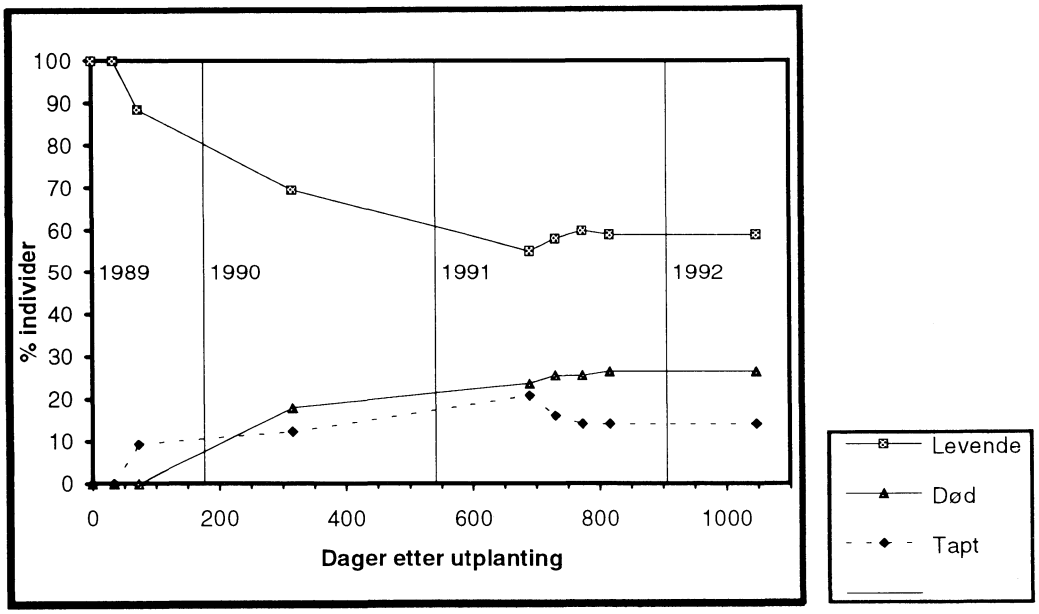


Fig. 7. Resultat av utplanting av sølvbunke (Deschampsia cespitosa) på beskyttet strand (felt AA). Forsøksfeltet ble raseret i 1990, men de opprinnelige prøveflatene har latt seg oppspore i åra etterpå.

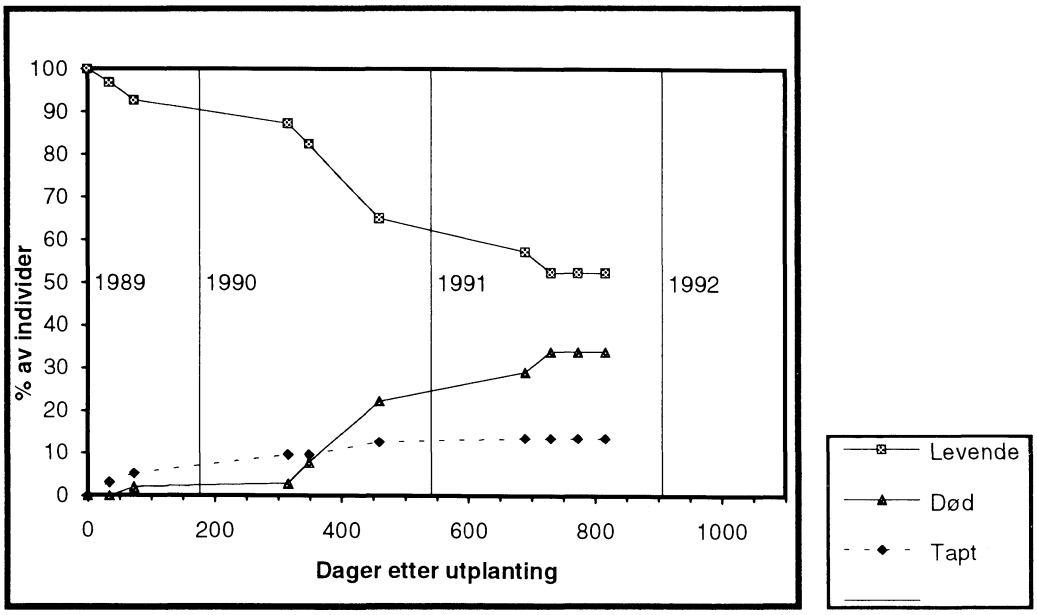


Fig. 8. Utplantingsforsøk med sølvbunke (Deschampsia cespitosa) på eksponert strand (felt BA). [Forsøksfeltet ble totalødelagt våren 1992].

På den eksponerte lokaliteten (B) var dødeligheten større for sølvbunke-plantene (fig. 8), men tapene ved erosjonsbetinget svinn var imidlertid ikke vesentlig større enn på det beskyttede A-feltet. Dette kan tolkes dithen at plantene holdt seg like godt begge steder pga. rotpluggen som fulgte med ved utplantingene. Også på felt B var det ved slutten av første vekstsesong en viss respons mhp. økt grad av overlevelse for planter som hadde fått tilsatt torv; dessuten ga erosjonsmattene noe utslag, men ingen av disse faktorene var statistisk signifikante på 5%-nivå.

Etter tredje vekstsesong (1991) ga ingen av faktorene statistisk signifikante utslag hva grad av overlevelse angår (ANOVA, $P > 0.05$ for alle faktorer og kombinasjoner) på felt B. Derimot var det på plante-egenskaper som fertilitet og fekunditet klart signifikant positiv respons på gjødsling ($P < 0.05$). Vi tolker disse resultatene som uttrykk for at tapet av utplantede individer nå var blitt så stort at forsøkets statistiske utsagnskraft ble for liten. Én erfaring som kan trekkes fra denne forsøksserien er da at slike forsøk ikke kan forlenges for langt i tid, dersom samlet svinn av planter når opp i 1/3 eller mer. Alternativt må forsøksopplegget i utgangspunktet gjøres mer omfattende (og dermed mer kostnadskrevende).

Utplanting av "elve"bunke

Resultatene fra felt CE vil bli presentert her (fig. 9). Dette feltet er en eksponert lokalitet, omtrent sammenliknbar med B-feltet for hovedformen av sølvbunke. Det andre feltet med utplanting av "elve"bunke ble brukt til høstingsformål.

Felt CE ligger omkring 0.7 vertikalmeter lavere enn feltene A-B hvor sølvbunke ble plantet, og har dermed høyere grad av inundasjon. Trass i antatt dårligere habitatforhold, viste forsøket med "elve"bunke betydelig mindre dødelighet og samlet svinn enn tilfelle var for noen av sølvbunkefeltene. Disse resultatene bekrefter at "elve"bunke er en særskilt økotype av sølvbunke, langt bedre tilpasset liv på strandbredder enn tilfellet er for hovedarten.

"Elve"bunke er en svært lite kjent rase innenfor det mangslungne sølvbunkekomplekset, som forekommer langs de større elvene på Østlandet og i midtre og nordlige deler av Sverige (Hylander 1953). Forekomstene ellers er uklare. Det samme kan sies om stabiliteten av karaktertrekkene ved denne typen av sølvbunke. Det er åpenbart at "elve"bunke bør bli gjenstand for undersøkelser med hensyn på rasens morfologi og systematiske stilling. Mulighetene for å dyrke typen i masseproduksjon må klarlegges dersom "elve"bunke skal brukes i større revegeteringsprosjekter.

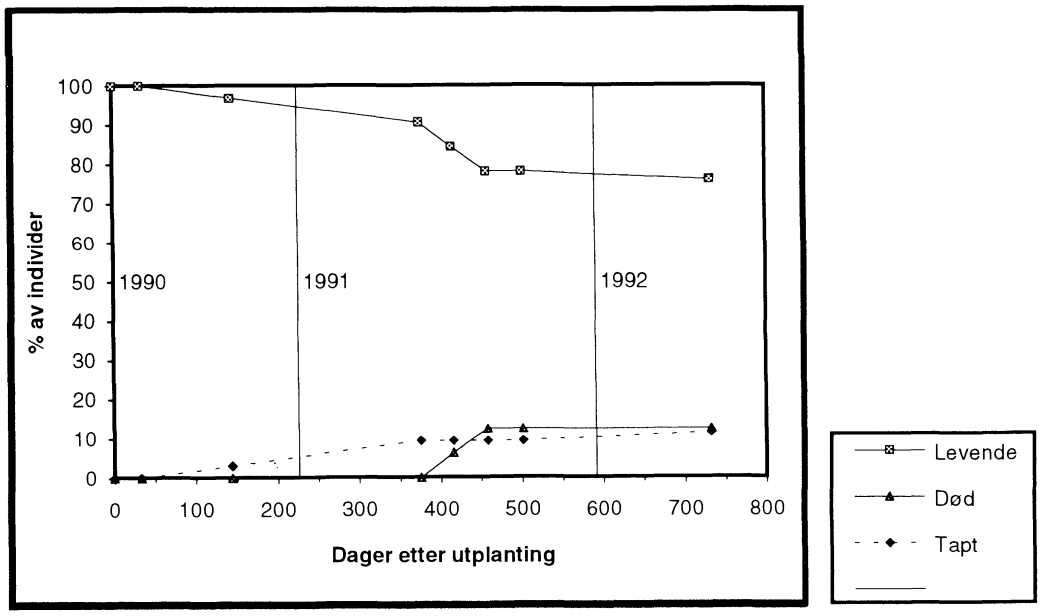


Fig. 9. Resultat av utplanting av "elve"bunke (Deschampsia cespitosa var. glauca) på felt CE.

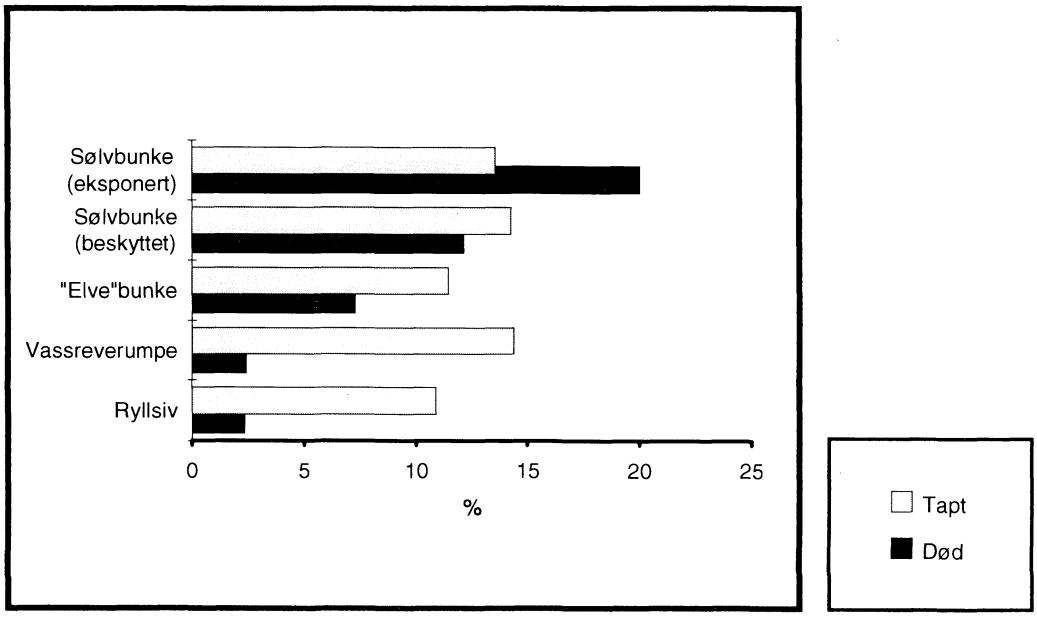


Fig.10. Samlet svinn gjennom forsøksperioden for noen av de utplantede artene i Meltingen. Mortalitet er beregnet på årsbasis slik at arter med ulik utplantingsvarighet kan sammenliknes, mens tapsandel refererer seg til antall individer utplantet.

Svinn av andre forsøksarter

Materialet på de øvrige forsøksartene er under bearbeiding, og det vil bare kort bli kommentert noen resultater som er fremstilt i fig. 10.

Vassreverumpe (Alopecurus aequalis) og ryllsiv (Juncus articulatus) er naturlige innslag på tidvis oversvømte strender. Det er kanskje ikke overraskende at disse to hadde lavest mortalitet av samtlige utplantede arter. Imidlertid er det noe usikkerhet beheftet med disse tallene, fordi de refererer seg til én vekstsesong (mot 3 for sølvbunke). Tapene grunnet erosjon og masseforflytninger på voksestedet er sammenliknbare med de øvrige artene, og dette indikerer at selve utplantingen medfører en viss risiko (omkring 10%) for at plantene skal gå tapt.

Gjødsling av naturlig vegetasjon

Gjødsling på feltene EA og ED ga til dels kraftige utslag i forekomst av vegetasjon (fig. 11). Totalbiomassen økte gjennomsnittlig med 8% og 113% ved hhv. 50g (G1) og 200 g (G2) gjødsel/m^2. Dosering med (N,P,K) økte imidlertid ikke kvantitativ forekomst av amfibiske arter i nevneverdig grad. Terrestriske gras, vesentlig kvein (*Agrostis*), og en rekke ettårige ugrasarter, slo seg sterkt opp ved gjødsling (fig. 11). Disse plantene har utvilsomt spirt opp fra frøbanken i strandsubstratet, og viser vilket vekstpotensiale som kan mobiliseres.

Evjesoleie (Ranunculus reptans) hadde 99% av samlet biomasse i kontrollrutene, og økte i tiden etter gjødsling med 30%-36%. I løpet av sensommeren og høsten sank imidlertid forekomsten til nær 50% av biomasse på kontrollfeltene (fig. 12). I forhold til kontrollen ble biomassen av de stedegne amfibiske artene redusert til ca. 73% ved økende tilskudd av gjødsel.

Ved de brukte doseringene med (N,P,K)-gjødsel fikk gras- og ugrasarter på sikt konkurransemessige fortrinn og vokste bokstavelig talt over den naturlig forekommende vegetasjonen. Gras og ugras gjør riktignok strendene mindre "grå", men slike planter har en kortvarig eksistens på en reguleringsstrand: Neste periode med neddykking i lengre tid vil utrydde effektivt det meste som har spirt og grodd i gunstigere tider. Hovedeffekten av gjødslingen ligger derfor i den positive, men antakelig kortvarige, virkningen på den stedegne amfibiske vegetasjonen, samt i en mulig tilførsel av organisk materiale ved rotdannelse fra økt grasvekst. Forsøket viser også at gjødslingen bør holdes på et lavt nivå for ikke å skape en utilsiktet konkurransevridning mellom amfibiske planter og nykoloniserende gras- og ugrasarter.

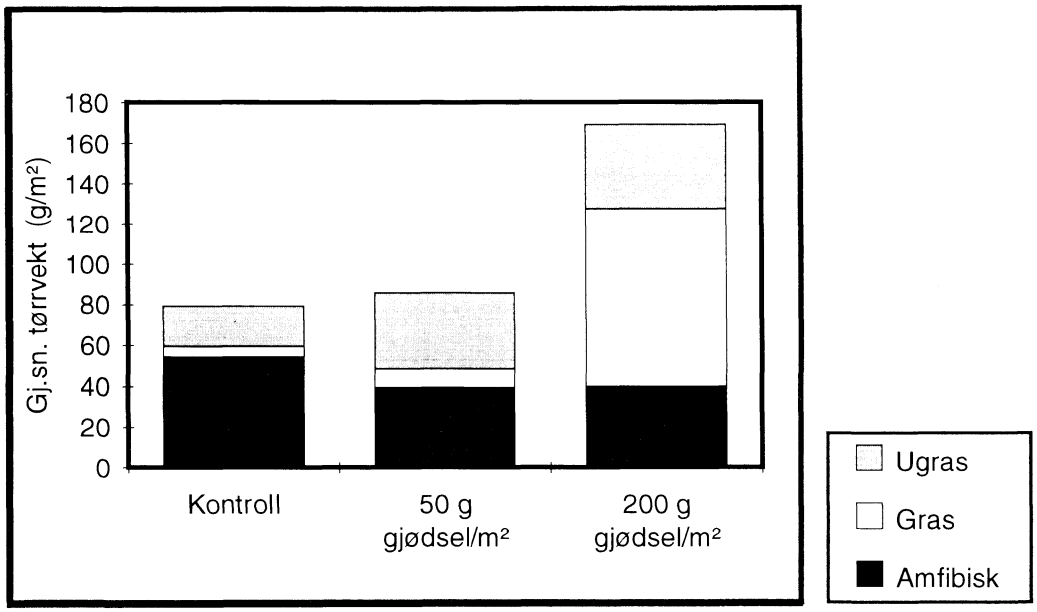


Fig. 11. Resultat av dosering med (N,P,K)-gjødsel på prøveflater med fragmenter av naturlig plantedekke, 1991. Gruppen "Amfibiske" arter utgjøres vesentlig av evjesoleie (Ranunculus reptans).

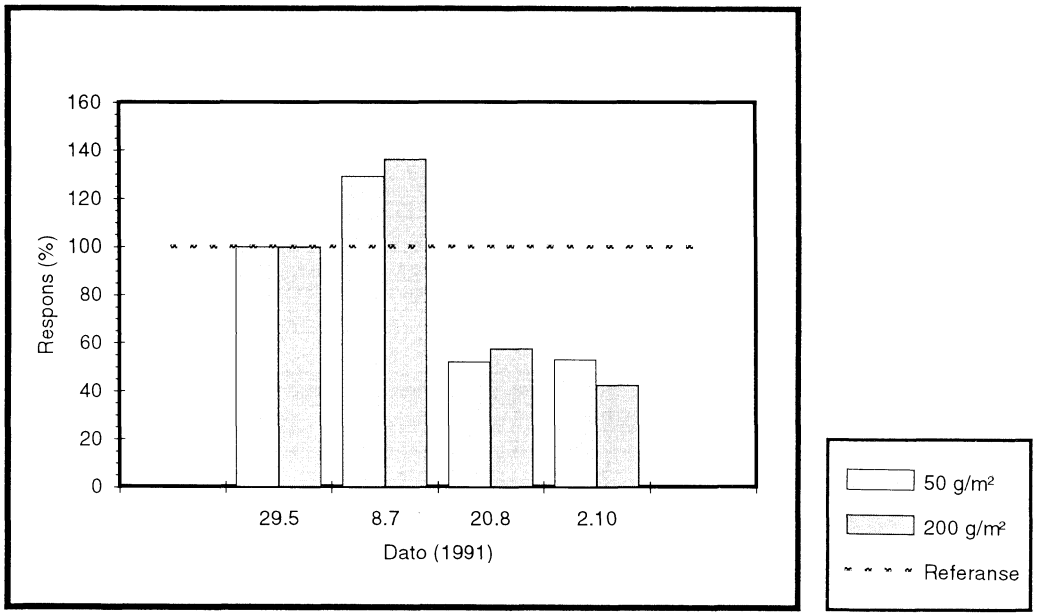


Fig. 12. Respons av stedegen amfibisk vegetasjon (mest evjesoleie, Ranunculus reptans) ved gjødsling på prøveflater med naturlig plantedekke i Meltingen.

DISKUSJON

Feltobservasjonene og eksperimentene i Meltingen 1989-91/92 gir tilsammen et nyansert bilde av plantedekkets dynamikk i en sterkt regulert innsjø. Denne informasjonen utfyller og samtidig bekrefter tidligere publiserte teoretisk-empiriske analyser (Rørslett 1988a,b, 1989, 1991). Tidligere antakelser om betydningen av finmateriale i strandsonen for etablering av vegetasjon er bestyrket. Vi ser også at den rent akvatiske vegetasjonen vil ha problemer med å få et fast fothold i en regulert innsjø, iallefall igjennom et lengre tidsrom.

Dersom det er tilgang på diasporer (spredningsenheter) i deler av systemet, vil vannboende arter hurtig kunne rekolonisere innsjøen i gunstige perioder, dvs. her somre med vedvarende høy vannstand. Denne prosessen ble observert i Meltingen 1989-90, hvor f.eks. tusenblad (Myriophyllum alterniflorum) slo seg opp i løpet av 1990. I tillegg fikk vanlig tjønnaks (Potamogeton natans), mannasøtgras (Glyceria fluitans), flótgras (Sparganium angustifolium) og krypsiv (Juncus bulbosus) en tildels betydelig økning i sin utvikling denne våte perioden. Disse artene har vekststrategier som er fleksible og dermed gir mulighet for rask re-etablering (Murphy et al. 1990). Samtidig forsvant landboende planter i stor grad fra strandområdene. Denne naturlige revegeteringen imot akvatisk vegetasjon motarbeides av erosjonsprosesser i strandsonen. Deler av rottorv dannet av stedegen vegetasjon eroderes fortsatt aktivt i Meltingen. Det voldsomme uværet årsskiftet 1991/92 demonstrerte klart hvor erosjonsutsatte strendene i Meltingen er, og at forekomst av rottorv i noen grad kan bremse, men ikke forhindre utvasking av finmateriale.

Det er et stadig tap av planter i et strandnivå tilsvarende fyllingsnivået om ettersommeren, fordi bølgene lett eroderer de løse massene i stranda. Tapet forårsakes av masseflytning og overdekking, mer sjelden at plantene rives opp med røttene. Våre eksperimentelle data antyder at livskraftige individer til dels kan vokse opp selv etter overdekking. I denne sammenheng er tilførsel av næringsstoffer viktig. Gjødsling var den eneste av forsøksfaktorene ved utplantingen som ga et statistisk signifikant utslag på økning av overlevelse etter flere vekstsesonger. Samtidig fremmer gjødsling plantenes fekunditet og fertilitet.

Eksperimenter på prøveflater med naturlig strandvegetasjon (vesentlig evjesoleie, Ranunculus reptans, i små mengder) viste at gjødsling ikke bare stimulerer veksten, men også kan føre til konkurransemessige forskyvninger i plantedekket. Ved høy dosering (200 g/m^2) ble den amfibiske vegetasjonen delvis utkonkurrert av terrestriske grasarter. Nå foregikk gjødslingseksperimentene i en periode (sommeren 1991) hvor betingelsene for landbasert vegetasjon var gunstige på strand-

flatene, og dette forholdet har sannsynligvis forsterket endringene i plantedekket. Samlet effekt av gjødslingen var å gi en økning i rottorv og organisk materiale, noe som vi anser å være særlig verdifullt når strandområdene på nytt oversvømmes.

Etter snart en dekade er strandområdene i Meltingen fortsatt ustabile, såvel i erosjons- som vegetasjonsmessig sammenheng. Tilsvarende observasjoner er gjort i et større antall reguleerte innsjøer (Rørslett 1988a, 1989). Meltingens strender har stedvis mye av finmaterialet intakt, og dette kan gi grunnlag for re-etablering av vegetasjon i perioder med lav vannstand om vår og sommer.

Skal re-etablering av vegetasjon i et reguleringsmagasin få større omfang, må visse vilkår være tilstede:

- Finmateriale må forekomme i strandsonen, gjerne med noe organisk innhold. Derfor er erosjonsdempende tiltak en nødvendig strategi i sammenheng med re-vegetering.

- Det må være tilførsel av spredningsenheter, enten i form av en permanent frøbank, tilførsel av frø fra nærområdene, eller transport av diasporer fra habitater som ikke er like kraftig reguleringspåvirket (oppvekstområder,"nurseries").

- Plantene må få bygge opp over- og underjordisk biomasse i tilstrekkelig grad til å stå imot ugunstige perioder. Tørrår er helt nødvendige skal amfibisk vegetasjon ha noen sjanse på sikt i et reguleringsmagasin.

- Gjødsling er sterkt ønskelig for å fremme veksten på tørrlagte strender. Høy dosering vil gi oppslag av gras, som danner rottorv og dermed bidrar til å stabilisere strandområdene ved oversvømming.

Uansett tiltak vil et reguleringsobjekt ha en ubalansert og vekslende vegetasjon. Derfor vil strendene aldri ha et "naturlig" utseende, men de kan iallefall bli grønnere enn tilfellet ofte er idag.

* * *

TAKK

Vi takker NVEs biotopjusteringsprogram for å ha finansiert undersøkelsene i Meltingen. NIVA og UNIT/Botanisk avdeling har bidratt med interne midler.

REFERANSER

Baadsvik, K. 1980. Botaniske undersøkelser i samband med utbyggingsplaner for Mosvik kraftverk. Rapport UNIT/Videnskapsmuseet, Bot. avd., 14 s.

Chambers, P. 1987. Nearshore occurrences of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1666-1669.

Hutchinson, G.E. 1975. A treatise of limnology. 3. Limnological botany. New York.

Hylander, N. 1953. Nordisk kärlväxtflora.I. Stockholm.

Murphy, K.J., Rørslett, B. & Springuel, I. 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: An international example. Aquat. Bot. 36: 303-323.

Rørslett, B. 1984. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. Aquat. Bot. 19: 199-220.

Rørslett, B. 1988a. An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 164: 39-66.

Rørslett, B. 1988b. Niche extension of aquatic macrophytes in hydrolakes: Predictive assessment of environmental impacts. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 73: 129-143.

Rørslett, B. 1989. An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 175: 65-82.

Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. Aquat. Bot. 39: 173-193.

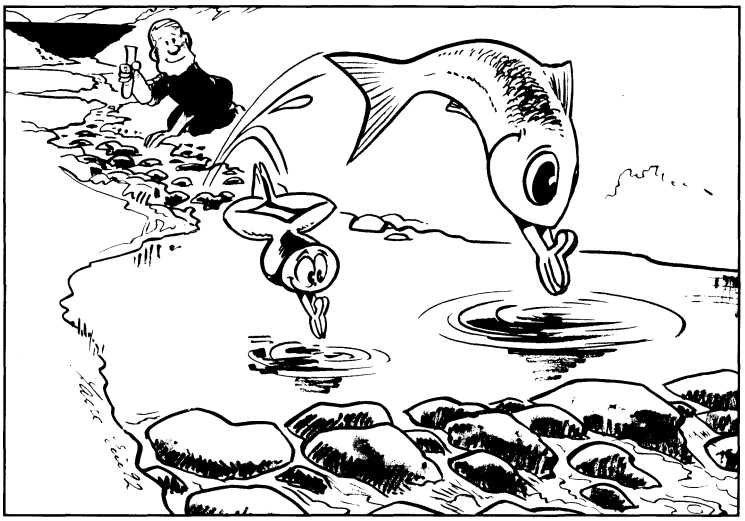
Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag til tiltak. NIVA rapport O-88033, 117 s.

Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnæs, K. 1978. Stereophotography as a tool in aquatic biology. Aquat. Bot. 4: 73-81.

Tittel: ***EFFEKTER AV FISKEFORSTERKNINGS-TILTAK***
- Lakseførende elver

Forfatter: ***HALVARD KAASA***

Ansvarlig institusjon: ***STATKRAFT SF***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

Til alle tider har laksen hatt ei særstilling hjå oss nordbuarar, kjenslene har til tider tekje avstad med oss, og det er fortalt om fleire mannedrap på grunn av strid om lakserettane. Og sjølv om laksen nok og kunne havne i båten til fattigfolk, så var han vel oftare å finne på kongens bord.

I dag har me vonaleg nådd noko lenger enn då folk slo kvarandre i hel for laksens skuld, men sanneleg er framleis interessene både store og sterke. Vår industrielle og økonomiske utvikling har effektivt drive gjennom eit hardkjør mot dei naturlege laksepopulasjonane våre. Resultatet er at det nå er vanskeleg å finne ein laksepopulasjon som er lite eller ikkje påvirka av våre aktivitetar. For å bøte på dette har vi utvikla forsterkingstiltak som tek sikte på å redusere desse ulempene.

Eit av dei vanlegaste områda der lakseforsterkingstiltak blir bruka i relativt stor utstrekning, er i samband med vassdragsreguleringar, men det blir og sett iverk ganske omfattande tiltak for å skjerme laksen mot andre alvorlege ulemper som parasittar, sjukdomar og genforureining. Dei sistnemnte ulempene er for ein stor del resultat av det kommersielle lakseoppdrettet, men det er og eit døme på at lakseforvaltinga har balansert i grenseland, der tillatelsesgrensa har falle saman med kunnskapsgrensa, og da er det fort å trå feil.

Status i dag er altså at ein må leite for å finne ein laksepopulasjon som er lite eller ikkje påverka av våre mangfaldige aktivitar, og dette trass i at ein har drive med lakseforsterkingstiltak i meir enn 100 år, eller kanskje akkurat derfor?

Dei siste åra er det skrive ein del om emnet lakseforsterking, og omgrepet er ofte presisert ved direkte å syne til aktuelle tiltak og metodar, så som utsetjing av laks, bygging av laksetrapper, biotopjustering osv., altså ei form for praktisk anvendt tolking av omgrepet. Eg trur det kan vera formålstenleg å sjå på omgrepet frå ein litt annan vinkel, særleg dersom ein ønskjer å sjå nerare på effekten av gjennomførte tiltak. Hensikten er da å få fram eit grunnlag for å samanlikne mål og resultat, og da trur eg at følgjande definisjonen kan vera eit brukbart utgangspunkt.

Lakseforsterkingstiltak er:
Tiltak som tek sikte på å påverke ein laksepopulasjon i gunstig og ønska retning.

Denne definisjonen gjev rom for eit breitt spekter av tiltak, men han seier ikkje noko om kven som er hovudaktøren i høve til utbytte av tiltaka, og det er eit sentralt poeng.
Mi erfaring er at mange, ja kanskje dei fleste av lakseforsterkingstiltaka som er sette i verk i regulerte vassdrag, ikkje har vore gjennom denne diskusjonen. I alle fall ikkje som ei drøfting mellom aktuelle partar. Tidlegare kunne nok

mange av utgiftene regulantane måtte dekke i samband med vassdragsreguleringar minne meir om avlat enn om målstyrte investeringar for å rette på uheldige effektar av reguleringa. No er det trong for ei sterkare målstyring og resultat-vurdering, og da er det viktig at ein i utgangspunktet er enig om kva som er "gunstig" og kva som er "ønska retning" i lakse-forsterkingsarbeidet.

Meiner vi for eksempel at lakseforsterkingstiltak skal:

A. styrkje livsgrunnlaget til den aktuelle laksepopulasjonen

og/eller

B. ivareta menneska sine interesser.

Sjølv om laksen på mange måtar står i fokus både hjå forskarane, forvaltinga og mange andre intressentar, er det nok liten grunn til å tvile på at det er våre eigne interesser som har dominert og framleis dominerar den praktiske lakse-forvaltinga. Ein av årsakane til at det har blitt slik, er truleg at vår handtering av problema omkring laksen i hovudsak har dreia seg om utnytting av ein naturressurs og om kven som skal få fordelane. Ein har mykje mindre vore oppteken av at fordelinga av ressursane er avhengig av at laksen har eit produktivt livsmiljø.

Nå er det sjølvsagt ikkje noko umoralsk eller gale i å utnyte ein naturressurs, men spørsmålet er vel om denne politikken og lakseforsterkingstiltaka som er gjennomført har virka positivt på laksebestanden, eller om dei snarare har drege i same retningen som dei fysiske inngrepa og manipuleringa med arveigenskapane? Utifrå ei slik problemstilling kan det kanskje sjå ut som dei to nemnte delmåla A og B er i uløyseleg konflikt med kvarandre. Det er likevel mykje som tyder på at ein kan få både i pose og sekk, i alle fall til ein viss grad. Det krev sjølvsagt at dei kommersielle inte-ressene også ser at fundamentet for at dei skal lykkast er at vi har naturlege laksepopulasjonar, og at ein i større grad enn no kan bli enige om dei lakseforsterkingstiltaka som skal brukast.

Kva for lakseforsterkingstiltak er det eigentleg tale om?

- setje ut lakseungar/smolt,
- fjerne vandringshinder og bygge laksetrapper,
- tilpasse manøvreringsmåte og vassføringar,
- bygge tersklar,
- redusere utslepp av miljøgifter,
- tilføre kalk mot surt vatn,
- gjera laksebiotopen meir produktiv,
- innføre reglar, forskrifter og lover som:
  hindrar spreiing av fiskesjukdomar,
  reduserer genetisk forureining,

reduserer spreiing av parasittar,
regulerer uttak av kjønnsmogen laks.

I regulerte vassdrag er utsetjing av lakseungar det mest vanlege, og det tiltaket som er bruka lengst og i størst omfang. I ein del regulerte elvar er det og bygd laksetrapper og tersklar, og restvassføringane er søkt tilpassa fisken og fisket. Det er fyrst dei siste åra at ein har gått i gang med meir inngåande biotopjusteringsarbeid.

Om laksetrappene kan ein vel sei at virkningen er svært variabel. Det er hevda at omlag 50% av alle fisketrapper i landet ikkje fungerar eller fungerar svært dårleg. Effekten av tersklar er omtala i foredraget til Arne Fjellheim, så det lar eg ligge.

Korleis bruken av restvassføringane i regulerte vassdrag virkar på laksepopulasjonane er det vanskeleg å sei noko generelt om. Dette fordi tilhøva varierar svært frå vassdrag til vassdrag, og fordi det er lite dokumentasjon om slike spesifikke verknader. Det synest altså vera gjort relativt lite for å utnytte desse vassføringane i høve til å styrkje laksepopulasjonane, og her ligg det truleg eit potensiale som det kan vera verdt å sjå nerare på. Av smolt som blir sett ut i elvane er det rett bra om 1% kjem attende til elva. Med nye krav til utval av stamfisk og bruk av lokale stammer kan ein rekne med smoltprisar på vel 20 kr/stk, og da vil prisen på elvelaksen ligge ein stad opp mot kr 1000 pr. kg. Forskingsarbeid dei siste åra kan tyde på at utsetjingsmateriale av sommarfora laks og ufora yngel kan gje eit betre kostnad - nytteforhold enn smoltutsetjingar.

Om ein tar med overrislingseffektar av sportsfiske etter laks, er det mogleg at laksen er verd den høge prisen, men ein må og vurdere om ein kunne bruka innsatsen betre både for laksen og for fiskaren. For laksen og til sjuende og sist for oss, er truleg heller ikkje reknestykket så enkelt. I denne kronesummen er nemleg ikkje rekna med dei uheldige konsekvensane som denne kunstige fisken kan ha på dei naturlege populasjonane.

For å sjå litt nerare på om dette eigentleg er noko problem, kan vi ta utgangspunkt i den kommersielle oppdrettsfisken. Svært mange fagfolk er enige om at denne fisken er uheldig å få opp i lakseelvane våre. Kva så med utsetjing av smolt i elvar som ikkje har stor nok eigenproduksjon av laks til å oppretthalde fiskbar populasjon, og der utsetjingsmaterialet kjem frå anna elv? Vi veit at feilvandringa av gytemogen laks frå slikt utsetjingsmateriale er ganske stor, og dermed er faren for unaturleg genmiksing i andre vassdrag til stades. Dette er vel eigentleg same type påverknad som rømt oppdrettsfisk påfører laksepopulasjonane våre, og som dei fleste meiner er svært uheldig.

Om ein går eit steg vidare å ser på effektane av utsetjing i elvar som har laksepopulasjonar som greier seg sjølv, men der målet er å auke oppfiska kvantum, så er det vel grunn til å stille spørsmål ved om ikkje denne settefisken og kan ha uheldige verknader både på eigen og andre laksepopulasjonar. Dette er imidlertid tiltak som er i vanleg bruk i dag.

Når eg tenkjer på denne faren for genforureining, og ser det i samanheng med spreiinga av alvorlege fiskesjukdomar og parasittar, sit eg att med kjensla av at grensa mellom kva for tiltak som kan aksepterast og kva som ikkje kan aksepterast ofte blir liggande ein stad i "ingenmannsland", eller fell saman med kunnskapsgrensa. Eit naturleg spørsmål er derfor om kunnskapsløyse er eit godt grunnlag å trekke slike grenser på?

Eg har ikkje inntrykk av at dei som har fullmakter til å bestemme kor desse grensene skal gå ønskjer å manøvrere etter kunnskapsgrensa, snarare tvert om, men det synest som prosessane fram mot avgjerdene fører til slike resultat. Mitt inntrykk er at slike grenseresultat oppstår i saker der det er sterke særinteresser som står mot kvarandre, noko som naturleg kan føre til ei pragmatisk politisk løysing framfor ei løysing tufta på faglege vurderingar. Ei slik politisk løysing kan nok verke noko uheldig som svar på eit biologisk spørsmål, men det er snart å forstå at det blir slik. Laksen er omfatta med stor interesse frå mange hald i samfunnet, og fagområde som økonomi, sosiologi, humangeografi, distriktspolitikk, sysselsetjingspolitikk og marknadsføring slår nok inn med stor tyngde i avgjerdsprosessane. Ja, kanskje med større tyngde enn ferskvassøkologi og laksebiologi.

Når eg brukar omgrepet politikk i denne samanhengen er det eit uttrykk for den påverknaden alle våre særinteresser utøver for å styre lakseforsterkingstiltaka.

Men kva er eigentleg særinteressene sine målsetjingar?

- auke oppfiska kvantum i elva,
- auke oppfiska kvantum i sjøen,
- laga betre fiskeforhold,
- fordele fisken jamnare i vassdraget,
- betre fiskemulighetane på avgrensa elvestrekningar,
- auke sal av fiskekort,
- gje grunnlag for å legge på kortprisane,
- styrkje sysselsetjinga,
- auke inntektene i reiselivsnæringa,
- styrkje laksepopulasjonen si livskraft,
- oppretthalde naturens mangfald,
- opprette nye arbeidsplassar,
- skaffe midlar til forskingsprosjekt,
- skape eit interessant aktivitetstilbod til lokalbefolkningen.

Om me tek utgangspunkt i lakseforsterkingstiltak som blir initiert i eit regulert vassdrag der det er mange sterke brukarinteresser involvert, og der forvaltninga er med å styrer prosessen, kan ein kanskje illustrere prosessen på følgjande måte:

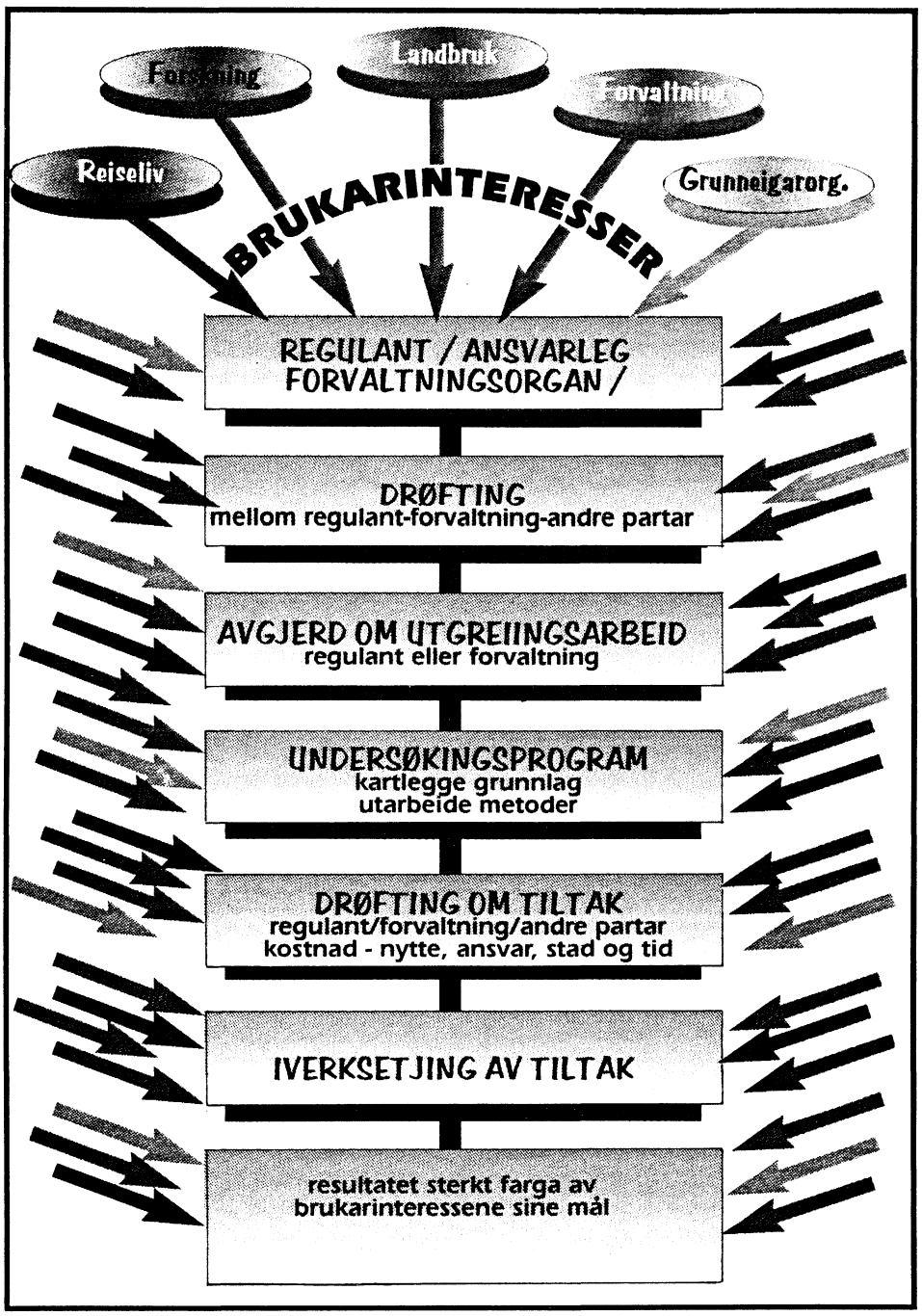


Fig. 1. Prosessen med lakseforsterkingstiltak.

Slik eg har opplevd denne prosessen ved fleire høve, så virkar han lite ryddig. Ein av årsakane synest å vera at ein ikkje skil den laksefaglege diskusjonen frå marknadsføringa av særinteressene. Her meiner eg forvaltninga har eit særleg ansvar, men dessverre synest det og som dei blandar korta. Om dette er medvete eller ikkje, er vanskeleg å finne ut av, men ein kan nok sitja att med inntrykk av at dei høvesvis representerer enkelte særinteresser i diskusjonen. Eit grunnleggande problem som nok lett fører til den omtala tilstanden, er at motiva dei einskilde brukarinteressene og forvaltningen har, ofte er uklare. Måla er ikkje definerte i klartekst, og kommunikasjonen mellom forvaltning og særinteressene er mangelfull. Det synest og som grensedraginga mellom aktivitet eller tiltak som er ønskelege eller uønska er lite presise, og dette grenselandet kan ofte virke som kampsoner snarare enn grenser. Det gjer det sjølvsagt ikkje lettare at desse kampsonene ofte fell saman med kunnskapsgrensene. Eg trur dette er viktig å vera merksam på i arbeidet med norske laksestammer. Kan hende ei klarare forståing av dette komplekse samfunnspolitiske spelet kunne vore med å hindra ein del av dei uheldige tiltaka og vedtaka som er gjort i norsk lakseforvaltning.

Før eg ser på om det kan lata seg gjera å rette på desse tilvandte prosessane vil eg innom eit prosjekt som kanskje kan syne litt av det eg meiner, og som har gjeve gode faglege resultat så langt.

Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen, og kalla LFS-prosjektet, starta i 1990 og skal avsluttast i 1995. Prosjektet er knytt til utarbeiding av nytt manøvreringsreglement for Suldalslågen i Rogaland, som er påvirka av Ulla-Førre reguleringa til Statkraft. Ettersom arbeidsoppgavene synest å ha interesse ut over å løyse problema i Suldalslågen, og at resultata får overføringsverdi til andre vassdrag, var det naturleg for Statkraft å ta initiativet til eit samarbeidsprosjekt om desse problemstillingane.

Statkraft vende seg til Universitetet i Oslo som hadde arbeidd i Suldalslågen i mange år, og til NVE som var i gang med sitt Biotopjusteringsprogram. Desse partane etablerte LFS-prosjektet i 1990. Det blei og oppretta formell kontakt med Suldal Elveigarlag som har observatørstatus i styret. Frå 1992 vart FoU-programmet EFFEN (effektivt energisystem) samarbeidspart med representant i styret. EFFEN-programmet er etablert av NTNF og Energiforsyningens FoU-råd.

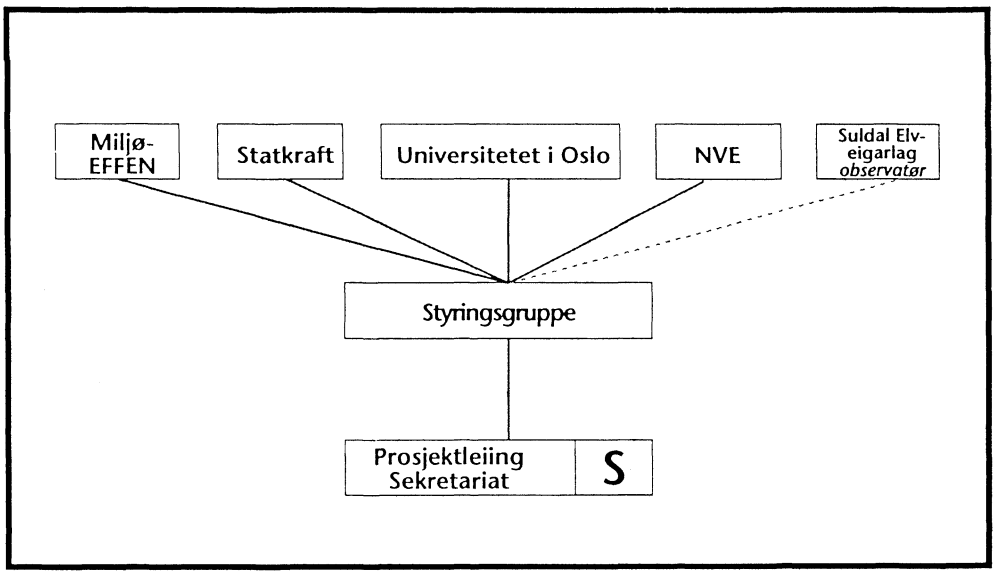


Fig. 2. Organisering av lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen.

Hovudmålsetjingane for prosjektet er å:

- klarlegge verknadene av prøvereglementet på laksestamma,
- utvikle metodar for å styrkje laksestamma gjennom tiltak i elva, som både er økologisk og økonomisk betre enn kompensasjonsmetodane som blei bruka før prosjektet starta,
- utarbeide tilråding om fiskefaglege moment som bør leggast til grunn for eit varig manøvreringsreglement for Suldalslågen.

Når det gjeld det økonomiske målet er det verdt å presisere at det er det økologiske fagarbeidet og fagdiskusjonen som legg premissane for om det let seg gjera å nå dei økonomiske måla.

Etter Ulla-Førre-reguleringa synte det seg at tettheten av småfisk i elva blei redusert, trass i at ho har relativt store restvassføringar. Frå naturens side er elva næringsfattig, vintervarm og sommarkald.

Ved å gå inn i ei analyse av flaskehalsproblema fann me at manøvreringsmåten var ein av årsakane til at fiskettheten

gjekk ned etter reguleringa. Grunnlaget for denne kunnskapen låg i registreringar gjort av LFI i Oslo. Det såg ut som reduksjon av vassføringa måtte skje meir forsiktig, og me innførte ei grense for reduksjonen i vassføringa på 3% pr time. Dette blei sett iverk i 1985, og det gav raskt utslag jf. fig. 3. Den markerte nedgangen i tettheten av 0+ laks i 1989 skullast truleg eit lukeuhell som førde til svært rask, reduksjon av vassføringa i Suldalslågen, noko som understrekar at manøvreringsmåten har ein effekt.

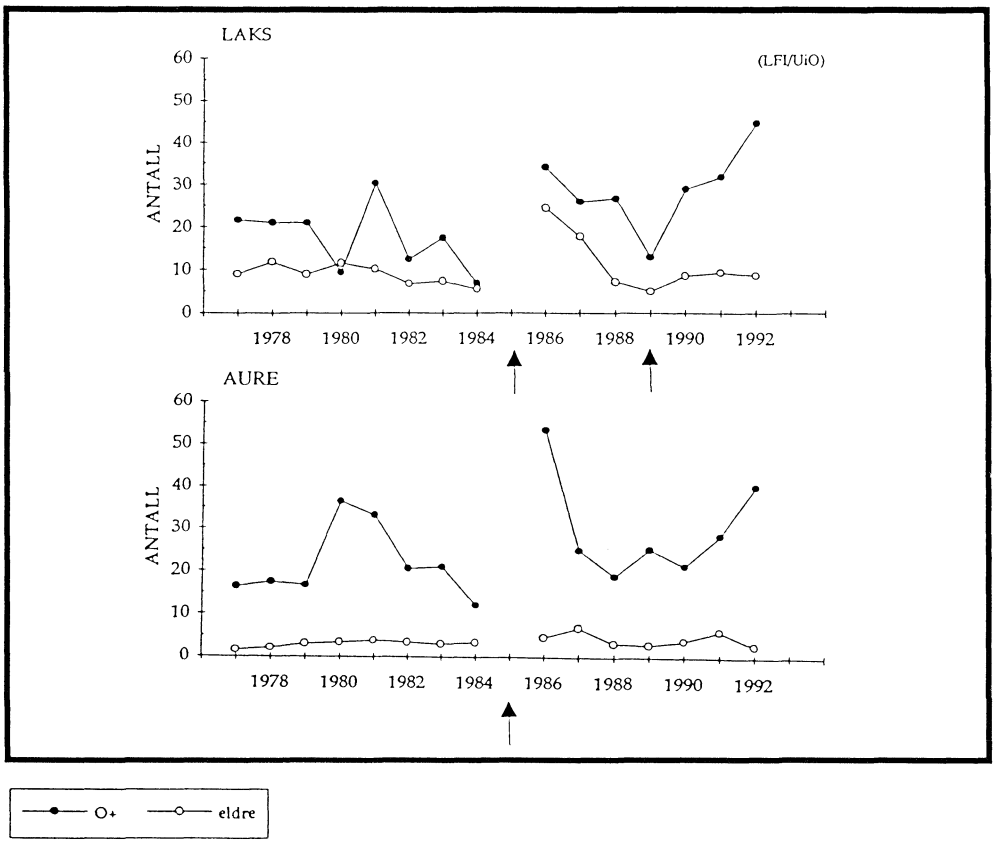


Fig. 3. Tetthet av lakse-og aureungar i Suldalslågen, registrert i sept/okt frå 1977 til 1992. Pilene syner reduksjon i vassføringa til 3 % pr. time i 1985 og eit lukeuhell i 1989.

Vidare har me kome fram til at problemet for laksen i Suldalslågen synest å vera at lakseyngela har store vanskar meg å greie seg gjennom sitt fyrste leveår. Her ser vi på fleire element. Men grunnleggande for arbeidet, og eit viktig prinsipp for prosjektet, er at ein så langt råd ikkje skal gjera noko med fisken, men i staden arbeide i biotopen for å legge tilhøva tilrette for betre overleving der.

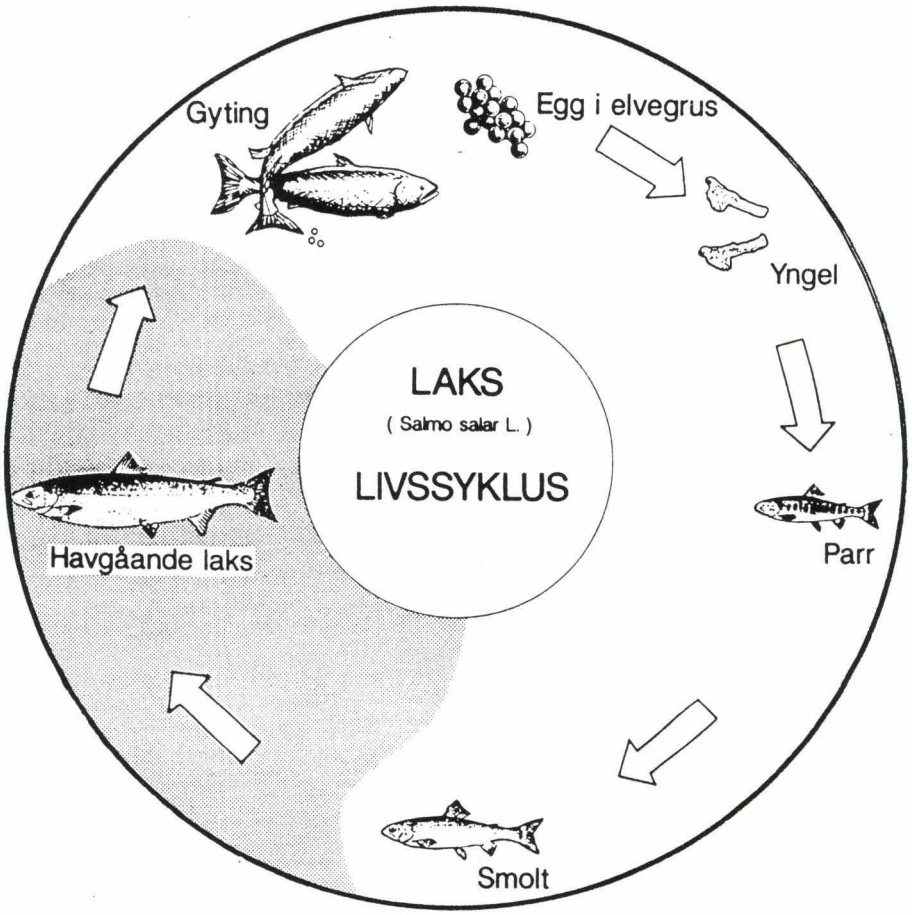


Fig. 4. Livssyklus hos laks.

For utvikling av lokaltilpassa laksepopulasjonar er ferskvassopphaldet det viktigaste. Ved å ta vekk denne fasa, slik ein gjer når ein legg rogn inn på klekkeri og set ut oppfora smolt, tek ein også bort den naturlege seleksjonen som lokalmiljøet legg på fisken i elva. Denne naturlege utvelgingsprosessen er avgjerande for utvikling og vedlikehald av dei lokaltilpassa fiskepopulasjonane. Alt når ein vel ut stamfisken kan ein risikere å gjera feil, og di lenger den kunstige utviklingsprosessen varar di større blir den akkumulerte risikoen for at resultatet blir dårleg i høve til naturleg tilstand.

Prosjektet legg og til grunn at energispiralen i elva er sentral i samband med produksjon av næringsdyr (fig. 5.). Forsøk som blir gjort i denne samanheng har synt svært gode resultat.

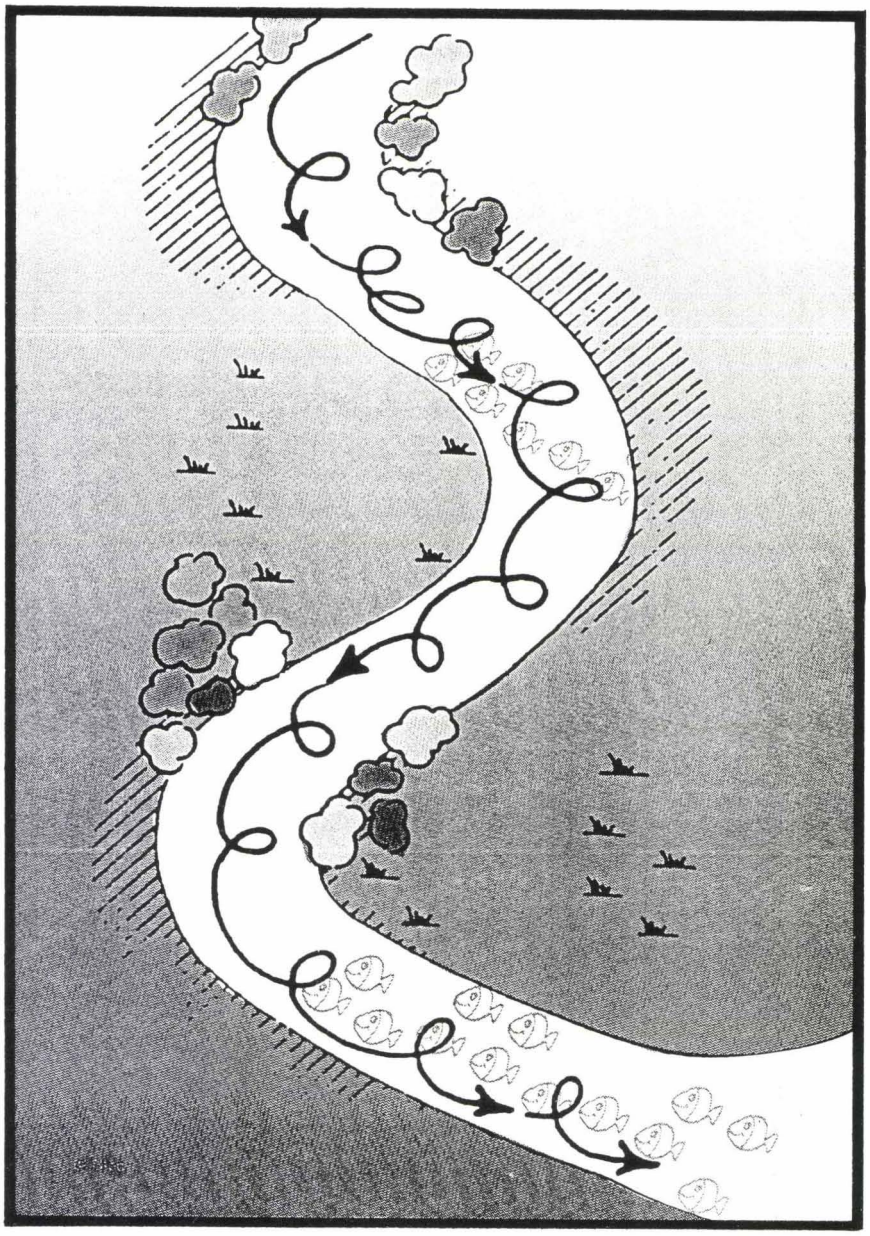


Fig. 5. Energispiralen i elva.

Vi har prøva både å stabilisere vassføringa slik at naturleg tilført organisk materiale blir liggande i elvebotnen, og å tilføre energirikt organisk materiale. Begge metodane har gjeve svært gode resultat når det gjeld auka tilgang på næringsdyr for fisken, og i eit forsøksområde har fiske-tettheten auka monaleg (fig. 6. 7. og 8.).

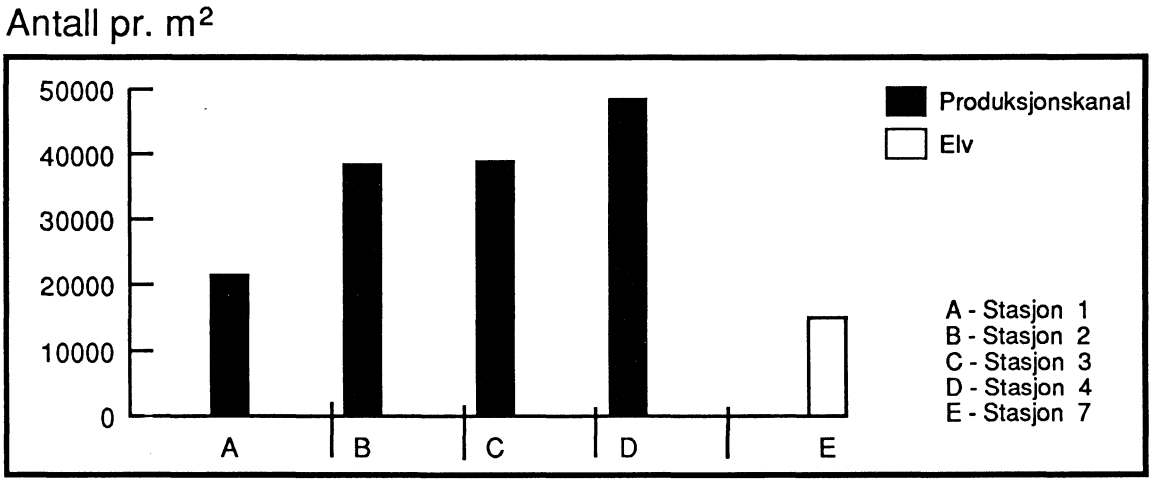


Fig. 6. Tetthet av næringsdyr i produksjonskanal og i Suldalslågen i 1991.

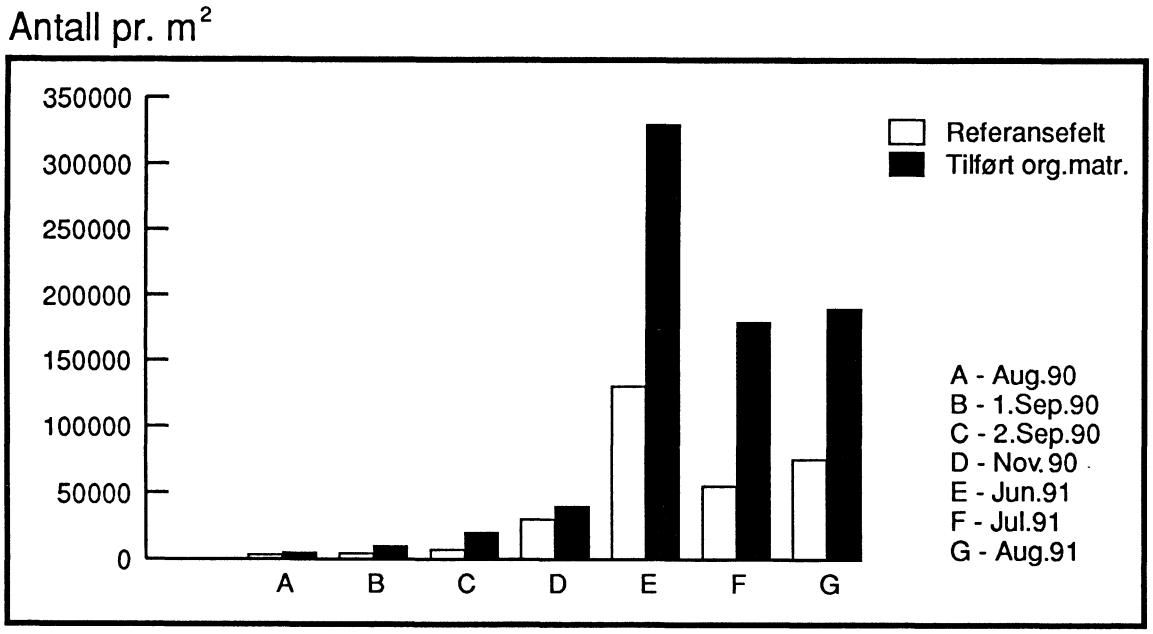


Fig. 7. Tetthet av næringsdyr i stålrenna i 1990 og 1991 på felt med og utan tilsetjing av korn.

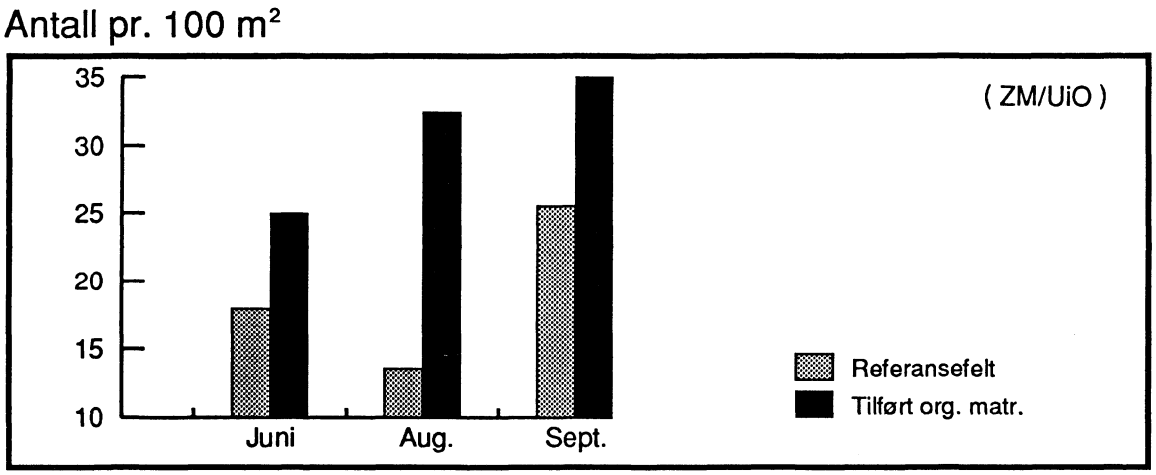


Fig. 8. Tetthet av laksungar i Suldalslågen i 1992 på felt med og utan tilsetjing av korn.

Som eit anna apropos til det eg nemnde om potensialet som ligg i restvassføringar i regulerte vassdrag, kan eg og nemne at me no arbeider med å vurdere korleis elva kan manøvrerast for å skape best moglege tilhøve for laksen om våren som trulegvis er ei svært vanskeleg tid for nyklekkt yngel både med omsyn til å finnne opphaldstad og næring.

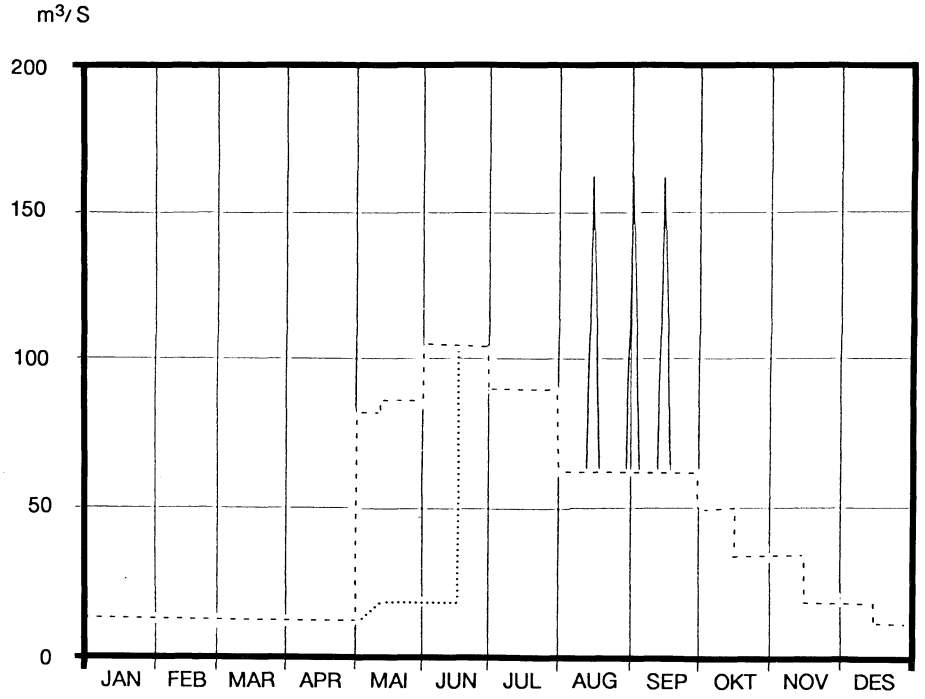


Fig. 9. Manøvrering av Suldalslågen, med prøvereglement av 1990 (_____) og forslag til endring for 1993 (.....).

Av andre sentrale problemstillingar kan eg nemne arbeidet vi gjer for å undersøke effekten av begroing på fiskepopulasjonen. På dette feltet gjer vi både eksperimentelle studier og forsøk og registreringar i elva.

Som hjelpemiddel i arbeidet har vi etablert fysisk beskrivande vassdragsmodell, og gjort mikrohabitatstudier på laks og aure som blir lagt inn i modellen. Dette datagrunnlaget saman med kunnskapar om substrattilhøve og andre fysiske betingelsar for produksjon av næringsdyr, skal danne grunnlag for å utarbeide eit kart over elva som syner aktuelle tiltakssoner, eit bonitetskart om ein vil.

Prosjektet har eigen rapportserie, og rapport nr. 1 har nettopp kome frå trykkeriet, med tema: Effekt av mose- og algegroing på bunndyr og fisk.

Oppsummering

- prosjektet har definerte og kommuniserte mål
- samarbeidspartane sine intensjonar er klare
- prosjektet har økologiske prinsipp å arbeide etter
- har problem med å frigjera økologisk utgreiingsarbeid for særinteressepolitikk.

NY KURS FOR LAKSEFORSTERKINGSARBEIDET

Den nye lova om laksefisk og innlandsfisk ber bod om ny kurs i lakseforvaltninga, det er laksen som kjem i fyrste rekke.

"§ 1 **Lovens formål**

Lovens formål er å sikre at naturlige bestander av anadrome laksefisk, innlandsfisk og deres leveområder samt andre ferskvannsorganismer forvaltes slik at naturens mangfold og produktivitet bevares. Innenfor disse rammer skal loven gi grunnlag for utvikling av bestandene med sikte på økt avkastning, til beste for rettighetshavere og fritidsfiskere."

Sjølv om det nok tar ei tid før forvaltinga og øvrige aktørar gjev slepp på gamle vanar og privilegier, er det grunn til å tenkje over korleis ein kan arbeide med lakseforsterkingstiltak i lys av den nye lova. Lova ryddar ikkje opp i dei problema eg har skissert, men ho kan brukast for å gjera prosessen meir ryddig.

Ein kan tenkje seg følgjande prosedyre i lakseforsterkingssakene i regulerte vasssdrag:

1 Mål

Forvalting og brukarinteresser klargjer sine mål med laksepopulasjonen i det aktuelle vassdraget. Det er viktig at kommersielle interesser blir akseptert, slik at ein kan unngå at laksens ve og vel blir bruka som vikarierande motiv for å få fram økonomiske gode løysingar for enkelte interesser. Det er og viktig at alle brukargrupper og deira motiv for engasjement blir teke alvorleg, og at enkelte interesser ikkje blir stempla som mindreverdige. Reint praktisk kan ein truleg få i gang ein slik prosess ved at forvaltinga tek initiativ til ein åpen diskusjon om mål og motiv.

2 Problemstillingar

Med utgangspunkt i målsetjinga bør ein gå grundig gjennom kva problemet eller utfordringa er, og så langt råd få til ei felles forståing som dannar grunnlag for arbeidet fram mot aktuelle lakseforsterkingstiltak.

Døme på problem kan vera:

- dårleg rekruttering,
- få gytarar,
- stor yngeltetthet, men lite smolt.

3 Føresetnader

Grunnlaget for aktiv handling er ofte at det ligg føre eit formelt ansvar for eit bestemt saksfelt, og eller at det er genuin interesse for å gjennomføre aktivitet på eiga rekning. Desse forholda er viktig å klargjera tidleg i prosessen slik at deltakarane veit kvafor ressursrammer ein har å halde seg til.

4 Prinsipp

Kva for prinsipp skal ein arbeide etter?
Dersom ein i utgangspunktet er enige om å følgje visse prinsipp i det faglege arbeidet, vil det truleg gjera prosessen mindre kronglete. Til dømes gjev den nye lova visse signal som tyder på at tiltak i biotopen bør prioriterast framfor fiskeavl, jf. Lakseforsterkingsprosjektet i Suldalslågen.

Eit anna viktig moment er kost-nytteforholdet. Det er eit godt utgangspunkt å vera enige om at ein ønskjer mest mogleg att for dei ressursane ein set inn i lakseforsterkingsarbeidet. Det er derfor viktig å utvikle metodar som er rimelege, enkle, biologisk gode og mest mogleg vedlikehaldsfrie.

5 Politisk avgjerd

Dersom ein skal følgje opp den nye lova, blir det naturleg å legge fram dei faglege tilrådingane på slutten av prosessen til politisk avgjerd i relevant forvaltningsorgan, men med høve til innspel frå alle særinteressene.

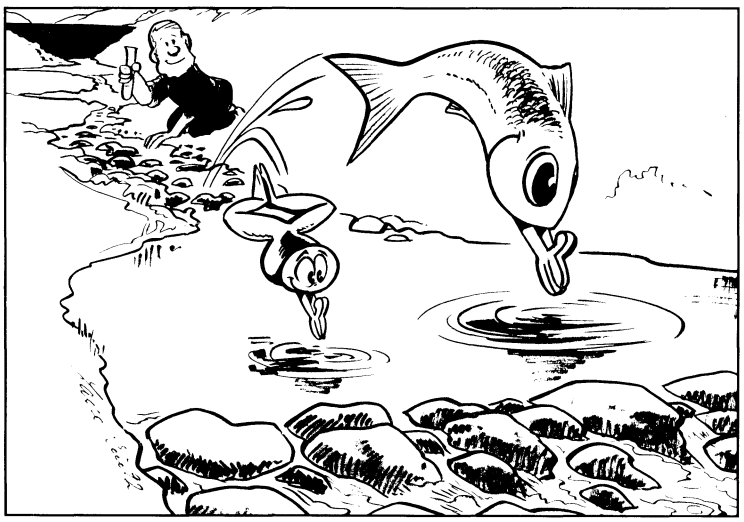
Ved å gjennomføre ei prosedyre som dette med kjende og avtalte spelereglar, der ein har ei politisk drøfting i starten og på slutten av prosessen, er det grunn til å tru at mellomstadiet med faglege utgreiingar i langt større grad enn no kan frigjerast for politisk press.

Eg trur i alle høve at ein meir ryddig saksgang er til fordel for alle partar, og mi utfordring går til Miljøverndepartementet og Direktoratet for Naturforvaltning om å bidra til ei slik utvikling.

Tittel: ***EFFEKTER AV FISKEFORSTERKNINGS-TILTAK***
- Innlandsvassdrag

Forfatter: ***REIDAR BORGSTRØM***

Ansvarlig institusjon: ***NORGES LANDBRUKS-HØGSKOLE***



INNGREP I VASSDRAG
Konsekvenser og tiltak

INNLEDNING

En lang rekke tiltak er aktuelle som fiskeforsterkningstiltak både i regulerte og uregulerte vassdrag:

1) Fysisk-kjemiske tiltak (biotopendringer, kalking, endring av vassføringer, fjerning av forurensningskilder m.m.)
2) Biologiske tiltak (utsetting av settefisk, utsetting av predatorfisk, nye næringsdyr, nye fiskearter m.m.)
3) Endring av fiskeregler (redskapsbruk og fangstinnsats).
4) Bedre organisering av fisket, markedsføring av fritidsfisket og fiskeprodukter.

Av biologiske tiltak har tradisjonelt utsetting av fisk vært det viktigste for å styrke fiskebestander i innlandsvassdrag, og det har i mange tilfelle vist seg å være en tjenlig og økonomisk forsvarlig måte å få økt bestandsstørrelser og utbytte av aure der det er et uutnyttet næringspotensiale (Dahl 1933 og Aass 1971, 1992). Likevel utgjør utsatt aure i påfallende mange magasiner en svært liten andel av samlet fangstutbytte selv om det settes ut betydelige mengder som erstatning for antatt tapte rekrutteringsarealer (Aass 1991) (fig. 1.).

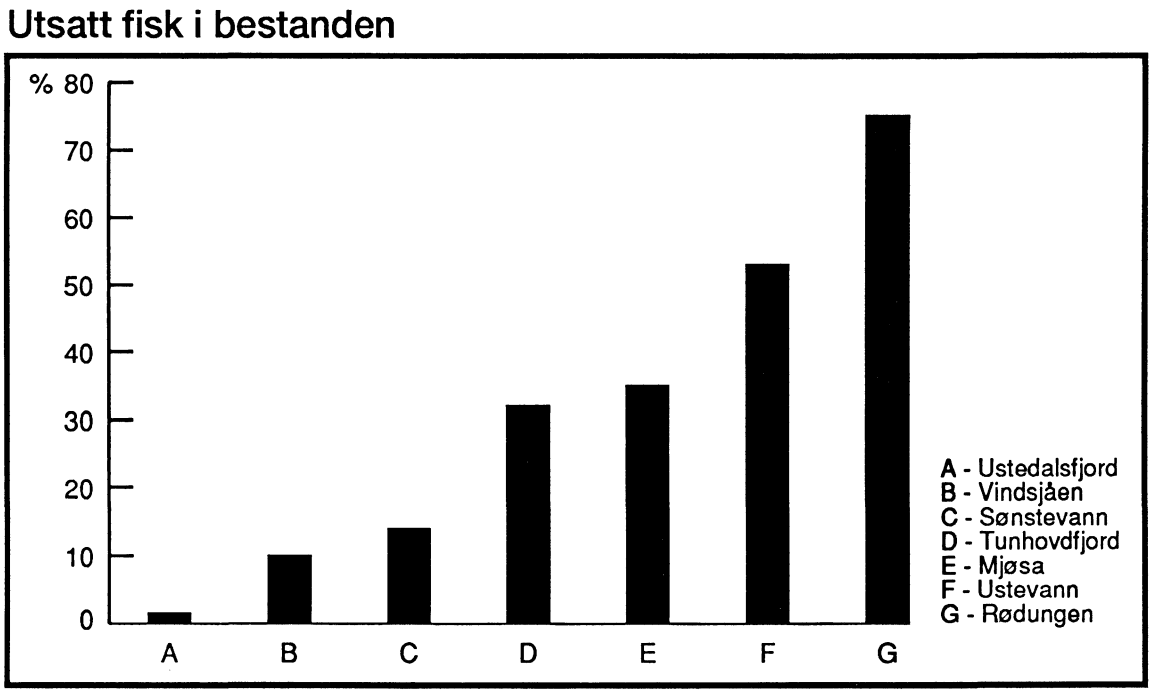


Fig. 1. Andel av utsatt aure i fangster fra norske reguleringsmagasin (etter Aass 1991).

Selv om en kan bedre tilslaget av utsatt fisk ved å endre oppdrettsmiljøet (Hesthagen og Johnsen 1989) eller forbedre selve utsettingsprosedyren (Hesthagen og Staurnes 1991), vil

andre tiltak enn utsettinger ofte være mer økonomisk og biologisk forsvarlige. L'Abée-Lund (1991) gir en oversikt over bruk av settefisk som forsterkningstiltak, og hans konklusjon er at fiskeutsettinger bør tas opp til ny vurdering, både fordi det i mange tilfeller ikke fører til styrking av bestander, og at utsettinger også kan få negative følger. Spesielt i systemer der det fremdeles er selvreproduserende bestander bør det derfor først satses på forbedringer av gytehabitat og oppvekstmiljø for rekrutter til bestandene.

I andre foredrag på denne konferansen er det vist at reguleringsmagasiner på lengre sikt får et svakere næringsgrunnlag for fisk, fordi bunndyrproduksjonen blir mindre, med bortfall av mange viktige næringsdyr. Et magasin kan derfor ikke gi like stor avkastning av bunndyretende fisk som f.eks. aure, som innsjøen i uregulert tilstand hadde mulighet til. Pr. arealenhet har derfor magasinet som regel mindre behov for rekrutter av aure enn det var i uregulert tilstand.

Likevel kan mye gjøres for å få en bedre utnytting av de muligheter som tross alt et magasin har for fiskeproduksjon. I tidligere foredrag på denne konferansen har vi fått en gjennomgang av en rekke fysiske tiltak satt i verk i seinere år for å styrke fiskebestander. Dette gjelder f.eks. ulike typer av biotopforbedringer, som steinsettinger og terskelbygging i elver. Slike tiltak kan ha svært positiv effekt for fisk, og også gi bedre rekruttering til et magasin. Også andre biotopforbedrende tiltak som kalking av sure vassdrag er aktuelle fordi det bl.a. kan gi en betydelig økt vekstrate for fisken (Barlaup et al. 1989) (fig. 2.), samtidig som kalking også vil gi sikrere rekruttering.

Ved siden av rent fysiske eller kjemiske forbedringer av miljøet, vil ulike biologiske tiltak utenom fiskeutsettinger være viktige for å styrke fiskebestander. Imidlertid har ikke alle slike tiltak vært like vellykkete. Allerede i 1913 tok Huitfeldt-Kaas (1916) opp spørsmålet om utsetting av nye evertebrater for å bedre næringstilgangen til fisk. Han hadde imidlertid liten tro på at Mysis relicta kunne overføres, men nettopp denne arten er seinere overført til et stort antall vatn her i landet, og spesielt i Sverige. I ettertid har det vist seg at konsekvensene for innsjøsystemene ikke ble som forventet (Langeland og Moen 1992). Selv om fisket etter røye med settegarn i f.eks. Limingen ifølge Aass (1991) har tatt seg betydelig opp etter innføring av Mysis (fig. 3.), har det generelt vært en markert negativ utvikling for pelagiske fiskearter i nye Mysis-sjøer, mens bentiske arter som lake har økt sterkt (Langeland et al. 1991).

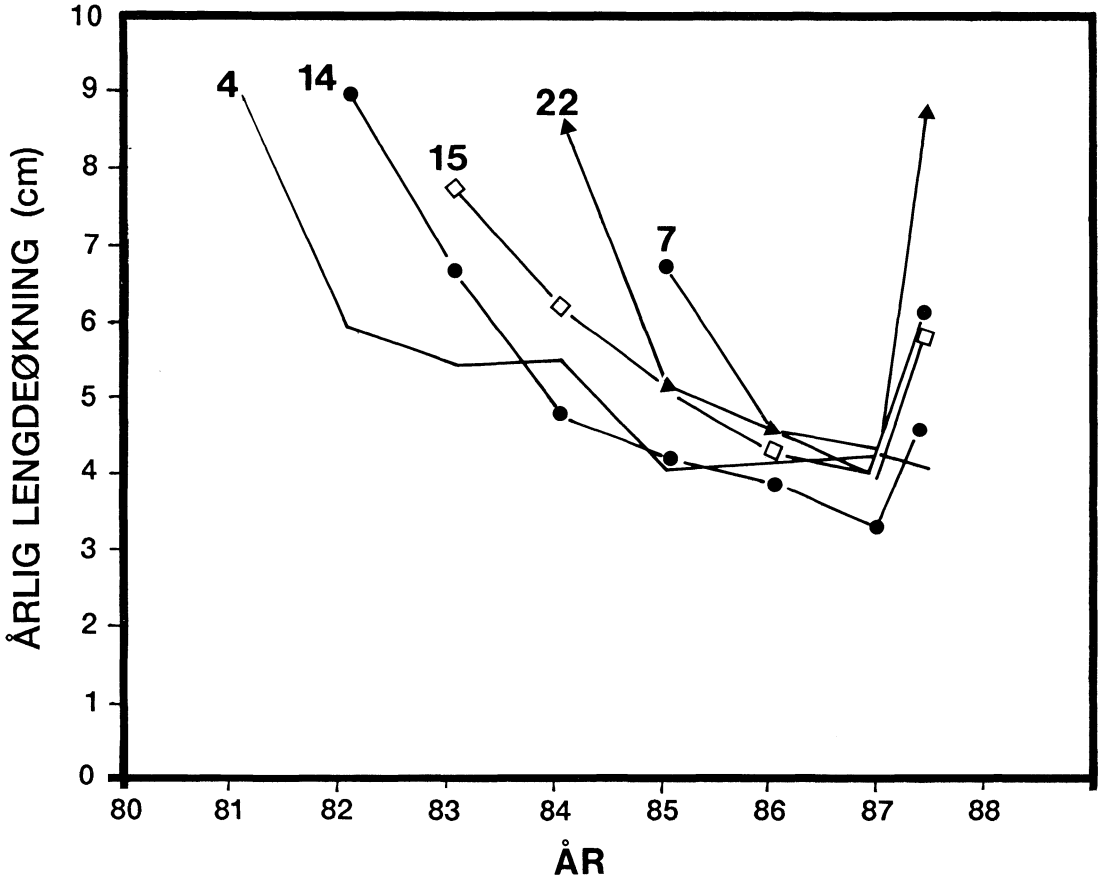


Fig. 2. Tilbakeberegnet årlig lengdeøkning i cm for ulike årsklasser av aure i Hovvatn etter kalking i 1981 og ny kalking i 1987 (etter Barlaup et al. 1989).

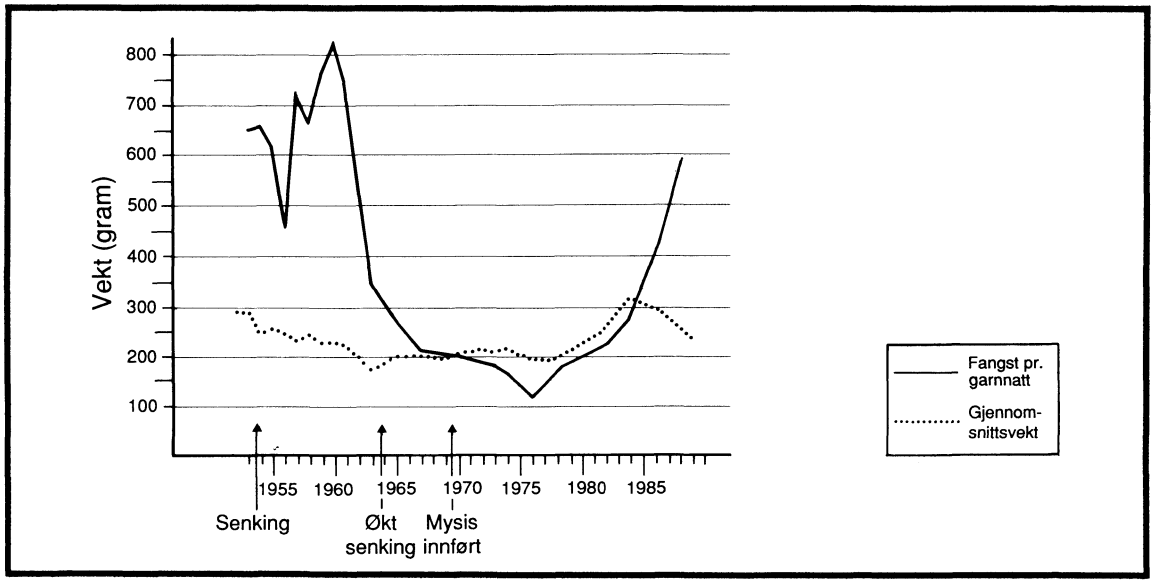


Fig. 3. Fangst pr. garnnatt og middelvekt i fangsten under høstfisket etter røye i Limingen i perioden 1980-1989. Mysis relicta ble innført i 1969 (etter Aass 1991).

Et viktig utgangspunkt for ethvert fiskeforsterkningstiltak er at vi har kunnskap om hvilke dynamiske endringer i bestanden tiltaket gir opphav til. Større innsikt i hvordan dynamikken blir styrt av endringer i intra- og interspesifikk konkurranse og habitatbruk, predasjon og rekruttering vil derfor stå sentralt, fordi en slik innsikt gir oss større muligheter til å styre utviklingen av enkeltbestander eller av fiskesamfunn med flere arter i ønsket retning.

Dette var bakgrunnen for at Forskningsprogrammet "Fiske-forsterkningstiltak i norske vassdrag" (FFT) formulerte som sin hovedmålsetting å frambringe ny kunnskap om bestands-regulerende mekanismer i fiskesamfunn i ferskvatn for å 1) bidra til en bedre forvaltning og utnytting av innlandsfisk og 2) øke rekreasjonsverdien av innlandsfiskeressursene. Viktige bestandsregulerende mekanismer som f.eks. intra- og inter-spesifikk konkurranse, predasjon og rekrutteringsforhold er sentrale problemstillinger i flertallet av prosjektene i FFT.

Effekter av konkurranse og predasjon er to forhold som tyde-ligvis kan utnyttes mer i fiskeforsterkningstiltak, og jeg vil spesielt ta opp bestandsmanipuleringer ved bruk av predator-fisk og utfisking som metoder for å redusere bestandsstørrels-er og intra- og interspesifikk konkurranse. Et annet forhold som også i utgangspunktet er en bestandsmanipulering er måten selve fisket utøves, fordi det får stor innvirkning på bestandens størrelse og aldersstruktur. I situasjoner der det er underskudd på rekrutter kan en endring av fiskeregler være langt mer fornuftig å bruke som forsterkningstiltak enn f.eks. bruk av settefisk, og dette er det andre hovedtemaet som vil bli belyst.

BESTANDSMANIPULERINGER

Bruk av predatorfisk

Fiskeetende fisk påvirker byttefiskbestander på to viktige måter. For det første vil predasjonen føre til at visse størrelsesgrupper av byttefisk reduseres, og for det andre kan tilstedeværelse av predatorfisk føre til endret adferd og habitatbruk hos byttefisken (Werner et al. 1983 og Brabrand et al. 1989).

Bruk av predatorfisk har lenge vært praktisert her i landet. Det mest kjente eksemplet er Tunhovdaure som er satt ut i en rekke vatn med fórfisk som smårøye og småsik (Aass 1992). Ifølge Aass (1991) har avkastningen av aure i Tunhovdfjorden ligger på rundt 0,3 kg ha^{-1}. Tunhovdaure begynner å ete røye ved lengder rundt 25 cm (Aass 1992), og ifølge Aass (1984) kan konsumet av røye i Tunhovdfjorden tilsvare 4 kg ha^{-1}, mens gjennomsnittlig avkastning av røye i magasinet har vært 2,7 kg ha^{-1}. Samlet utgjør konsum og fangst et betydelig kvantum for

et så sterkt regulert vatn som Tunhovdfjord, og predasjonen alene må høyst sannsynlig ha en merkbar effekt på årlig vekstrate for røya.

Aure er imidlertid ikke den eneste arten som kan få stor innvirkning på fórfiskbestander. Etter utsetting av gjørs i Gjersjøen ble det påvist en betydelig nedgang i den pelagiske bestanden av mort (Brabrand og Faafeng 1989, 1993) (fig. 4.).

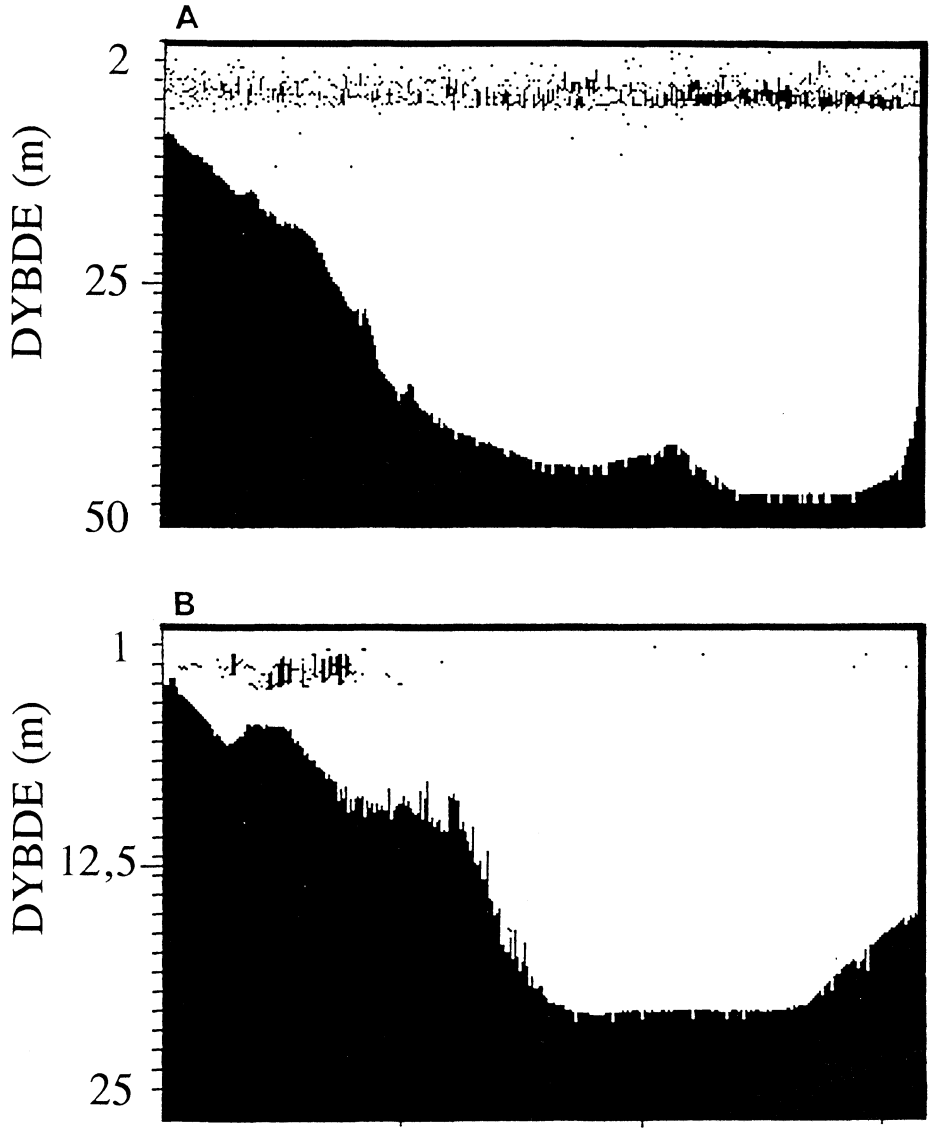


Fig. 4. Ekkogram fra Gjersjøen som viser fordeling av fisk i 1980 (A) og 1990 (B), dvs. før og etter innføring av gjørs. Opptakene er gjort om natta i september begge år, og viser habitatskiftet som mort har gjort fra pelagisk til littoral sone (etter Brabrand og Faafeng 1993).

Gjørs har årvisst reprodusert i innsjøen etter utsettingen, og ung mort utgjør hovedføden til gjørsen (Brabrand 1992). Den unge morten har nå et littoralt tilhold, men det tallmessige forholdet mellom littoral mort og abbor har endret seg, med synkende mengde mort i forhold til abbor (Brabrand 1992). Introduksjon av en ny predator har i dette tilfellet både endret habitatbruken til mort og også ført til at ung mort er blitt mer tilgjengelig som føde for abbor. Resultatet av en slik introduksjon leder derfor til en omfattende endring i fiskesamfunnet, med redusert mengde fórfisk og økende mengde med predatorfiskene abbor og gjørs.

I svenske og finske innsjøer er Kanadarøye mye brukt for utsetting, og den er også satt ut i et mindre antall norske innsjøer (Langeland 1992b). Med gode erfaringer fra Trøndelag har Langeland (1992a) gått inn for bruk av Kanadarøye i mysissjøer med røye og lake, for å få en økt predasjon på lake og Mysis, noe som også kan føre til en bedring av rekruttering og vekst for røye.

Utfisking

Både i regulerte og uregulerte vatn finner vi ofte svært tette bestander av f.eks. aure, røye og sik der individuell fiskestørrelse er svært beskjeden. På landsbasis er dette trolig et større problem enn bestander med lav tetthet og liten årlig rekruttering. I mange tilfeller skyldes tette bestander at det er stor årlig rekruttering eller at enkelte årsklasser blir meget store, slik at bestandens samla biomasse blir for stor i forhold til næringsgrunnlaget. Resultatet er at årlig individuell tilvekst hos fisken blir liten, spesielt etter kjønnsmodning. De seinere årene er det gjennomført flere vellykka forsøk på å redusere bestandstettheten i slike bestander, bl.a. med det formål å øke vekstraten og få mer attraktive bestander.

Langeland (1986) benyttet finmaskete garn i Øvre Stavåtjønn for å redusere en tett røyebestand. Vatnet er på bare 4 ha, og med en relativt liten garninnsats ble bestanden redusert fra omlag 70 kg ha^{-1} i 1979 til omlag 10 kg ha^{-1} i 1984. Forholdet mellom produksjon og biomasse ble mer enn fordoblet fra 1979 til 1981, og fraksjonen av fisk over 125 gram i fangsten økte fra 1-3 % i 1979-80 til 73 % i 1984, med en økning i maksimal fangstvekt fra 160 gram i 1979 til henholdsvis 780 og 645 gram i 1983-84 (fig. 5.).

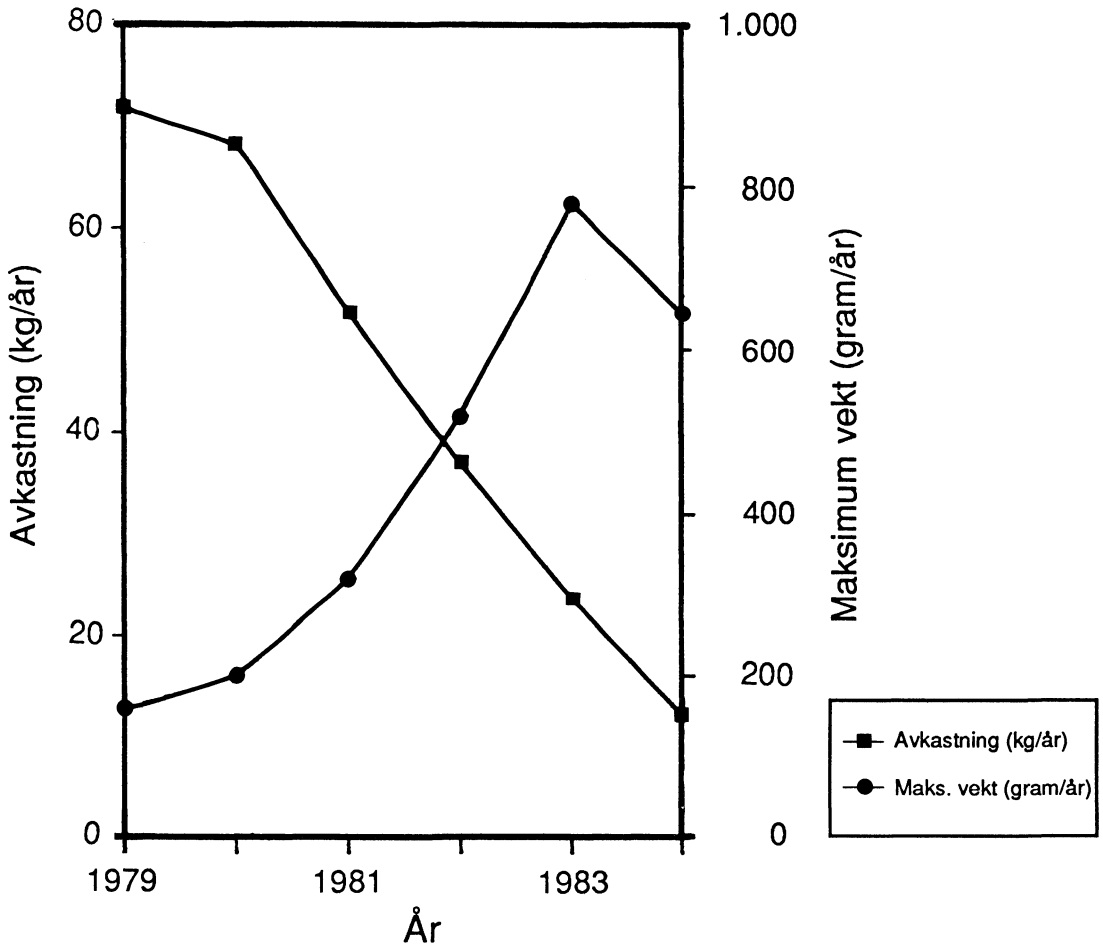


Fig. 5. Avkastning (kg) og maksimal fangsvekt (gram) for røye i Stavåtjønn for årene 1979-1984 (etter Langeland 1986).

Selv i store innsjøer som Takvatn har det vært en vellykket utfisking av røye. Fra 1984 til 1988 ble det til sammen tatt opp 27 tonn røye ved teinefiske, med et antall fra 95 000 til 129 000 røye som årlig fangst (Grotnes og Klemetsen 1989). Sammenlignet med 1980 hadde røyas matinntak i 1986 økt med nærmere 40 % (Amundsen 1989a). Dette resulterte i en betydelig økning i røyas vekstrate (Amundsen 1989b) (fig. 6A. og 6B.). Gjennomsnittsvekta for en 10 år gammel fisk økte fra i underkant av 100 gram i 1980 til nærmere et halvt kilo i 1987 (Amundsen 1989b).

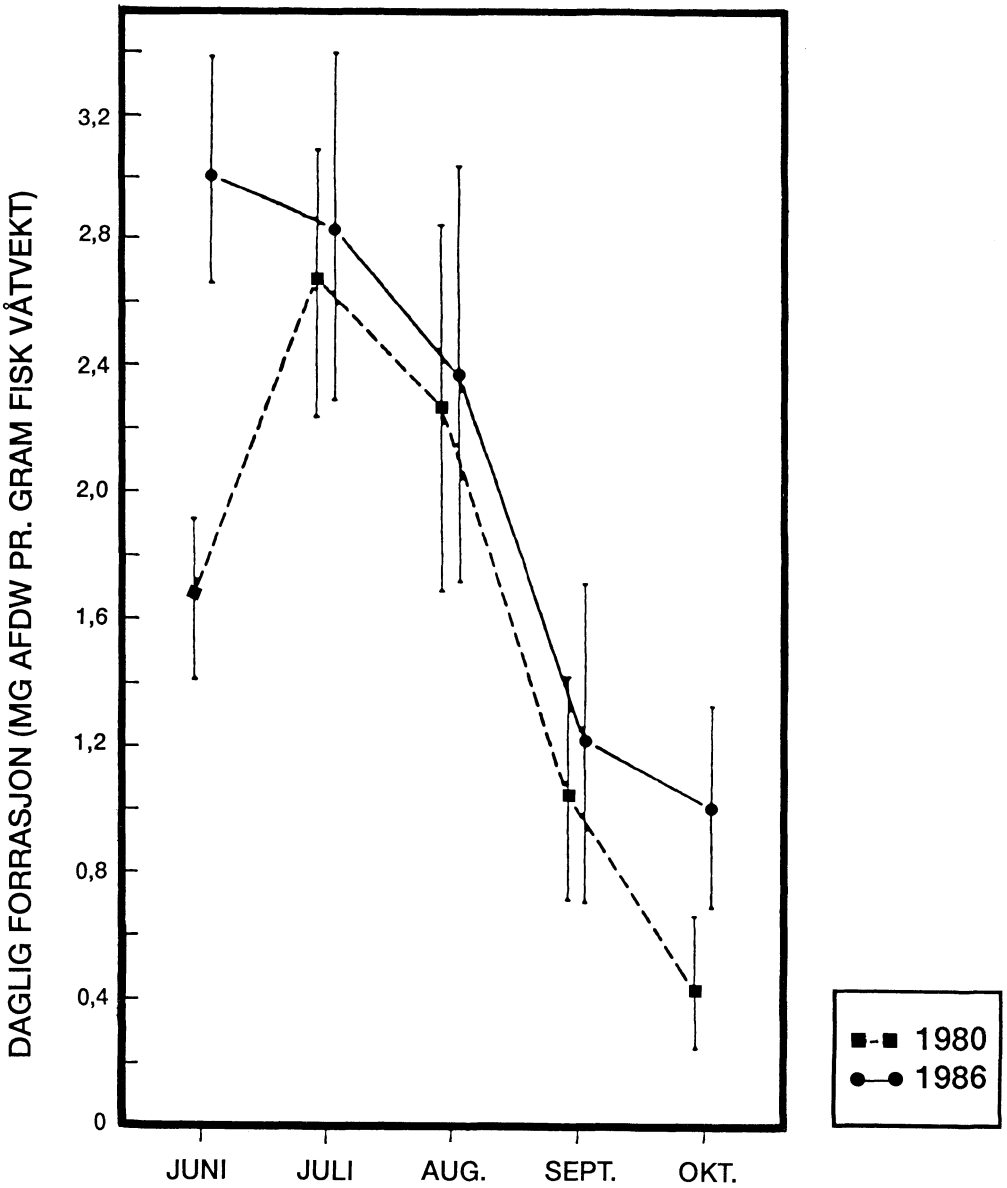


Fig. 6A. Konsumert næringsmengde for røya i Takvatn før og etter utfisking av bestanden (etter Amundsen 1989 a,b).

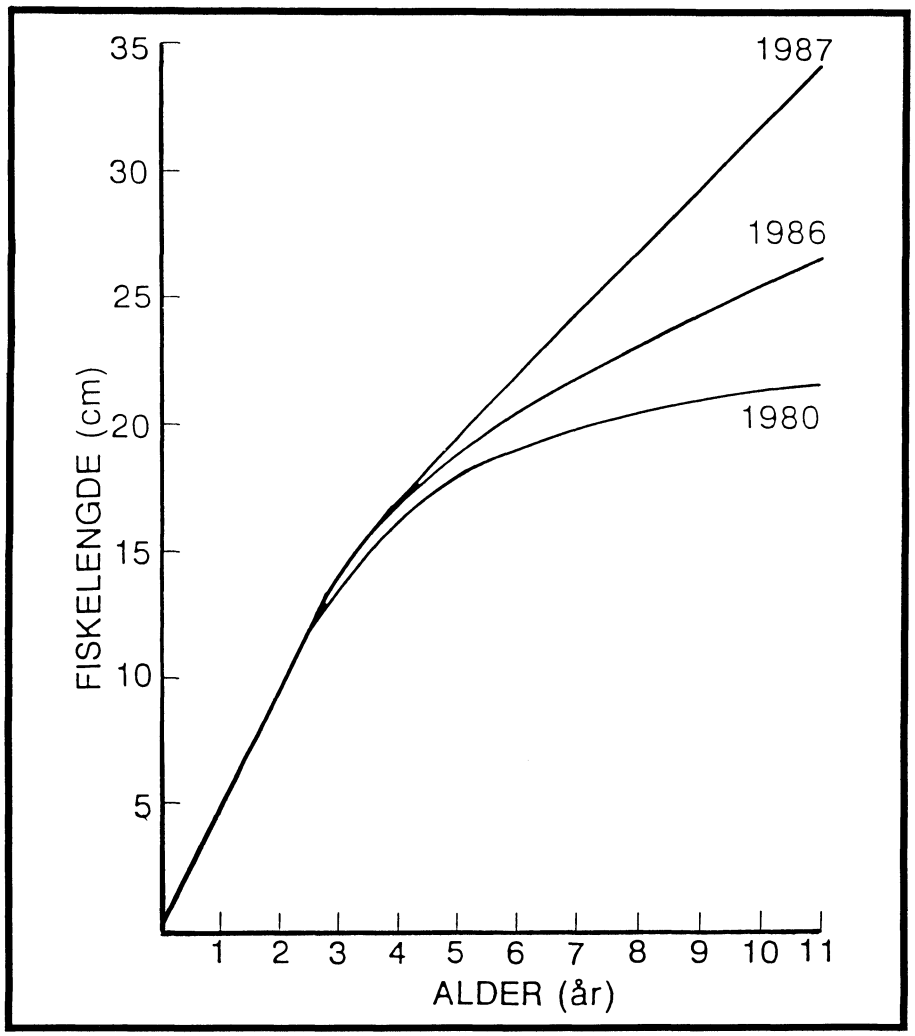


Fig. 6B. Beregnet vekst for røya i 1980 og 1986-87 (etter Amundsen 1989 a,b).

Tilsvarende utfiskinger er gjort i sikbestander. I den 1,2 km^2 store Gopollen var gjennomsnittsstørrelsen på siken rundt 100 gram i 1980, før utfiskingen, men etter hardt garnfiske økte størrelsen til 175 gram (Saltveit og Brabrand 1989). Også i den 25 km^2 Stuorajavri har det vært en vellykket utfisking av sik. Her ble det benyttet settegarn, flytegarn, landnot og kilenot, og i løpet av årene 1981-83 ble det tatt opp i overkant av 96 tonn sik. Bunnsiken i vatnet fikk en vesentlig vekstforbedring, mens planktonsiken ikke reagerte på bestandsreduksjonen. I 1981 var gjennomsnittslengden for de eldste årsklassene av bunnsik 25 cm, mens den var økt til over 30 cm i 1985-86 (Amundsen 1988) (fig. 7.).

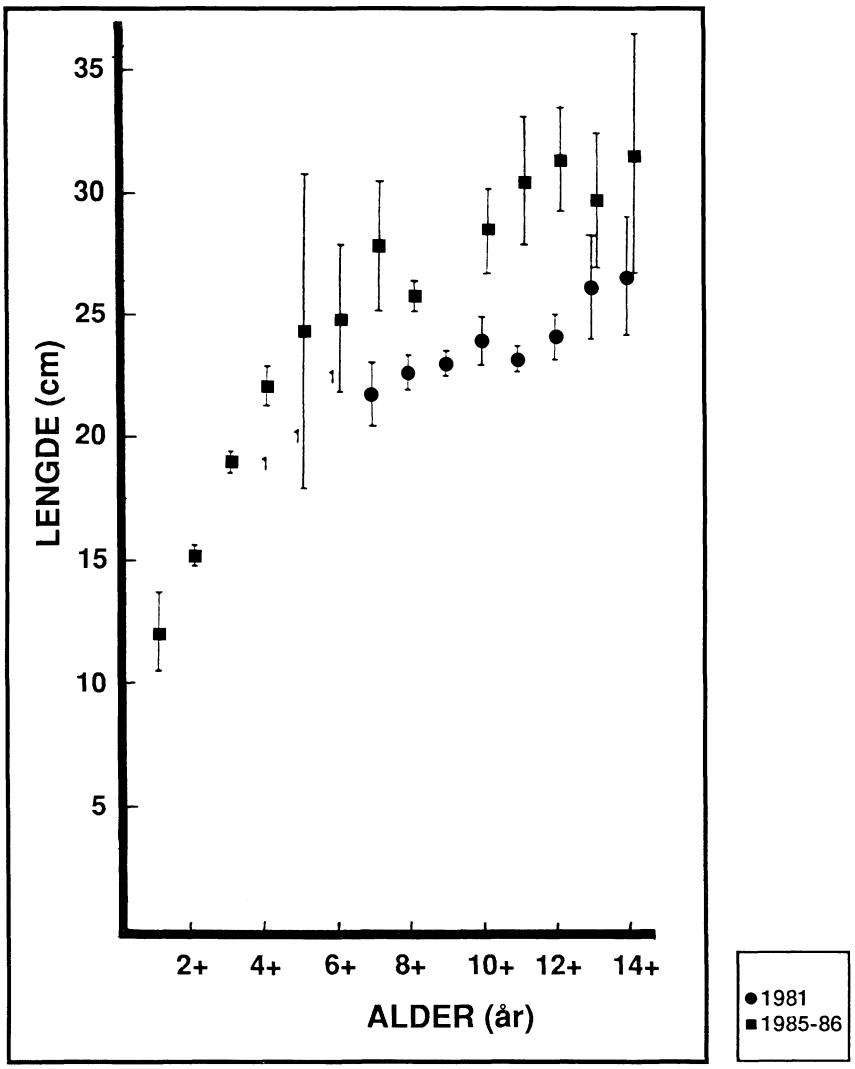


Fig. 7. Gjennomsnittslengder for ulike aldersgrupper av bunnsik i Stuorajavre før og etter utfisking (etter Amundsen 1988).

Også aurebestander kan få en betydelig vekstforbedring ved utfisking. Jensen (1977) benyttet garn ved et slikt fiske i Øvre Heimdalsvatn der bestanden ble redusert fra omkring 19,5 kg ha^{-1} i 1958 til 8,2 kg ha^{-1} i 1963. Vekstratene for samtlige årsklasser steg betydelig i samme tidsrom. Øvre Heimdalsvatn er på 78 ha, med en relativt liten utløpselv og mindre innløpselver og bekker. Produksjonen av ungfisk på rennende vatn er derfor liten i forhold til innsjøarealet. I andre aurevatn kan det være store oppvekstareal på rennende vatn i forhold til arealet av innsjøen. Når bestanden i slike innsjøer reduseres, kan det se ut som om innvandringen av yngre fisk fra rennende vatn øker (Dahl 1943 og Borgstrøm 1992a) (fig. 8.).

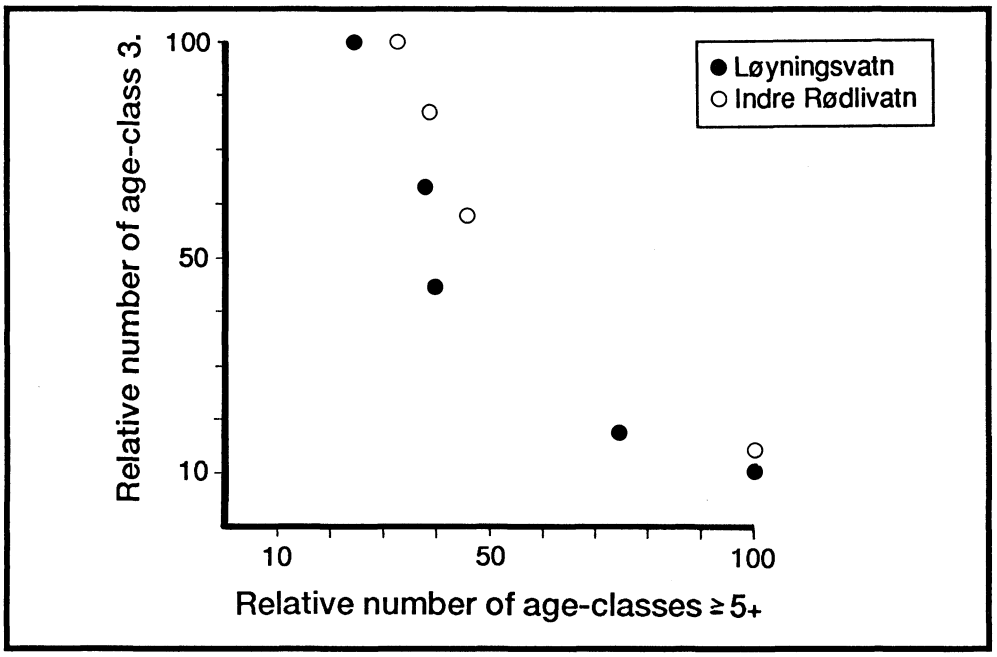


Fig. 8. Forholdet mellom det relative antall av aure > 5 vintre og det relative antall 3-åringer i Løyningsvatn og Indre Rødlivatn. Maksimalt antall for begge aldersgrupper er satt til 100 i begge innsjøer (etter Borgstrøm 1992a).

Med store oppvekstareal på rennende vatn kan det da bli en vesentlig økning i antall ung fisk i innsjøbestanden. Denne økningen kan føre til at det ikke blir frigjort næringsressurser til den eldre fisken selv om mengden av eldre fisk er sterkt redusert. Vekstratene blir dermed mer eller mindre uendret (Borgstrøm 1992b). Også i slike tilfeller er det mulig å få bedret veksten, men det vil kreve at beskatningen av de yngste årsklassene blir intensivert. Raddum et al. (1989) reduserte en tett aurebestand i et terskelbasseng i Eksingedalselva med 75 %, fra 143 til 28 kg ha^{-1}, og på samme måte som i Øvre Heimdalsvatn fikk de her en betydelig økning i fiskens vekstrate. For å opprettholde den forbedra veksten, ble det foreslått at en vesentlig del av 2- og 3-åringene hvert år ble fjernet.

Disse eksemplene viser at det med en rimelig fiskeinnsats per arealenhet er mulig å endre vekstraten for aure, røye og sik i positiv retning både i små og store innsjøer, reguleringsmagasin og i terskelbasseng.

ENDRING AV MINSTEMÅL - ØKT BESKATNINGSALDER

Det er mye fokusert på bestander av aure der rekrutteringen er for liten til at næringspotensialet i innsjøen blir utnyttet.

Det vanlige tiltaket i slike situasjoner er å benytte seg av støtteutsettinger med settefisk. I noen tilfeller kan kanskje dette være den beste ressursutnyttingen, men det er også fullt mulig å øke fiskeproduksjonen i en innsjø vesentlig uten bruk av utsettinger. Dette kan f.eks. gjøres ved biotopforbedrende tiltak på gyte- og oppvekststrekninger, eller det kan manipuleres med fangststørrelsen i stedet for å sette ut fisk.

I trettiåra engasjerte Knut Dahl og Jacob D. Sømme seg mye i dette problemet angående fisket på Hardangervidda (se f.eks. Sømme 1934 og Dahl og Sømme 1934). Fram til 1930-åra hadde det vært en klar tendens til at maskestørrelsen ved garnfisket etter aure på Hardangervidda hadde gått ned. Mange steder der det før var benyttet maskestørrelser på 45 og helt opp i 58 mm, foregikk fisket med maskevidder på rundt 40 mm og ofte mindre enn dette. Resultatet av denne beskatningsendringen var ifølge (Dahl og Sømme 1934) at utbyttet kanskje bare var en tredjedel av hva det hadde vært 20-30 år tidligere. De foreslo derfor at maskeviddene igjen ble øket. Ved garnfisket i juli ble det tatt mye ungfisk, og utbyttet av stor fisk ville ytterligere forbedres om sommerfisket ble stanset (Sømme 1934). En viktig forutsetning ved dette resonnementet er at vektgevinsten ved å utsette beskatningen til fisken er ett eller flere år eldre, er større enn det tapet en får på grunn av økt naturlig dødelighet.

Vi vet fremdeles lite om den naturlige dødeligheten for aure, og variasjoner i naturlig dødelighet både med alder og størrelse på fisken og mellom ulike lokaliteter. Siden aure f.eks. på Hardangervidda ofte har en god vekst, med vekter på 1,5-2,5 kg ved en alder på 13-14 vintre (Dahl og Sømme 1934), og det faktum at den kan oppnå en alder på langt over 20 år, ja, helt opp i mellom 30 og 40 år (Svalastog 1991), antyder at det er lite trolig at den naturlige dødeligheten skulle være særlig stor før fisken var relativt gammel. Flere eksempler viser at den naturlige dødeligheten må være svært lav. Etter utsetting av 30 småaure fanget med flue på elv i Bjønna og utsatt i et mindre fisketomt tjern i Bjørnavassdraget ble 29 fisk, alle med vekt på over ett kg, seinere tatt igjen på garn (R. Olsen, pers. medd.). Sømme (1941) nevner et eksempel der det ble gjenfanget 420 aure med en gjennomsnittsvekt på ett kilo etter en utsetting av 800 yngel i et fisketomt vatn. Sømme oppgir ikke alderen på fisken ved gjenfangst, men høyst sannsynlig har den vært mer enn fire år. Om den var fire år ved gjenfangst, blir gjennomsnittlig årlig dødelighet 15 %, selv om vi starter med den utsatte yngel, og dessuten forutsetter at samtlige fisk til stede ble gjenfanget. Innvandringen til mange av vatna på Hardangervidda og vatn i andre deler av landet finner ofte sted ved en lengde på 12-25 cm (Dahl og Sømme 1934 og Lien 1978), og med en slik størrelse vil dødeligheten høyst sannsynlig være langt mindre enn for yngel.

Tar vi utgangspunkt i en aurebestand som har en årlig potensiell gjennomsnittlig tilvekst på 5 cm fra den er 20 cm til den er 50 cm, og en årlig betinget naturlig dødelighet på 10 %, ville en utsetting av beskatningen fra start på 35 cm's fisk til 45 cm gitt en bestandsøkning fra 119 kg pr. 100 rekrutter til 240 kg om fangstdødeligheten var 60 %. Fangstutbyttet ville ha økt med over 50 %, fra omlag 42 kg til omlag 65 kg per 100 rekrutter (fig. 9.).

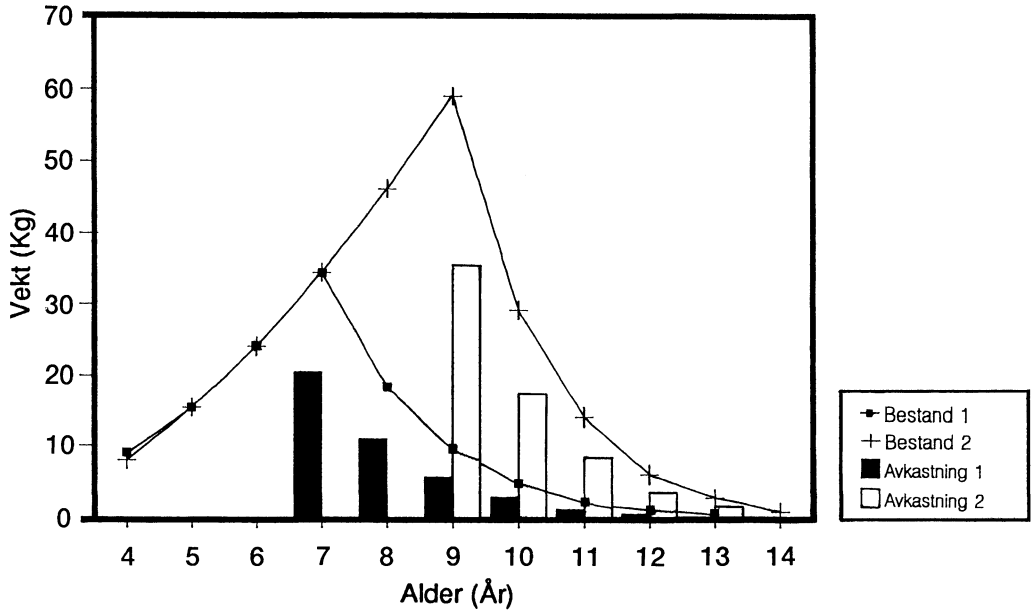


Fig. 9. To modeller for vekt (kg) av aure > 4 vintre og avkastning (kg) i en bestand som har en årlig rekruttering på 100 4-åringer, og der middel tilvekst fra fisken er 20 til 50 cm er 5 cm pr. år, naturlig betinget dødelighet 10 % pr. år, og årlig fangstdødelighet 60 % fra og med fisken er 6 år (svarte søyler og punkter) og fra og med fisken er 9 år (skravert søyler og kryss).

Dette regneeksemplet viser for det første at beskatningen får stor innflytelse på bestandsstørrelsen, og for det andre at tidspunktet for beskatning også får avgjørende betydning for utbyttet. Men det viser også at så lenge det er en ubrukt næringsreserve i vatnet, vil det lønne seg å utsette beskatningen i stedet for å sette ut fisk.

Dahl og Sømme (1934) beskriver utviklingen i avkastningen av garnfisket i Langesjøen der det før 1930 var brukt maskestørrelser helt ned til 35 mm. Da ny bruker tok over i 1930, øket han gradvis maskestørrelsen, slik at det i 1933 ikke ble brukt under 40 mm, og etter august 1934 ikke garn under 45 mm.

Utbyttet av fisket i disse fem årene fra 1930 til 1934 var på henholdsvis 750 kg, 600 kg, 750 kg, 900 kg og 1150 kg. Som forventet ble det m.a.o. en betydelig økning i fangstutbyttet, selv om effekten av øket maskestørrelse i løpet av dette korte tidsrommet ikke fullt ut var realisert. Etter hvert ble maskevidden ytterligere øket til 50 mm, og utbyttet ble 2-3 ganger høyere enn ved starten av omleggingen til grovere maskestørrelser (Sømme 1941).

Et annet eksempel på beskatningens betydning er beskrevet av Julius Ytteborg i et intervju med Aurmark (1992). Under krigen var deler av Femundsmarka forbudt sone, og bl.a. i elva Grøtåa var det ikke blitt fisket på flere år da Ytteborg sammen med to andre kom der i 1946. De tok på stang betydelige mengder aure med en gjennomsnittsvekt på 1850 gram. Etter få år med hard beskatning med garn var elva tømt for stor fisk. Lignende eksempler finner vi mange av, også for røye, der hard beskatning av stor fisk etter kort tid kan føre til overbefolkning (Stensli 1985).

For å redusere beskatningen av stor fisk, og samtidig redusere rekrutteringen, kan det settes en øvre grense for tillatt brukt maskevidde på faststående redskap. Ifølge (Langeland og Jonsson 1990) hadde fisket i Songsjøen foregått i 17 år med maskevidder over 22 mm, uten at størrelsen på smårøya i vatnet økte. De foreslo at i innsjøer med sympatriske bestander av aure og røye bør det være en øvre grense for tillatt maskevidde på 29 mm for å redusere rekrutteringen og samtidig få utnyttet restbestandens vekstpotensiale. Dette er høyst sannsynlig et riktig prinsipp, men den øvre grensa for maskevidde vil trolig variere med rekrutteringsforhold for de to artene.

Selv om det har vært drevet mye informasjon om den gevinst en kan oppnå ved manipulering med minstemål, maskevidder på garn og fiskeinnsats (se f.eks. Jensen 1972), synes det likevel som om denne informasjonen bare i liten grad har påvirket praktisk forvaltning av laksefiskbestander.

FORTSATT SATSING PÅ FORSTERKNINGSTILTAK

Ethvert tiltak for å styrke fiskebestander har en kostnadside, og det vil være nødvendig at tiltakene blir gjenstand for en nytte-kostnadsanalyse. De områder som er gjennomgått i denne oversikten, dvs. manipulering av fiskesamfunn ved bruk av predatorfisk og utfiskinger, og bedre bruk av bestanders vekstpotensiale ved hjelp av endret minstestørrelse ved fangst, vil trolig i mange tilfelle komme godt ut i en slik analyse. Det er derfor all grunn til fortsatt og utvidet satsing på ulike bestandsmanipuleringer som sentrale fiskeforsterkningstiltak. Med en vitenskapelig oppfølging for å få større innsikt i hvordan ulike bestandsregulerende mekanismer virker inn på de dynamiske endringene i et fiskesamfunn, kan slike tiltak ytterligere forbedres biologisk og økonomisk.

Videre bør det satses mer på å forbedre mulighetene for naturlig rekruttering til aurebestander i magasiner der det er underskudd på rekrutter. Tilsvarende bør det klarlegges om den naturlige rekrutteringen til bestander i reguleringsmagasin endrer seg over tid, m.a.o. om det finner sted en genetisk tilpasning til de endra gyte- og oppvekstforholdene.

REFERANSER

Amundsen, P. A. 1988. Effects of an intensive fishing programme on age structure, growth and parasite infection of stunted whitefish (Coregonus lavaretus L. s. l.) in Stuorajavri, northern Norway. Finnish Fish. Res. 9: 425-434.

Amundsen, P. A. 1989a. Effects of intensive fishing on food consumption and growth of stunted Arctic charr (Salvelinus alpinus L.) in Takvatn, northern Norway. Physiol. Ecol. Japan, Spec. Vol. 1: 265-278.

Amundsen, P. A. 1989. Mange munner å mette. Ottar 176 (3): 19-24.

Aurmark, S. 1992. Et fiske med lange linjer. Jakt & Fiske 121 (12): 34-38.

Barlaup, B. T., Åtland, Å. og Raddum, G. G. 1989. Improved grow the in stunted brown trout (Salmo trutta L.) after reliming of Lake Hovatn, southern Norway. Water, Air, and Soil Pollution 47: 139-151.

Borgstrøm, R. 1992a. Relationship between annual recruitment and density in a lacustrine population of allopatric brown trout (Salmo trutta). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1107-1113.

Borgstrøm, R. 1992b. Effect of increased fishing mortality and recruitment on production in a stunted allopatric brown trout (Salmo trutta) population. (Submitted).

Brabrand, Å. 1992. Effekt av fórfiskbestander ved utsetting av gjørs i eutrofe innsjøer. FFT (NAVF) Framdriftsseminar Røros 1991, Abstracts: 12.

Brabrand, Å. og Faafeng, B. 1989. Gjersjøen. pp. 56-57. I: Olsen, Y. og Vadstein, O. (red.). NTNFs Program for eutrofieringsforskning, faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88. NTNF Utvalg for eutrofieringsforskning.

Brabrand, Å. og Faafeng, B. 1993. Habitat shift in roach (Rutilus rutilus) induced by pikeperch (Stizostedion luci operca) introduction: predation risk versus pelagic behaviour. Manus sendt Oecologia.

Dahl, K. 1943. Ørret og ørretvann: studier og forsøk. J. W. Cappelens Forlag, Oslo. 182 pp.

Dahl, K. og Sømme, I. D. 1934. Ørretfisket på Hardangervidda. Norges Jæger og Fiskerforb. tidsskrift 63: 609-629.

Grotnes, P. og Klemetsen, A. 1989. Et storstilt økologisk eksperiment. Ottar 176 (3): 42-49.

Hesthagen, T. og Johnsen, B. J. 1989. Lake survival of hatchery and pre-stocked pond brown trout (Salmo trutta L). Aquaculture and Fish. Mgm. 20: 91-95.

Hesthagen, T. og Staurnes, M. 1991. Akklimatisering av sette fisk. Fysiologisk effekt ved utsetting av fisk i ionefattig vann. FFT (NAVF) Framdriftsseminar Røros 1991, Abstracts: 24.

Huitfeldt-Kaas, H. 1916. Om indsættelse av nye sorter fiskeaat i vore fiskevand. Landbruksdepartementet, Særtrykk av Fiskeriinspektørens indberetning om ferskvandsfiskeriene for årene 1912-1913. Centraltrykkeriet, Kristiania.

Jensen, K. W. 1972. Drift av fiskevann. Fisk og Fiskestell 5: 1-61.

Jensen, K. W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout (Salmo trutta L)., in Lake Øvre Heimdalsvatn, southern Norway. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56: 18-69.

L'Abée-Lund, J. H. 1991. Fiskeutsettinger - et reelt forsterkningstiltak? Fauna 44: 173-180.

Langeland, A. 1986. Heavy exploitation of a dense resident population of arctic char in a mountain lake in Central Norway. North Amer. J. Fish. Mgm. 6: 519-525.

Langeland, A. 1992a. Kanadarøye - biologi og konsekvenser ved utsetting i Norge. NINA Forskningsrapport 23: 1-22.

Langeland, A. 1992b. Kanadarøye og røye i Kvesjøen og Rømmervatna i Lierne. NINA Forskningsrapport 24: 1-15.

Langeland, A. og Jonsson, B. 1990. Management of stunted populations of Arctic charr (Salvelinus alpinus) and brown trout (Salmo trutta) in Norway. pp.396-405. I: van Densen, W. L. T., Steinmetz, B. og Hughes, R. H. (red.). Management of freshwater fisheries. Proceedings Symposium organisert av EIFAC, Gøteborg 1988. Pudoc, Wageningen.

Langeland, A. og Moen, V. 1992. Røyas tilstand og framtid i mysissjøer i Norge. NINA Forskningsrapport 22: 1-21.

Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout population of Øvre Heimdalsvatn. Holarct. Ecol. 1: 279-300.

Raddum, G. G., Fjellheim, A. og Sægrov, H. 1989. Removal of brown trout (Salmo trutta L.): changes in population dynamics in a weir basin in Western Norway. Regulated Rivers: Research and Management 3: 225-233.

Saltveit, S. J. og Brabrand, Å. 1989. Intensive whitefish exploitation: effects on population structure of whitefish (Coregonus lavaretus L.) and brown trout (Salmo trutta L.) in a mountain reservoir. Fauna norv. Ser. A 10: 19-24.

Stensli, J. H. 1985. Fiskesamfunn og bestandsregulerende mekanismer i høgfjellsvatn i Indre Troms. Hovedoppgave Inst. for naturforvaltning, NLH.

Svalastog, D. 1991. A note on maximum age of brown trout (Salmo trutta L.). J. Fish Biol. 38: 967-968.

Sømme, I. D. 1934. Fiskets beskatning av ørretbestanden på Hardangervidda. Norges Jæger og Fiskerforb. tidsskrift 63: 405-421, 478-489, 512-522, 580-593.

Sømme, I. D. 1941. Ørretboka. Jacob Dybwads Forlag, Oslo. 591 pp.

Werner, E. E., Gilliam, J. F. Hall, D. J. og Mittelbach, G. G. 1983. An experimental test of the effect of predation risk on habitat use in fish. Ecology 64: 1540-1548.

Aass, P. 1971. Norske erfaringer med settefisk av ørret, regnbueørret og relikt laks. Information Søtvattens laboratoriet Drottningholm (12): 1-35.

Aass, P. 1984. Management and utilization of arctic charr in Norwegian hydroelectric reservoirs. p. 277-291. I: Johnson, L. og B. L. Burns (red.). Biology of the Arctic charr, Proceedings of the International Symposium on Arctic charr, Winnipeg, Manitoba, mai 1981. Univ. Manitoba Press, Winnipeg.

Aass, P. 1991. Økologiske forandringer og fiskeriproblemer i regulerte fjellvann. Fauna 44: 164-172.

Aass, P. 1992a. Utsetting av storørret: Erfaringer og resultater fra Norge. DN-rapport 1992-4: 106-119.

Aass, P. 1992b. Forsterkningsutsettinger av ørret. FFT-sluttrapporter 1992 (NAVF): 1-20.

REFERAT FRA DISKUSJONER

AURLANDSVASSDRAGET - TVERRFAGLIGE ERFARINGER OG VURDERINGER

Det ble reist spørsmål om flere fagfelt burde vært trukket inn i etterundersøkelsene i forbindelse med Aurlandsutbyggingen. Spesielt grunnvann var savnet pga. sammenhengen mellom grunnvann og bunndyrproduksjon, og sedimenttransport/fluviale prosesser.

Det ble understreket at kunnskaper fra undersøkelser i vassdrag må benyttes til å løse praktiske problemstillinger. Dette kan gjøres ved hjelp av fysiske beskrivende vassdragsmodell og vassdragssimulatoren. Disse verktøyene kan koordinere de ulike fagområdene, og danne et beslutningsgrunnlag for inngrep i vassdrag, samt og gi bedre grunnlag for "kjøringen" av vassdraget.

TERSKLERS VIRKNING PÅ MILJØET I REGULERTE VASSDRAG

Det ble spurt om tersklens fysiske utforming var blitt evaluert mht. biologiske forhold. Dette har ikke blitt gjennomført innenfor Biotopjusteringsprogrammet, men tas til etterretning for framtidig forskning. Det har vist seg at kulper i uregulerte vassdrag har samme funksjon som produksjon (biomasse) på strykstrekninger mellom terskler. Kunstige sedimentfeller kan også lages for å høyne produksjonen. Den dynamiske vekselsvirkningen mellom stryk og terskelbasseng ble framhevet. Vannarealet mellom terskel og strykstrekning har stor betydning for biomasseproduksjonen.

Det ble reist spørsmål fra forvaltningen om private tiltak også må sende byggemelding før inngrep iverksettes, og hvilke tillatelser forskerne må ha før de starter sitt arbeid. Svaret var at forskerne informerer grunneierne og forvaltningsmyndighetene og dette ser ut til å være tilstrekkelig. Bygging av terskler i regulerte vassdrag, fra det offentliges side, er konsesjonpålagt, mens private tiltak er umulige å kontrollere/styre. Tiltak i vassdrag kan imidlertid styres gjennom forskrifter i den nye "Lakse- og innlandsfiskeloven". Fylkesmannen er forvaltningmyndighet for denne loven, og forutsetningen er at tiltakene har påviselige virkninger på økosystemet. Virkninger av terskler kan betraktes fra to synsvinkler; virkningen på økologien, og uheldig/heldig bruk av bassengene (fiskeplasser).

Med hensyn til forholdet mellom spyleflom og vegetasjon, er det usikkert hvorfor det er lite vegetasjon i Skjoma. I Ekso har vegetasjonen tålt spyleflommen, mens tørrlegging var et større problem her. Problemer med ny vegetasjon oppstår oftest i innsjøpregete terskeldammer.

Det ble reist spørsmål om Norges forhold til EF vil forårsake endringer innen FoU-arbeidet. Innenfor EF er konsekvens-analysene avhengig av miljøkonsekvenser, og ikke av økonomiske konsekvenser slik som hos oss. Hvis dette er aktuelt vil det bli vurdert i fase to i etterundersøkelsesprogrammet.

LANDSKAP OG FRILUFTSLIV

Det ble påpekt at sekundæreffektene av en utbygging var viktig. Men oftest var kommunene klar over dette og planla økonomisk gevinst av hyttebygging, skitrekk, m.v. Det kan i den forbindelse nevnes at skiaktiviteten i Vargebreen i Aurlandsvassdraget ble stoppet av hensyn til villrein.

Etter utbyggingen blir spesielt den nedre delen av Aurlandsdalen brukt til fotturer av nye og yngre turister. Disse gruppene er lite interessert i den øvre delen hvor inngrepene dominerer landskapsbildet. DNT arrangerer turer fra Finse til Vassbygdi for å kompensere for den nedgangen de har registert i besøkstallen bl.a. på Geiteryggshytta.

Når det gjelder bruk av anleggsveier, blir disse lite brukt i Aurlandsdalen i forhold til Alta.

Negative sekundæreffekter av økende friluftsaktiviteter i regulerte områder spesielt i høyfjellet, er ferdselsforstyrrelser hos sårbare/truede dyrearter. Forurensningen er også blitt et problem.

FUGL OG VILT

Det ble sagt at neddemming ikke får konsekvenser for voksen fugl. Fulg kan ikke hekke i neddemt areal; rype må f.eks. finne alternative områder. Det er vist seg at totalpopulasjonen har gått ned i forhold til neddemt areal.

Det ble også kommentert at reguleringer fører til at våtmarkskarakteren kan bli ødelagt, og at det blir få vadefugler i regulerte sjøer. Men økt tilgroing gir økt antall ande-/vadefugler, som eksempel på dette ble nevnt Nesjøen i Nea. Det ble også påpekt at manøvreringen ofte forårsaker utvasking og utarming av strandsonen, og at dette får konsekvenser for vadefuglene. Næringstilgangen blir først god, for så å bli fattigere pga. utvaskinger i reguleringssonen. Gjennom tiltak kan man imidlertid lage gode våtmarksbiotoper.

RESTAURERING AV VÅTMARKER

Det ble poengtert at naturlige variasjoner med flommer er viktig for produksjon/næringstilgang langs vassdragene. Stabil vannstand er derfor ikke ønskelig for fugl og vilt.

Vedlikehold av nyetablert vegetasjon i våtmarker må vurderes opp mot hvilke mål man har hatt med å sikre/etablere våtmarker. Sett fra en botanisk synsvinkel kreves det ikke vedlikehold, mens ornitologene må bestemme vedlikeholdsgraden hvis ønsket er å få til gode fuglebiotoper. Store våtmarker krever store vannstandsfluktuasjoner.

Det ble gitt en kort oppsummering av bunndyrundersøkelser i Myrkdalsdeltaet i Vosso fra 1988-1991. Det ble dokumentert lite liv rett etter inngrepet, men en stor økning fra 1989. Dette er nå i ferd med å stabilisere seg. For fugl fant man at sammensetningen av arter hadde endret seg i forhold til arter knyttet til jordbruks-/kulturpåvirkede områder.

Det ble reist flere spørsmål angående Søya, bl.a. om man er fornøyd med resultatet, og om det alltid er positivt å øke biodiversitet og produksjon. Kanaliseringen av Søya er resultatet av en lang prosess som begynte i 1935, og idag ville antagelig en slik plan aldri blitt iverksatt. Man sammenlignet med elver i Tyskland hvor man nå restaurerer ved å grave opp kanalene og gi elva en mer naturlig linjeføring. De forskningsmessige resultatene fra Søya er man imidlertid fornøyd med. Videre bør ikke målet være å øke produktiviteten i alle norske vassdrag. Det bør skilles mellom sterkt påvirkede vassdrag, og de som er lite påvirket av menneskelig aktivitet.

Spørsmål om utsetting av fisk ble også tatt opp, og utsetting av Canadarøya ble spesielt nevnt. Her ble det vist til at det nå er kommet en ny lov for laks- og innlandsfiske, som sier at all utsetting av fiske er forbudt uten tillatelse. Lovens mål er å beholde biologisk mangfold og naturlig bestander, ikke mest mulig fisk.

PANELDISKUSJON; VANNRESSURSENE - FORVALTNING OG FORSKNING. HVA ER UTFORDRINGENE I FREMTIDEN?

Referat fra paneldeltagernes innlegg.

Adm.dir. Håkon Thaulow, Norsk institutt for vannforskning, innledet paneldiskusjonen med å gi en oversikt over ulike faktorer som påvirker våre vannressurser. Det ble i den anledning nevnt; samfunnsutvikling generelt, økosystemutvikling, inngrepsutvikling, brukerinteressenes krav og offentlig forvaltning herunder forskning. For samfunnsutvikling spesielt ble forhold som; oljeprisutvikling, rentenivå, tilpasning til Europa og eksportindustriens konkurranseevne fremholdt som viktige innvirkende faktorer. Vannkraftteknologi og kunnskap om virkninger ble fremhevet som viktige eksportartikler ved svikt i hjemmemarkedet. Thaulow stilte også spørsmål til om Norge vil bli en toppbelastningsenhet ved at man går inn i et europeisk energiforsyningssystem.

Det ble fra Thaulows side etterlyst en generaloverhaling av forvaltningssystemet innen natur- og ressurssektoren, og at dette burde skje ved et tungt utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon. Miljøverndepartementet ble foreslått omdøpt til departementet for miljø- og naturressurser, med statlige og regionale miljø- og ressursenheter.

Når det gjaldt forskningssektoren ble omorganiseringen til Norges forskningsråd beskrevet som en frisk gjennomgang av det tidligere systemet.

Som innledning til paneldiskusjonen kom Thaulow med en del synspunkter, som kan sammenfattes i følgende punkter:

* Behov for tverrsektorelle prosjekter, ikke nødvendigvis tverrfaglige (eks. vassdragssimulatoren).

* Innsats bør rettes mot opplysninger på makrostørrelser, for å få et gjennomarbeidet og systematisk helhetsbilde av hva man vet omkring virkninger av reguleringer etter å ha drevet konsekvensutredninger siden slutten av 60-årene.

* Biotopjusteringer (i vid forstand) vil være et viktig innsatsområde. Vi må leve med de reguleringer vi har. Store utbygginger vil trolig ikke skje på kort sikt. Det er vanskelig å tenke seg at eksport av kraft skal kunne finansiere nye utbygginger.

* Det er behov for dybdeforskning, men også forskning som går på tvers. Vi må aggregere kunnskap om det vi vet, og ikke legge for stor vekt på å gå dypere.

* For å kompensere for bortfallet av hjemmemarkedet, kan norsk vannkraft-kompetanse eksporteres. Verdensbanken, NORAD og andre har krav til utredninger av miljøkonsekvenser. FoU-miljøene må delta i internasjonale prosjekter.

Fagkonsulent Halvdan Buflod, Norges forskningsråd, innledet med noen ord om perspektivene i forbindelse med etablering av det nye forskningsrådet. Det ble understreket at omorganiseringen av de tidligere 5 forskningsrådene ikke ville innebære så store endringer på kort sikt.

Det ble gitt en kort orientering om den nye organisasjonen i forskningsrådet, og hovedsteinen i byggverket ble illustrert ved de nye 6 områdestyrene, som er;

1. Industri/Energi
2. Bioproduksjon/Foredling
3. Miljø/Utvikling
4. Medisin/Helse
5. Kultur/Samfunn
6. Naturvitenskap/Teknologi

Integrasjon og samvirke mellom grunnforskning og anvendt forskning samt at alle områdestyrene skal ha ansvar for å integrere miljøperspektiver og bærekraftig utvikling i sin virksomhet ble nevnt som forutsetninger som lå til grunn for danning av det nye forskningsrådet. Et viktig premiss som ble fremholdt, var at den indre strukturen skal være brukervennlig og lett tilgjengelig for næringsliv, forvaltning og forskningsinstitusjoner.

Det ble også gitt en gjennomgang av de 7 grunnleggende forskningstemaer som inngår i strategisk plan for norsk miljøvernforskning, og disse er forskning om:

1. samfunnsmessige forutsetninger for en bærekraftig utvikling
2. miljøvennlig teknologi
3. biologisk mangfold
4. bærekraftig ressursforvaltning
5. klimaendring
6. forurensninger og deres virkninger på menneske og miljø
7. kultur og miljøbetinget livskvalitet

Disse temaer ble antydet som grunnlag for innholdet i områdestyret for miljø og utvikling, men videre bearbeidelser og forhandlinger om dette gjenstår.

Underdir. Astrid Langvatn, Direktoratet for naturforvaltning, pekte på at forvaltningen står overfor en rekke utfordringer på ulike nivå. Navneendringen til Direktoratet, fra å være Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske, via Direktoratet for vilt og ferskvannsfiske, til dagens Direktoratet for naturforvaltning (DN) ble gitt som eksempel på dette. Langvatn understreket at DN arbeider med hele spekteret innen naturforvaltning, og dette forutsetter en helhetlig økosystemtanke for det som det arbeides med i Direktoratet. Det ble også påpekt at det var DNs oppgave å fortsatt ta vare på naturvern-interesser, friluftslivsinteresser og naturopplevelser, og at alt dette også gjelder i DNs oppgave i tilknytning til vannressursforvaltningen (bevaring og flerbruksaspektet).

Saker som gjelder vassdragsutbygging ble nevnt som sentrale for DN, og her ble hjemfall- og opprustningssaker påpekt som viktige utfordringer i fremtiden.

Når det gjaldt FoU understreket Langvatn viktigheten av å ikke stoppe opp etter konferansen, men gå videre og definere behovene mer konkret. Det ble etterlyst mer

åpenhet fra forskernes side og et nærmere samarbeid med utgangspunkt i oppgavene de ulike parter har.

Å inneha så stor kompetanse at man kan være i dialog med forskerne, og at man kan begrunne det man bestemmer i tiden fremover, ble sett på som DNs største utfordring.

Org.sjef Tore Rolf Lund, Den Norske Turistforening, mente at man i dag på mange måter står ved et veiskille når det gjelder vassdragsforvaltningen, og at man med noen justeringer av Verneplanen kan oppnå et nasjonalt kompromiss, og dermed en overgang fra kampfase til samarbeidsfase.

Lund beskrev norsk vassdragsnatur som unik i internasjonalt perspektiv, og mente derfor at Norge har et enormt ansvar for å ta vare på denne naturarven. Kulturarven i tilknytning til vassdragene ble det etter Lunds mening fokusert alt for lite på i denne sammenheng.

Av viktige oppgaver for fremtiden ble følgende nevnt;
* Hjemfallssaker/Revisjon av gamle konsesjoner.
* Andre inngrep i vassdragene.
* Ta vare på de vernede vassdragene og de andre uberørte vassdragene.

Når det gjelder FoU i fremtiden ble biotopjustering ansett som svært viktig. Det ble også sett på som aktuelt med ren restaurering av vassdrag. Av andre viktige FoU-utfordringer ble nevnt; ivaretagelse av kompetanse, bygge videre på lange måleserier, bedre utnyttelse av gamle data og utarbeidelse av synteser.

Det ble uttrykt ønske om at vannressursforvaltningen burde komme bort fra Nærings- og energidepartementet, og Thaulows ide om omorganisering av natur- og ressurssektoren fikk full støtte av Lund.

Adm.dir. Pål Mellquist, Glommens og Laagens Brukseierforening, hevdet at til tross for gode intensjoner og stor dyktighet manglet det litt for å få enkeltelementene til å gå sammen. Mellquist utfordret til syntetisering for å kunne se den relative betydningen av de enkelte fagene og få satt de i sitt relative perspektiv, men også å se på overførings-verdien av det man driver med slik at man unngår å begynne på nytt ved enhver anledning.

Når det gjelder Thaulows forvaltningsmodell får den støtte av Mellquist, som hevder at man uten sammenheng, uten å bruke samme metodikk og uten å bruke samme over-ordnede målsetting har omorganisert den ene statsforvaltningen etter den andre. Departe-menter har blitt sammenslått og direktorater endrer navn. Hver for seg kan disse tenkes å fungere, men helheten etterlyses. Mellquist oppfordret til å se på denne strukturen på nytt, og da ut fra en ressursforvaltningsmodell mer enn en forsvarsmodell.

Mellquist etterlyste en opprenskning av en del forhold som kan sammenfattes som følger; "Det er viktig å definere hva vi vil, men først må vi finne ut hvem er vi. Og hvem er det som tillater seg å være vi på vegne av andre".

Fakultetsdir. Kjell Sælen, Universitetet i Bergen, innledet med noen ord om intensjonene ved etablering av Universitetet i Bergen i 1946, som i tillegg til å ha vanlige universitetsfag skulle vise en spesiell interesse for Vestlandets natur. Det ble gitt en del faktiske opplysninger om ressursene ved Universitetet i Bergen, som kan sammenfattes i følgende punkter;

* Budsjettene har endret seg lite.
* Oppdragsvirksomheten har hatt en kolossal vekst.
* Oppdragsvirksomhet på fakultetet drives pr. i dag for 90 mill. kr.
* Budsjettet for fakultetet er pr. i dag 150 mill. kr.
* Prognoser mot år 2000 tilsier at oppdragsbudsjettet blir like stort som grunnbudsjettet.

Det ble sagt at oppdragsvirksomheten tidligere ble sett på som lite forskningsmessig, og at dette henger ved også i dag. Det ble opplyst at Universitetet søker personer fra næringslivet til bistillinger, og at Universitetet i større grad ønsker å bidra til næringsutvikling.

Sælen informerte om stillinger av ovenfornevnte art som Universitetet i Bergen allerede har, eller har planer om å opprette, og dette er; professor II stilling i glasiologi, stilling i snø- og isforskning (utlyses høsten -93), professor II stilling i hydrogeologi og forskningsstipend i hydrogeologi. Dette bidraget ble fra Universitetets side sett på som lite i forhold til den store innsatsen NVE og andre har gjort på dette området.

Viktigheten av å følge opp tidligere undersøkelser ble understreket. Som eksempel ble nevnt undersøkelsene i Jostedalen og på Hardangervidda, og muligheten man bør ha for å gå inn med nye undersøkelser etter en viss periode på 10-20 år. Denne forskningen ble sett på som viktig, også ved at den bidrar til grunnforskningen på universitetene.

Avd.dir. Bjørn Wold, Norges vassdrags- og energiverk, gav uttrykk for at konferansen hadde gitt en fin oversikt, men at det i fremtiden burde satses mer på andre områder enn fisk og bunndyr, og at dette måtte være en utfordring.

Wold påpekte at det ikke var snakk om noen ny stor ressurstilgang, og inntil man får en bedre organisert vannressursforvaltning, bør man bedre samarbeidet mellom de ulike institusjonene. Den nye energiloven ble også sett på som en utfordring for fremtiden.

Om samarbeid og forskning sa Wold at noe av det viktigste ville være å følge opp en del av de undersøkelsene som er utført, og det i et langsiktig perspektiv. Dette ble eksemplifisert ved NVEs samarbeid med SFT og DN om et felles stasjonsnett for en rekke andre parametre enn bare fysiske vannparametre, at man får til et langsiktig stasjonsnett også for kjemiske og biologiske parametre. Og i tillegg få til et samarbeid for å utnytte ressursene best mulig. Et samarbeid for å utnytte ressursene best mulig ble også sett på som en utfordring i tiden fremover.

Referat fra paneldiskusjonen.

Det ble under paneldiskusjonen kommentert at mye ny og viktig informasjon om fisk hadde kommet frem på konferansen, men informasjon om fugl og pattedyr ble etterlyst. Det ble anslått at det i løpet av 1993 ble utført mindre enn ett årsverk totalt i landet når

det gjaldt forskning på fugl og pattedyr. Trenden ble beskrevet som negativ, og det ble etterlyst tiltak for å opprettholde forskningskompetansen på dette feltet.

Det ble også i denne bolken understreket hvor viktig det er med syntetisering. To tilnærmingsmåter ble foreslått, den ene via vassdragssimulatoren og den andre via menneskene. Oppdragsvirksomheten ble spådd nedadgående, så en internasjonalisering ble av flere fremhevet som viktig, bl.a. gjennom eksport av den vannkraftkompetanse som henger sammen med miljø.

Thaulows modell for organisering av natur- og ressurssektoren, som stort sett ble godt mottatt i panelet, ble av enkelte i salen fremstilt som gammeldags. Dette på grunnlag av det man i dag ser i industrien, nemlig at teknikk og miljø går hånd i hånd i planlegging og utvikling av ny virksomhet. Forskere, forvaltere, teknologer og planleggere jobber sammen på et tidlig stadium. Dette ble etterlyst i Thaulows modell. Det ble også advart mot for store fagmiljøer i et lite land som Norge.

Det ble presisert fra forskerhold at det er stor forskjell på å reise en problemstilling og tro man kan noe om det, til å omgjøre dette til forskning og kunnskap. Kommentaren ble gitt som forsvar for at enkelte aktører hadde hørt det samme i mange år. Problemet ble illustrert ved inngrep i vassdrag, der det ofte er en rekke inngrep som går i hverandre og lager en kompleks natur- og miljøsituasjon, noe som vanskeliggjør forskningen. Det ble understreket at det er et langt steg å gå fra å ha en hypotese, til dette kan ligge på bordet som kunnskap man kan bruke i forvaltningen.

Fra forskerhold ble det hevdet at det kan være vanskelig å nå frem med nye ideer til forvaltningen. En del systemer er tungrodde, og det ble etterlyst mer "spenstighet" innen forvaltningen til å ta imot innspill.

Det ble advart mot å tro at man kan få både i pose og sekk når man går løs på nye tiltak i opprustnings- og utvidelsesprosjekter, resultatet kan være at et enormt ENØK-potensiale ikke blir realisert. Dersom man ønsker seg inn på det internasjonale markedet trenger man CV som må inneholde erfaring fra utenlandsoppdrag, og de som vil ut ble oppfordret til å begynne å forberede seg nå.

Oppsummering fra paneldeltagerne.

Wold mente at det var uheldig med et skarpt skille mellom forskning og forvaltning, hvilket kunne hindre nettopp "spensten" i forvaltningen. Han mente videre at det kunne være gunstig at også forvaltningsinstitusjonene drev selvstendig forskning, for lettere å kunne tilegne seg andre ting.

Wold var skeptisk til at alle forskningsmidlene går til Forskningsrådet for videre fordeling, og mente at det på denne måten ble mindre å fordele på praktisk målrettet forvaltningsforskning.

Sælen påpekte at det samarbeidet og den samarbeidsavtalen som man har mellom Universietetet og NVE, om Eksingedalen, vil bli videreført uavhengig av forskningsmidlene.

Mellquist uttrykte håp om samarbeid mellom de ulike institusjonene som er på banen i dag innen forvaltningen. Behovet for samarbeid ble poengtert som viktig for å få de knappe ressursene til å strekke til.

Lund viste til at det ble hevdet at det internasjonalt er den "grønne turismen" som vokser mest, og at den norske vassdrags-naturen vil få økende internasjonal verdi når man ser noen 10-år fremover. Revisjon av gamle utbygginger og opprustning ble nevnt som viktige saker å ta med videre i arbeidet med forvaltningen av de vernede vassdragene.

Langvatn så utfordringene i fremtiden nært knyttet opp omkring nye vilkår og vurdering av konsesjoner, og dette ble beskrevet som en stor oppgave for naturforvaltningen. Langvatn så et stort behov for å få identifisert forskningsbehovet, og DNs innsats når det gjelder initiering av forskning vil ta utgangspunkt i reguleringsproblematikken, men med ny innfallsvinkel. Som en kommentar til at forvaltningen ikke tar nye ideer og ikke følger opp, oppmodet Langvatn forskerne til å bistå forvaltningen med råd på bakgrunn av den kunnskap de sitter inne med.

Buflod understreket at en av intensjonene med å opprette Norges forskningsråd var å få til en integrasjon mellom grunnforskning og anvendt forskning, i tillegg fremme helhetssynet og tverrfagligheten. Det ble forespeilet at anvendt forskning trolig blir organisert i form av forskningsprogrammer, i alle fall på miljø- og utviklingsområdet, og at utviklingen av programmene blir organisert på basis av samspill mellom forskere og brukere. Buflod mente at det fortsatt vil finnes kanaler som gode ideer og innsikt kan fremmes gjennom.

Thaulow oppsummerte til slutt noen viktige punkt som de fleste av paneldeltagerne hadde vært inne på, og som man ble oppfordret til å rette seg inn på i fremtiden. Disse er gjengitt nedenfor.

* Oversikt over kunnskap.
* Synteser.
* Tverrfaglighet/tverrsektorell virksomhet.
* Biotopjustering med utgangspunkt i eksisterende reguleringer.
* Eksport av norsk kunnskap.

AVSLUTNING

Per Einar Faugli

Konferansen har nå kommet til veis ende. Jeg skal ikke forsøke å oppsummere dens faglig innhold, det er ikke mulig. Og dette skal ikke være noen festtale. Men jeg vil kommentere visse momenter som blir viktige i oppfølgningsarbeidet.

Vi har snakket veldig mye om **hva vi vil ha**, og om **hvem er vi**? Jeg er enig i de poengene som Mellquist tok opp der. Men jeg sitter ihvertfall med den følelsen at nå kan vi egentlig skape eller danne det vi må ønske av mangfold i vassdragene. Vi kan i sum "skape" et levende kulturlandskap (for å bruke et aktuelt stikkord) når vi først har gjort inngrep.

Utgangspunktet er alltid naturlandskapet uten at jeg skal dra igang ny diskusjon. Naturlandskapet finner vi kan hende i nedre del av Aurlandsvassdraget, i hvert fall sett med malerens Flintoes øyne på 1800-tallet.

Så tar jeg et punkt til. Det har stadig vært nevnt behovet for referansevassdrag. Dette er et området vi har et samarbeide på. Det har nylig vært et møte om dette og vi håper at Referansevassdragsprosjektet vil gå videre.

Nå nevnte Håkon Thaulow et møte i Vannforeningen om diffensiert forvaltning av vernede vassdrag. Det er et annet området som forvaltningsorganene samarbeider på. Vi ser her at det er et stykke å gå før vi kommer i mål. Men vi er enige om målet; **å bedre grunnlaget for en bedre vassdragsforvalting.**

Altså: Samarbeid må til.

Vassdragssimulatoren har vært nevnt, men den ble ikke satt opp som eget tema, fordi dette er et stort felt og ville ha krevd flere innlegg. Det har nylig vært et internasjonalt seminar om vassdragssimulatoren i Trondheim. Det ble også spurt om hvorfor ikke kulturminner er tema her. Vi har bevisst holdt dette utenom. Vi er 175 deltagere her nå, og da ville vi kanskje vært 300, så et sted måtte vi sette grense. Dette var bevisst og jeg nevnte innledningsvis på tirsdag at også fagfeltene fjorder og lokalklima ble holdt utenom. Men arrangørene er klar over at "inngrep i vassdrag" er et stort tema når konsekvenser og tiltak skal omtales.

Ett punkt er nytt i forhold til alle de tidligere konferanser. Det er **internasjonalisering av kompentanse** og deltagelse i prosjekter ute. Det har ikke vært oppe tidligere. Men vi håper gjennom EFFEN-programmet å få den norske kompetanse inn i utenlandske vassdragsprosjekter.

Så har det vært mye snakk om forskning, og forholdet mellom forvaltning og forskerne. Det er helt klart at der må det et samspill til. Det er vi opptatt av og vi har hørt om enkelte prosjekter hvor dette har lykkes. Vi må informere hverandre om resultatene slik at vi kan nyttegjøre disse. Denne konferansen er i så måte jo et ledd i dette. Forskningsstasjonen i Eksingedalen er nevnt som et eksempel for å tjene formålet med å bedre tverrfaglig forskning og som det ble sagt; det er UiB, NVE og BKK, kommunen og grendalaget som har gått sammen og gjort et løft for å få dette til.

Altså: Tverrfaglighet må også til.

Da har jeg nevnt tverrfagligheten og hvor viktig det er med samarbeid på dette punktet. Men vi må bli flinkere i tiden framover. Hva så etter denne konferansen? Jeg sa at dette skulle ikke være noen festtale, fordi arrangørene VR og NVE har lagt en plan for oppfølgningen. Vi skal ikke reise herfra for så å glemme det hele. Det vi har hørt her, det er jo toppen av isfjellet. Svært mange har hatt for dårlig tid til å få frem alt fagstoffet de ville, men det er ikke satt begrensninger for manuset. Disse manusene blir nå samlet i en egen rapport. Om det blir til ett bind eller fire får tiden vise, men vi håper det vil bli et oppslagsverk. Dette er den nasjonale kunnskapsplattform pr. dato. Det er vårt håp at vi skal få utabeidet "direktørutgaven" også i nær framtid. Rapportene, når de kommer, skal bli sendt til alle konferansedeltagerne.

Da har ikke jeg tenkt å si så mye mer. Jeg vil på vegne av arrangørene få takke de som har vært med og dratt lasset og sørget for at vi har kommet i mål. Det er paneldeltakerne, referentene, foredragsholdere, ordstyrere og arrangørkomiten. Uten dere hadde vi ikke fått dette til. Men det er alle dere i salen her som har gitt denne konferansen mening og liv. Takk, til dere alle.

Da sier jeg takk for disse dagene og god tur hjem.

DELTAKERLISTE

Andersen, Kari Merete	prosjektleder	Direktoratet for naturforvaltning
Anderson, Bertil	naturforvalter	Fylkesmannen i Buskerud
Andersson, Sven	chef. jurkand.	Vattenfall Hydropower AB
Arnekleiv, Jo Vegar	amanuensis	Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet
Asvall, Randi Pytte	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Aunet, Per	stortingsrepr.	Kommunal- og miljøkomiteen
Austrud, Torbjørg	miljøvernleiar	Ulvik herad
Bakken, Stein Arne	info.leder	Energiforsyningens Informasjonstjeneste
Bergan, Per Ivar	fung. kont.sjef	Direktoratet for naturforvaltning
Berge, Bjørn Helge	sjefing.	Trondheim Energiverk
Bjørnå, Kjell O.	avd.dir.	Norges vassdrags- og energiverk
Blomdal, Erik	vassdragsforv.	Fylkesmannen i Telemark
Bongard, Terje	forskn.ass.	Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet
Brinkman, Inger	avd.dir.	Naturvårdsverket
Brynildsen, Astrid	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Dahl, Reidar	fung. kont.sjef	Direktoratet for naturforvaltning
Fergus, Tharan	cand.scient.	Universitetet i Oslo, Geografisk institutt
Flatby, Rune	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Flæte, Helge	siv.ing.	Berdal Strømme as
Fredriksen, Tommy	spesialing.	Østfold Energiverk AS
Friis, Jon	dir.	Foreningen til Bægnavassdragets Regulering
Førde, Elise	prosjektleder	Statkraft SF
Gakkestad, Knut	seksjonssjef	Norges vassdrags- og energiverk
Gammelsrud, Sjur	overing.	Statkraft SF
Gjermundsen, Tor	rådg.ing.	Ødegaard & Grøner AS
Greenberg, Larry	dr.	Lunds universitet
Habberstad, Jan	vassdr.forvalter	Fylkesmannen i Sør-Trøndelag
Halvarson, Jan		Vattenfall Hydro Power
Halvorsen, Kari	1.konsulent	Oslo kommune, Miljøetaten
Hamarsland, Arne	vassdr.forvalter	Fylkesmannen i Nordland
Haug, Arne	forskn.tekn.	Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet
Hansen, Erik	fung. avd.dir.	Norges vassdrags- og energiverk
Hansen, Finn Berg	konsulent	Fylkesmannen i Sør-Trøndelag
Hauger, Torodd	vassdragsforv.	Fylkesmannen i Østfold
Haugerud, Leif	prosj.leder	Vest-Agder Energiverk
Haukebø, Trond	seksjonsleder	Fylkesmannen i Møre og Romsdal
Helgesson, Lennart	civ.ing.	Sydkraft
Helgestad, Anne K.	landsk.arkitekt	Norges vassdrags- og energiverk
Helleberg, Ivar	seksjonsleder	Fylkesmannen i Hedmark
Hobæk, Anders	forsker	Norsk institutt for vannforskning
Holter, Benedicte	seksjonssjef	Norges vassdrags- og energiverk
Homstvedt, Svein	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Hougsnes, Ragnhild	avd.ing.	Norges vassdrags- og energiverk
Hvidsten, Nils Arne	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Høgaas, Bjørn	fagkonsulent	Nord-Trøndelag Elektrisitetsverk
Høiseth, Jan	overing.	Bergenhalvøens Kommunale Kraftselskap

Høydal, Sølvi Karlsen	dagl.leder	Oslo Energi, Aurland
Jensen, Arne	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Jensen, Torodd	rådgiver	Norges forskningsråd, avd. NTNF
Johansen, Stein W.	forsker	Norsk institutt for vannforskning
Johnsen, Geir Helge	forsker	Rådgivende biologer A.S
Johnsen, Bjørn Ove	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Johnsen, Mads	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Johnsen, Torgeir	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Kallhovde, Eystein	overing.	Vassdragsregulantenes forening
Kambestad, Atle	forsker	Rådgivende biologer A.S
Kamperud, Trond Ø.	prosjektleder	Forskningsparken i Ås as
Kaste, Øyvind	konsulent	Statens forurensningstilsyn
Kielland, Erik	rådgiver	Norges vassdrags- og energiverk
Klokk, Terje	fylkesmiljøv.sjef	Fylkesmannen i Sør-Trøndelag
Korsvold, Eivind	spes.kons.	Hedmark Energi AS
Korsvold, Hans J.	overing.	Oppland Energiverk DA
Kårstein, Heidrun	avd.ing.	Norges vassdrags- og energiverk
Langdal, Kjell	høgskolelektor	Hedmark distriktshøgskole
Langåker, Roy-M.	fiskeforvalter	Fylkesmannen i Sogn og Fjordane
Larsen, Pål Alfred	fung.fiskeforv.	Fylkesmannen i Vest-Agder
Larsen, Per Juell	seksjonssjef	Aust-Agder Kraftverk
Larsen, Thrond Berge	overing.	Miljøverndepartementet
Larsson, Mats	fiskerikons.	Vattenfall Hydropower AB
Lillehaug, Atle	forsker	Veterinærinstituttet
Löfgren, Carl-Gunnar		Ångermanälvens Vattenregleringsföretag
Lund, Cecilie	overing.	Statkraft SF
Lunde, Ståle	bygn.ing.	Elkem Saudafaldene
Matthiessen, Arne	1. konsulent	Fylkesmannen i Hordaland
Matre, Jostein	overing.	Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap
Midtun, Ingvald	overing.	Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap
Mjelde, Marit	forskn.ass.	Norsk institutt for vannforskning
Moen, Oddvar	vassdragsforv.	Fylkesmannen i Møre og Romsdal
Myhre, Kåre O.	1.konsulent	Direktoratet for naturforvaltning
Maaren, Arne-Jørgen	overing.	Vestfold Kraftselskap
Nordvik, Helge Leif	avd.ing.	Norges vassdrags- og energiverk
Norén, Lars-Ola	byrådirektör	Länsstyrelsen i Västernorrlands län
Nybo, Jan Olav	naturvernkons.	Den Norske Turistforening
Nygaard, Terje Holm	avd.sjef	Vest-Agder Energiverk
Næss, Tor	fiskeanl.best.	Hedmark distrikshøgskole
Parmann, Siri	fagleder	Norges Jeger- og Fiskerforbund
Remman, Pål	jurist	Nærings- og Energidepartementet
Riise, Jan	dagl.leder	ENCO
Romundstad, Ann Jori	konsulent	Fylkesmannen i Sør-Trøndelag
Rosland, Dag S.	konsulent	Statens forurensningstilsyn
Saksgård, Laila	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Saksgård, Kjell	sjefing.	Statkraft SF
Sakshaug, Harald	avd.ing.	Norges vassdrags- og energiverk
Sandnæs, Tore Olav	avd.ing.	Norges vassdrags- og energiverk

Sandøy, Steinar	overing.	Direktoratet for naturforvaltning
Singsaas, Stein	forskn.ass.	Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet
Sivertsen, Bjørn	amanuensis	Sogn og Fjordane distriktshøgskule
Sjöström, Per	ekolog fil.dr	Vattenfall Hydropower AB
Skov, Anne	fiskeforvalter	Fylkesmannen i Vestfold
Sommer-Erichson, Per	konsulent	Miljøverndepartementet
Steinkjer, Jarle	konsulent	Direktoratet for naturforvaltning
Svarte, Yngve	kontorsjef	Direktoratet for naturforvaltning
Svendheim, Knut	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Svensson, Bjørn	dr.	Vattenfall AB, Research
Sægrov, Ivar	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Sættem, Leif M.	fiskeforvalter	Fylkesmannen i Møre og Romsdal
Sæveraas, Ivar M.	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Taugbøl, Trond	forsker	Østlandsforskning
Tielman, Johan	fiskerikons.	Sydkraft AB
Tisell, Ulf		Vattenfall AB, PTP
Traae, Eirik	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Vaskinn, Ketil	forskningsleder	Norges hydrotekniske laboratorium
Vatne, Dagfinn	ing.	L/L Sunnhordland Kraftlag
Verlo, Magne Geir	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Vinje, Torunn Løne	plan-/miljøkons.	Aurland kommune
Walseng, Bjørn	avd.ing.	Norsk institutt for naturforskning
Winge, Kirsten	vit.ass.	Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet
Winjum, Inga	røktar	Oslo Energi, Aurland
Ziegler, Tor	programleder	Norges forskningsråd/Norenergi
Østdahl, Torbjørn	forsker	Østlandsforskning
Østhagen, Haavard	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Aabel, Jens	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Ålbu, Øystein	konsulent	Direktoratet for naturforvaltning
Aamodt, Knut Ola	hydrolog	Vassdragsregulantenes forening
Aass, Per	forsker	Universitetet i Oslo/Norges forskningsråd

Komité/foredragsholdere/ordstyrere/panel:

Berg, Gry	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Berge, Dag	forskningssjef	Norsk institutt for vannforskning
Bogen, Jim	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Borgstrøm, Reidar	1.amanuensis	Norges Landbrukshøgskole
Brandrud, Tor Erik	forsker	Norsk institutt for vannforskning
Brittain, John E.	forsker	Universitetet i Oslo, Zoologisk museum
Buflod, Halvdan	fagkonsulent	Norges forskningsråd avd. NAVF
Diesen, Erling	vassd.-/energidir.	Norges vassdrags- og energiverk
Eie, Jon Arne	avd.leder	Glommens og Laagens Brukseierforening
Eikenæs, Olianne	avd.ing.	Norges vassdrags- og energiverk
Erlandsen, Arne H.	limnolog	Vassdragsregulantenes forening
Ettre, Espen	avd.dir.	Statkraft SF
Faugli, Per Einar	forskningssjef	Norges vassdrags- og energiverk
Fjell, Åse Berit	kurssekretær	Vassdragsregulantenes forening

Fjellheim, Arne	forsker	Universitetet i Bergen
Halvorsen, Gunnar	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Heggberget, Tor G.	forskningssjef	Norsk institutt for naturforskning
Heggenes, Jan	1.amanuensis	Norges Landbrukshøgskole
Hillestad, Knut Ove	landsk.arkitekt	
Håland, Arnold	forsker	Universitetet i Bergen
Klemsdal, Tormod	1.amanuensis	Universitetet i Oslo, Geografisk institutt
Kroken, Anne	overing.	Norges vassdrags- og energiverk
Kålås, John Atle	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Kaasa, Halvard	overing.	Statkraft SF
Langvatn, Astrid	underdirektør	Direktoratet for naturforvaltning
Lingaas, Ola	spesialkonsulent	Sogn og Fjordane Energiverk
Lund, Tore Rolf	org.sjef	Den Norske Turistforening
Mellquist, Pål	adm.dir.	Glommens og Laagens Brukseierforening
Myrvang, Gunnar	statssekretær	Nærings- og energidepartementet
Odland, Arvid	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Raddum, Gunnar G.	1.amanuensis	Universitetet i Bergen
Randal, Håkon	fylkesmann	Hordaland fylke
Reitan, Ole	forsker	Norsk institutt for naturforskning
Riise, Ulf	adm.dir.	Vassdragsregulantenes forening
Rye, Noralf	førstelektor	Universitetet i Bergen
Rørslett, Bjørn	seniorforsker	Norsk institutt for vannforskning
Saltveit, Svein Jakob	1.amanuensis	Universitetet i Oslo
Schjetne, Sunniva	landsk.arkitekt	Vegdirektoratet
Sælen, Kjell	fakultetsdir.	Universitetet i Bergen
Teigland, Jon	forsker	Telemarksforsking
Thaulow, Haakon	adm.dir.	Norsk institutt for vannforskning
Tvede, Arve M.	seksjonssjef	Norges vassdrags- og energiverk
Wold, Bjørn	avd.dir.	Norges vassdrags- og energiverk
Yndesdal, Nils	seksjonsleder	Fylkesmannen i Sogn og Fjordane
Aasen, Terje	fylkesmiljøv.sjef	Fylkesmannen i Hordaland

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energiverk (NVE)
Adresse: Postboks 5091 Majorstua, 0301 Oslo

I 1993 ER FØLGENDE PUBLIKASJONER UTGITT:

Nr	1	Inger Marie Traagstad og Svein Homstvedt: Seminarrapport: Vassdragsinformasjon i forvaltningen. (168 s.)
"	2	Oddvar Fossheim (red.): Retningslinjer for inngrep i vassdrag. Saksbehandling i forhold til vassdragslovens §§ 104-106 m.v. (almene interesser). (35 s.)
"	3	Opprusting og utvidelse av vannkraftverk. Erfaringer fra gjennomførte prosjekter, Toverud kraftverk, Oppland. (90 s.)
"	4	Sverre Husebye: LRV-Prosjektet: Utnyttelse av vannvolumet under laveste regulerte vannstand i ekstreme tørrår. (51s.)
"	5	Knut Gjermundrød (red.): Veiledning i planlegging av mikro- og minikraftverk. (32 s.)
"	6	Arne Venjum (red.): Oversikt over vedtak i tvistesaker 1991 og 1992. Tariffer og vilkår for overføring av kraft. (34 s.)
"	7	Katinka L. Greve og Pål Meland: Drøfting av målene for norsk enøk-politikk. (17 s.)
"	8	Marit Lundteigen Fossdal og Nils Roar Sælthun (redaktører): Energiplanleggingsmodeller - klimaendringer. Rapport fra nordisk ekspertmøte. (Energy planning models - climate change). (135 s.)
"	9	John Cock: Pris på elektrisk kraft til husholdning 1993. (7 s.)
"	10	Christian H. Johansen: Kraftmarkedsundersøkelse - pr. 1.1.1993. (24 s.)
"	11	Heidrun Kårstein (red.): Hydrologisk månedsoversikt - Artikkelsamling 1991-1992. (43 s.)
"	12	Kåre Utaaker: Virkninger av vassdragsreguleringer på lokalklimaet. (121 s.)
"	13	Per Einar Faugli, Arne H. Erlandsen og Olianne Eikenæs (redaktører): Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. (639 s.) 2 bind.

ISBN 82-410-01975-5