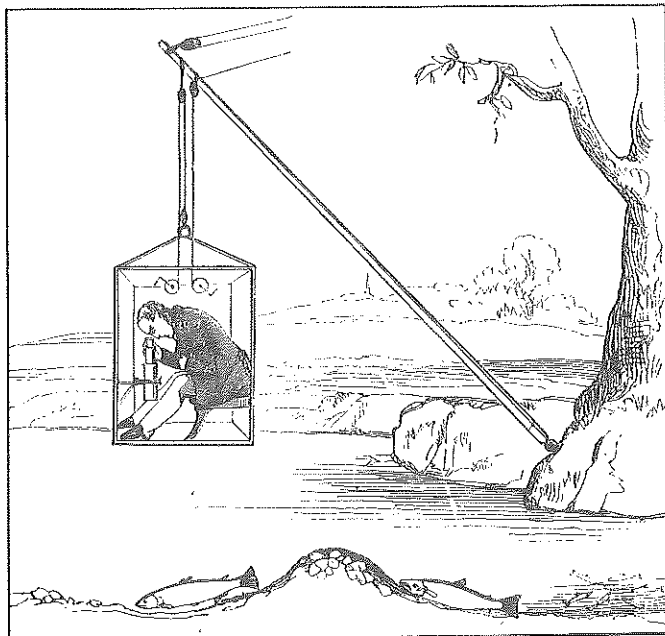


FISKENÄMNDEN  
I VÄSTMANLANDS LÄN  
1985 -01- 3 1  
Dnr .....

Information från

# SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



SANNOLIKA EFFEKTER AV MINIMITAPPNINGAR -  
RESULTAT FRÅN ETT MÖTE PÅ SÖTVATTENS-  
LABORATORIET 1983

# SANNOLIKA EFFEKTER AV MINIMITAPPNINGAR - RESULTAT FRÅN ETT MÖTE PÅ SÖTVATTENSLABORATORIET 1983

## MINIMITAPPNING ELLER TAPPNINGSPLANER - EN INLEDNING

Torolf Lindström och Sven Jakobsson 1

## MINSTEVANNFÖRINGER I NORGE

Per Aass och Pål Mellquist 10

## VATTENFÖRNINGAR I REGLERADE ÄLVAR MED OLIKA REGLERINGSGRAD, MINIMITAPPNINGAR OCH INVERKAN PÅ FISKE

Thorsten Anderson 28

## EXEMPLET SÖLVBACKA STRÖMMAR

Sten Andreasson 36

## RINNANDE VATTEN, REGLERINGAR OCH MINIMITAPPNING, EN LITTERA- TURÖVERSIKT

Jan Henricson 47

## LULLEKETJEFORSEN, MINIMITAPPNING ELLER ALTERNATIVA ÅTGÄRDER

Mats Larsson 76

## FRÅGAN OM MINIMITAPPNING M FL ÅTGÄRDER I BERGNÄSÄLVEN/ SLAGNÄSFORSEN, SKELLEFTEÄLVENS VATTENSYSTEM

Karl-Erik Nilsson 89

## VATTENFÖRING OCH LAXUPPGÅNG I MÖRRUMSÅN

Åke Petersson 107

## DISKUSSIONSINLÄGG

Gösta Olsson 112

## ENGLISH SUMMARY: AGENDA FROM A MEETING ON WATER FLOW IN EXPLOITED RIVERS

113

Referenser till artiklar i denna skrift bör ske i följande form:  
Författare. 1984. Artikelns titel. p. x-x. Ur Information från  
Sötvattenslaboratoriet (7).

## MINIMITAPPNING ELLER TAPPNINGSPLANER - EN INLEDNING

Torolf Lindström och Sven Jakobsson

### Avsikten med mötet och publikationen

Minimitappning och tappningsplaner är ett tema som kan spänna över stora geografiska avstånd och många olika typer av vattendrag: från laxälvar i Norrbotten med medelvattenföringar som överstiger 300 sekundkubikmeter till öringförande åar i Sydsverige med en framrinning på några liter i minuten och från norska älvar, som störtar sig allt för snabbt utför fjället för att en fiskvänlig biotop skall kunna uppstå, till Emån där man restaurerar vissa sträckor genom att riva bort vegetation och rotfiltmattor (Arnemo 1980). Ämnesområdet är mycket stort, men målet för mötet och föreliggande information är att redogöra för några studerade situationer och ge en översikt av den internationella kunskapen inom vissa aktuella områden. Ambitionen är inte att ge en heltäckande framställning av problemet, utan snarare att publicera viktig information som det går att bygga vidare på. Avsikten är inte att brygga över områden där kunskap fattas med spekulationer om tänkbara effekter, utan framförallt att redogöra för sannolika effekter.

### Hur uppstod begreppet minimitappning och hur skall de förändrade vattendragen utnyttjas?

De situationer som diskuteras hör till endera av två huvudgrupper som inbördes är mycket olika.

Om vattnet från de övre områdena i ett älvsystem leds över åt annat håll, så kan de resterande sträckorna av älvsystemet behålla sin gamla årsrytm i vattenframrinningen i mycket grova drag, men med minskade vattenmängder. I ett sådant fall kan man tala om en skalminskning. Lågvattenföringen inträffar ungefär på samma årstid som förut, och minskar med samma andel som övriga flödeskaraktäristika. Genom att bestämma lågvattenföringen kan

man - som en tankelek - styra hela årsprogrammet. Sådana överledningar är inte ovanliga i Norge, och berörs i Per Aass' och Pål Mellquists artikel.

En annan modell är mycket vanligare i Sverige. Vid utbyggnaden av vattenkraften framlägger kraftintresset en tappningsplan som i många hänseenden avviker från den naturliga årsrytmen, men den genomsnittliga vattenframrinningen under året ligger kvar på samma nivå som tidigare. Fiskeintressets representanter kan yrka på vissa justeringar i denna tappningsplan, men huvuddragen av modellen är svår att påverka. För fiskets del har man t.ex. yrkat på en minsta framrinning under någon kritisk årstid eller under någon period när kraftintressets representanter vill torr-lägga älvfåran. Därmed kan man förhindra att det årligen uppstår en för fiskbestånden mycket hotande situation. Denna situation belyses i Thorsten Anderssons artikel.

När man sedan har kommit fram till en ny tappningsplan, hur skall då vattenframrinningen i de förändrade vattendragen utnyttjas?

Det är inte alls givet att man skall sikta till ett fiskbestånd och ett fiske av den struktur som fanns före ingreppet. Det kan finnas tunga argument för att utnyttja vattnet på ett helt annat sätt och att anpassa tappningsbestämmelser och fiskevård efter detta. Här följer några alternativ.

Man kan tänka sig en extrem modell, där vattnet betraktas som ett medium att föda upp fisk i genom någon form av intensiv akvakultur, och där mycket litet av den ursprungliga biotopen behöver bevaras. En annan möjlighet är att utnyttja vattendraget som ett utrymme, där man sätter ut fisk som fötts upp till fångstbar storlek i en odlingsanläggning, och där sedan fritidsfiskare får möjlighet att ta sina fångster. Diskussioner om hit-hörande problem har förts inom FAK-projektet, och det har sagts att det är orationellt att förvalta exploaterade vattendrag så att den naturliga reproduktionen bibehålls i större eller mindre utsträckning, eftersom det finns effektiva rutiner för att föda upp fisk till fångstbar storlek. Visserligen tar man i de två

nu redovisade alternativen vissa risker, t.ex. i fråga om beståndens hälsa och genpool, risker som framtvingar omfattande kontroller och riskförebyggande åtgärder.

En tredje möjlighet är att utnyttja vattnen efter kanadensisk modell som "spawning channels", d.v.s. kanaler för lek och för de första faserna i fiskens uppväxt. Man kan också stryka lekmentet och sätta ut artificiellt kläckta ungar av laxfiskar, och prova sig fram till vilka stadier som i så fall är lämpliga. Detta är en form av sjöbruk (eller havsbruk), som ger en kontroll av produktionen och en möjlighet att öka den.

I Sverige är vården av laxbestånden, fiskevård i reglerade sjöar och fiskevård i kraftverksmagasin tre internationellt välrenommerade exempel på andra former av havsbruk och sjöbruk. Tre för svenska förhållanden mycket stora undersökningsprogram inleddes för att man skulle kunna utnyttja våra vatten, som är påverkade av vattenkraftsutbyggnaden, genom ett halvintensivt vattenbruk. Erfarenheterna från dessa projekt är otvetydiga: man visste icke från början hur komplext ett sådant försök att utnyttja de förändrade vattnen på ett nytt sätt skulle visa sig vara. Projekten blir långvariga, och inget kan sägas vara tillnärmelsevis avslutat, även om några på grund av medelsbrist måste inskränkas.

Om det politiska läget i framtiden talar för en skonsam utbyggnad av vissa vattendrag, kan det ligga nära till hands att söka sig till modeller, där man så mycket som möjligt försöker bevara det rinnande vattnets naturliga karaktär och dessutom utför det genom en anslutning till ett lämpligt sel eller en sjö. Särskilt angeläget är detta om man vill bevara ett skyddsvärt fiskbestånd. Dessa frågor utvecklas vidare i artikeln av Sten Andreasson. När övre delarna av ett vattendrag förs över åt annat håll och man får en "skalminskning" av vattenföringen i de nedre delarna så närmar man sig i vissa avseenden en optimal modell - vilket inte innebär att produktionen blir oförändrad. Under den gångna tidens vattenkraftutbyggnad i Sverige har fiskeintresset i stället haft andra tappningsmönster att utgå från. Vissa modifieringar på det stora mönstret har kunnat uppnås med ledning

av den aktuella kunskapen om romkläckning, lektider, fiskvandring, produktionsförhållanden i rinnande vatten och bottendjurens biologi. Exempel på detta finns i Mats Larssons och Karlrik Nilssons artiklar där också aktiva fiskevårdsåtgärder diskuteras. Sådana aktiva åtgärder kan gälla bottenstrukturen, detaljfördelningen av forsar, sel och djupare bassänger och inte minst fiskartsammansättningen (Information från Sötvattenslaboratoriet 6/1983, FAK Informerar nr 6 - 16, 1978-83, Terskelprojektet Informasjon 1-23, 1976-1983).

#### Ett försök att summera kunskapsläget

För att kunna välja rätt tappningsmönster måste man ha utförliga kunskaper om det biologiska livet i rinnande vatten. Genom arbetsrutinerna i vattenmål har uppmärksamheten kommit att fokuseras på begreppet minimitappning, men det har hela tiden varit klart för fiskeribiologerna, att vattenföringen bara är en bland många faktorer som styr det biologiska livet i rinnande vatten. Det hade kanske funnits anledning utarbeta normer för högsta tillåtna vattenhastighet, lägsta tillåtna sommartemperatur eller lägsta tillåtna näringstillgång om man kunnat kontrollera dessa faktorer på ett tillfredsställande sätt. Det är en gynnsam kombination av många olika faktorer som är optimal för de fiskbestånd man vill skydda.

För att få ett grepp om denna komplicerade mångfald krävs en stegvis analys av vad som avgör detritustillgången, växtproduktionen inom området, hur bottendjursbestånden kontrolleras och hur fiskbeståndens sammansättning och produktion bestäms.

Grundläggande abiotiska faktorer är temperatur och nederbörd i området, vattendragets lutning och berggrunden som skapar trösklar. Dessa faktorer bestämmer t.ex. vattenframrinningens naturliga fördelning över året, den generella temperaturstandarderna, issörpabildning, omväxlingen mellan forsar med olika vattenhastigheter, sel och större djupa bassänger. Allt detta har stora effekter på ekosystemet "över hela linjen".

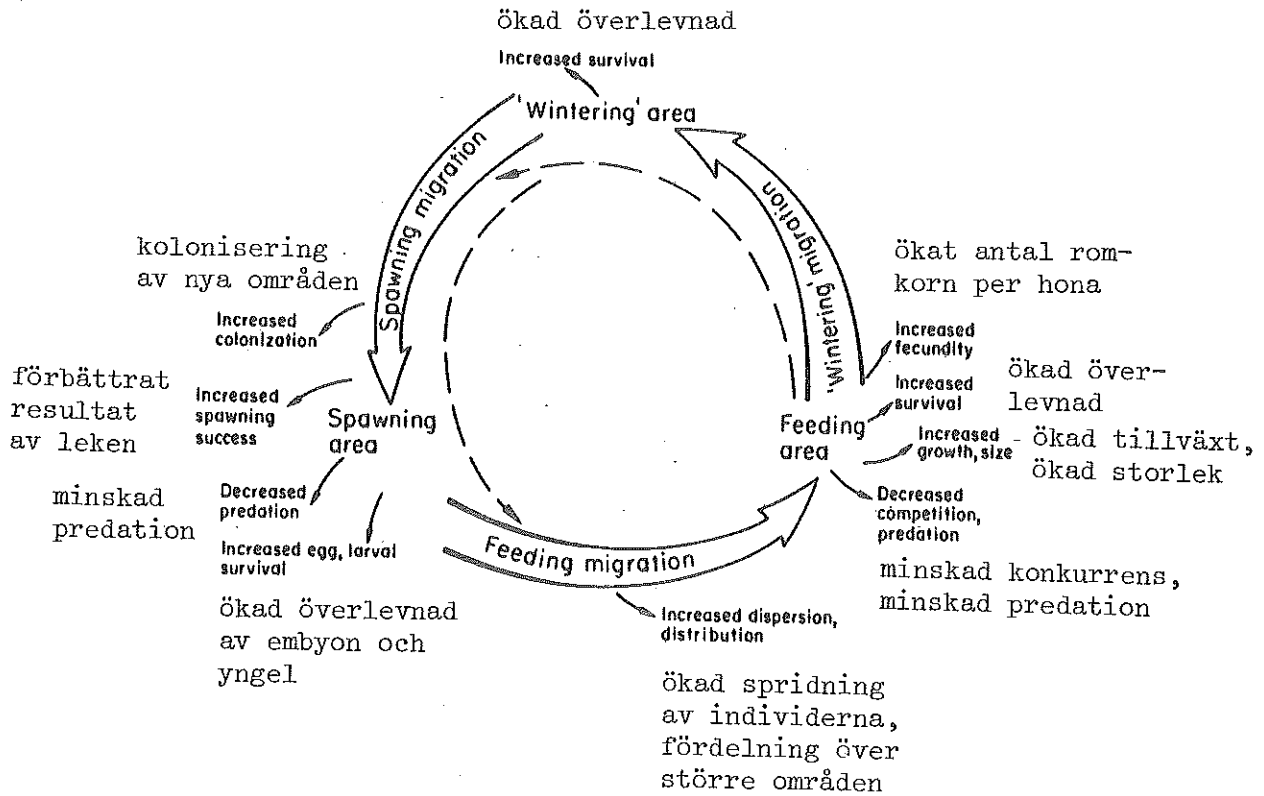
I nästa steg kommer den organiska produktionen. Jan Henricsons artikel lägger tyngdpunkten på bottendjursbiologin. Nedan följer en kort översikt över några artiklar om fiskens biologi.

Endast 0.001 % av vattnet i världen rinner i ett visst ögonblick i älvar, bäckar och floder och uppehållstiden är kort (Hillestad 1982). De fiskar som en skandinavisk fritidsfiskare gärna förknippar med rinnande vatten är de laxartade, och de utgör givetvis en större procent av de svenska fiskbestånden, men utgör ändå en rätt exklusiv grupp. De uppehåller sig ofta i rinnande vatten under vissa faser av sitt liv - de är vandringsfiskar. Vandring har sagts vara en anpassning, som ökar tillväxt, överlevnad och talrikhet i ett fiskbestånd, och om det är så, så förklarar det varför fiskarter av kommersiellt intresse ofta är vandringsfiskar (Harden Jones 1968). Vandringsbeteenden är mer utvecklade i tempererade områden än i varmare områden som ett svar på starkare årstidsvariationer i de tempererade områdena och på grund av att det årligen inträffar perioder med olämpliga förhållanden (flöden, temperatur m.m., Nikolsky 1963, Northcote 1978). Northcote (1978) systematiserar kända vandringsmönster på ett sätt som ger en god inblick i fördelarna med vandringsbeteende (Figur 1). Tre strategier som Northcote beskriver refereras nedan (A, B och C).

A.Strategi för att optimera näringssökandet. I tidiga stadier vandrar ungfisken från föräldrafiskarnas lekplats till områden som är mer produktiva, generellt sett, än de områden där de kläcktes. De stannar här fram till könsmognaden. Den beskrivna vandringen kan inträffa rätt snart efter kläckningen, men den kan också inträffa några år senare. Vandringen kan sträcka sig ner till en sjö eller till havet, men den kan också gå upp mot varmare tillflöden sommartid från en kall arktisk huvudälv. Vandringen kan också ha till mål att exploatera områden med tillfälligt näringsöverskott.

B.Strategi för att undvika ogynnsamma förhållanden. En vandring för att undvika ogynnsamma förhållanden och högre dödlighet under en viss årstid (vintern) inom ett område, som övriga tider på året erbjuder en gynnsam näringstillgång. Störtfloder eller issörpa-bottenis kan också vara anledningar till kortare vandringar.





Figur 1. Huvuddragen i en modell över fiskvandring enligt Northcote (1978). De kraftiga pilarna står för lekvandring, födovandringar och övervintringsvandringar, och de små pilarna utanför denna cirkel pekar på fördelarna med dessa vandringar. De streckade pilarna står för "genvägar" dvs avkortningar i vandringscykeln.

C.Strategi för att optimera reproduktionen. Det händer att fläckar eller avsnitt inom ett område erbjuder gynnsamma lekplatser. Ett vandringsmönster kan sörja för att sådana områden utnyttjas i maximal utsträckning (icke blir över- och icke blir underbesatta). Strategin skall också leda till ett sådant läge på lekplatserna, att strömmar och andra vattenrörelser sörjer för att ägg och yngel hamnar i gynnsam miljö, eller så att ynglen av egen kraft förflyttas till gynnsam miljö. Själva lekplatsen kan ju också redan vara en sådan gynnsam miljö. Vandringarna är kopplade till "homing" i det rinnande vattnet

Varje fiskindivid ställs inför en rad överlevnadsproblem. För att nå en djupare förståelse av de vandringsmönster, som bl.a.

är möjligt att man kan komma fram till något mått som är besläktat med det man använder i laxälvar, där man beräknar smoltproduktionen. Denna teknik måste vidareutvecklas.

Kanske kan denna publikation på detta och andra områden göra en viktig insats genom att peka på de luckor som finns i vår kunskap om tappningsmönstrets betydelse för det biologiska livet i rinnande vatten. Den kunskap som finns räcker dock långt när det gäller att planera fiskevård. Som en avslutning skall särskilt framhållas en form av vattenbruk i vidaste bemärkelse. Det vattenbruk där frilevande fiskar själva samlar in vitt spridda födoresurser är i många avseenden, inte minst ekonomiska och kvalitetsmässiga, konkurrenskraftigt med mer intensiva former av vattenbruk. Flera av våra laxartade fiskar representerar unika nationella resurser för extensiva former av vattenbruk, t.ex. smoltutsättning. Det faktum att bl.a. laxar oftast återvänder till "hemälven" innebär att ett minimum av resurser behöver användas för sökande och fångst.

#### LITTERATUR

- Arnemo, R., G. Christiernsson, S. Hultman, A. Johlander, och Å. Petersson. 1980. Possibilities for increasing the production of both young salmon and sea trout by removing the higher vegetation in the Rivers Emån and Mörrumsån, Sweden. Kalmar University, box 905, S 391 29. (Mimeographed). 4 p.
- Harden Jones, F.R. 1968. Fish migration. Edward Arnold, London. 325 p.
- Hillestad, K.O. 1982. Terskler, Vassdrag og Landskap. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen. Kraft og miljø nr 4.
- Moyle, P.B. & J.J. Cech Jr. 1982. Fishes: An introduction to ichthyology. Prentice - Hall Inc. New Jersey. 593 p.
- Nikolsky, G.V. 1963. The Ecology of fishes. Acad. Press, London. 352 p.

många låxfiskar uppvisar, krävs det en detaljerad kunskap om de enskilda fiskarnas beteende. De viktigaste problemen som en fiskindivid måste lösa är:

att söka upp föda,  
att reproducera sig,  
att undvika risker, bl.a. predatorer,  
att under dessa processer hushålla med energin.

Sedan en tid tillbaka har det genomförts många studier av optimalt födosökande: hur fisken söker den föda, som ger störst energitillskott mot lägsta insats av den egna energi, som måste läggas ner på att söka uppbytet, jaga och hantera bytet ( en översikt finns i Moyle och Cech 1982). Denna modell kompliceras av att fisken hela tiden måste ta hänsyn till risker t.ex. risken att bli tagen av predator. Ett beteende som ger mycket stort energitillskott men samtidigt medför större risk att dö kan vara ödesdigert (Werner 1977 , Werner och Hall 1979, Werner et.al. 1983). Vid reproduktion tillkommer andra beteendemöns- ter som gör, att de faktorer som garanterar energivinster och minskar mortalitetsrisker kommer att spela mindre roll. En fisk måste i sitt uppträdande kompromissa mellan olika krav och komma till ett beteende, som är optimalt med tanke på alla olika fak- torer.

#### Utvärdering och framåtblick

En viktig fråga är hur effekterna av tappningsmönster och fiske- vård i de förändrade vattendragen skall utvärderas. Vissa fakta kan man räkna fram i förväg t.ex. arealer och vattenhastigheter i olika avsnitt. När förändringen har inträffat kan man mäta effekterna på olika nivåer. En nivå är tillgången på detritus och produktion av växtnäring. Produktionen av botten djur behand- las i Jan Henricsons artikel. Fiskbestånden kan uppskattas med elfisken och vandringskontroller. Samma mönster i vattenframrin- ning kan dock ha helt olika effekter på olika former av botten- djur och på olika stadier i en fisks levnad och på olika arter. Betningseffekter kan försvåra bedömningen. Det är önskvärt med ett mått som ger den samlade effekten på hela ekosystemet. Det

- Northcote, T.G. 1978. Migration strategies and production in freshwater fish. p. 326-359. In: Ecology of Freshwater Fish Production. Ed.: S.D.Gerking. Blackwell, Oxford.
- Werner, E.E. 1977. Competition and Habitat Shift in two sunfishes (Centrarchidae). Ecology 58: 869-876.
- Werner E.E. and D.J.Hall. 1979. Foraging Efficiency and Habitat Switching in Competing sunfishes. Ecology 60: 256-264.
- Werner, E.E., J.F.Gilliam, D.J.Hall & G.G.Mittelbach. 1983. An experimental test of the effect of predation risk on habitat use in fish. Ecology 64: 1540-1548.

## MINSTEVANNFØRINGER I NORGE

Per Aass\*) Pål Mellquist\*\*)

### Innledning

Reguleringer og overføringer kan tidvis eller permanent redusere vassdragenes vannføring over kortere eller lengre strekninger. For å unngå skader eller ulemper med hensyn til utseende, forurensninger, jordbruk og fiske har konsesjonærene i de senere år ofte blitt pålagt å slippe en bestemt vannføring på de hardest berørte strekninger. Bortsett fra helt spesielle tilfelle (f.eks. Suldalslågen) er slippene - de pålagte minstevannføringer - vesentlig mindre enn hva de naturlige hadde vært i samme tidsrom. Påleggene er størst 3-4 måneder i sommerhalvåret, mindre i resten av året. Tilsig nedenfor dammene eller overføringspunktene øker vannføringen i varierende grad. I noen tilfelle er det fastsatt (f.eks. Glomma og Kjela) at summen av tilsig og minstevannføring skal ha en bestemt størrelse ved et målested lenger ned i vassdraget.

Hensynet til fisk og fiske har kanskje vært mest avgjørende når slippenes størrelse skulle fastsettes. Til tross for dette er det i Norge ennå ikke foretatt egne undersøkelser eller forsøk for å klarlegge sammenhengen mellom ulike vannføringer, fiskebestandenes størrelse og sammensetning og utøvelsen av fisket. Riktignok er det for enkelte laks- og sjøørretelvers vedkommende vurdert hvilke vannføringer som er nødvendige for å få fisken opp i elven. Disse bygger gjerne på lokal erfaring. Det foreligger også noe kunnskap om fiskebestanden i elver med pålagte minstevannføringer. Denne er stort sett fremkommet som biprodukt ved undersøkelser med en annen, men tilgrensende, problemstilling.

\*) Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk, Fiskeforskningen, Boks 63, N-1432 ÅS-NLH. NORGE

\*\*\*) NVE-Vassdragsdirektoratet, Natur- og Landskapsavdelingen, Boks 5091 Majorstuen, 0301 Oslo 3, NORGE

## Begreper

Siden det kan være visse forskjeller mellom svenske og norske forhold, kan enkelte klargjøringer være nødvendige. Juridisk sett er det en del nyanser i hva en vassdragsregulering er. I denne artikkel defineres vassdragsreguleringer som "enhver endring i naturlig vannføring og vannstand i elv eller innsjø som forårsakes av inngrep til fordel for kraftproduksjon, industri, husholdning, transport, flomsikring m.m."

I Norge fastsettes minstevannføringene på følgende måte:

1. Kraftverket foreslår en minstevannføring, basert på egne beregninger, i sin konsesjonsøknad.
2. Forslaget vurderes, sammen med den øvrige søknad, av sakkyndige høringsinstanser som får søknaden til uttalelse: Direktoratet for Vilt og ferskvannsfisk, Statens Forurensningstilsyn, Universiteter/høyskoler, landbruksmyndighetene, fløtningsforeninger, fagavdelinger i NVE-Vassdragsdirektoratet m.fl.
3. Det samlede materialet vurderes så av NVE-Vassdragsdirektoratet og NVE's hovedstyre. Derefter følger behandling i departementene, Regjering og Storting. Teoretisk kan et forslag om minstevannføring komme så sent som under saksbehandlingen i Stortinget.

Norsk vannkraftutbygging atskiller seg fra den svenske ved relativt færre og mindre elvekraftverk. Til gjengjeld utnytted mange av de høyereliggende vann som magasiner. Vann tas ofte ut fra et vassdrags øvre deler og føres tilbake lenger ned. Utstrakt bruk av overføringer fra et vassdrag til et annet fører til at mange elveavsnitt helt mister deler av sitt nedslagsfelt. Også biologisk er det enkelte forskjeller. Karakteristisk for de fleste norske utbyggbare innlandsvassdrag er at ørreten er den viktigste, og ofte eneste fiskeart. I kystvassdrag overtar ofte laks og sjøørret denne rolle.

Tre vassdrag med pålagt minstevannføring blir omtalt i det følgende. De er valgt med tanke på å belyse forholdet mellom vannføring og fiskebestand-fiske, i en elv med:

- |                        |   |                    |
|------------------------|---|--------------------|
| 1. Vandrende storørret | - | Gudbrandsdalslågen |
| 2. Stasjonær ørret     | - | Hallingdalselva    |
| 3. Laks og sjørørret   | - | Aurlandselva       |

Videre er medtatt eksempler fra Eksingedalselva som har fått sitt nedslagsfelt redusert vesentlig. Vassdragenes beliggenhet fremgår av Fig. 1.

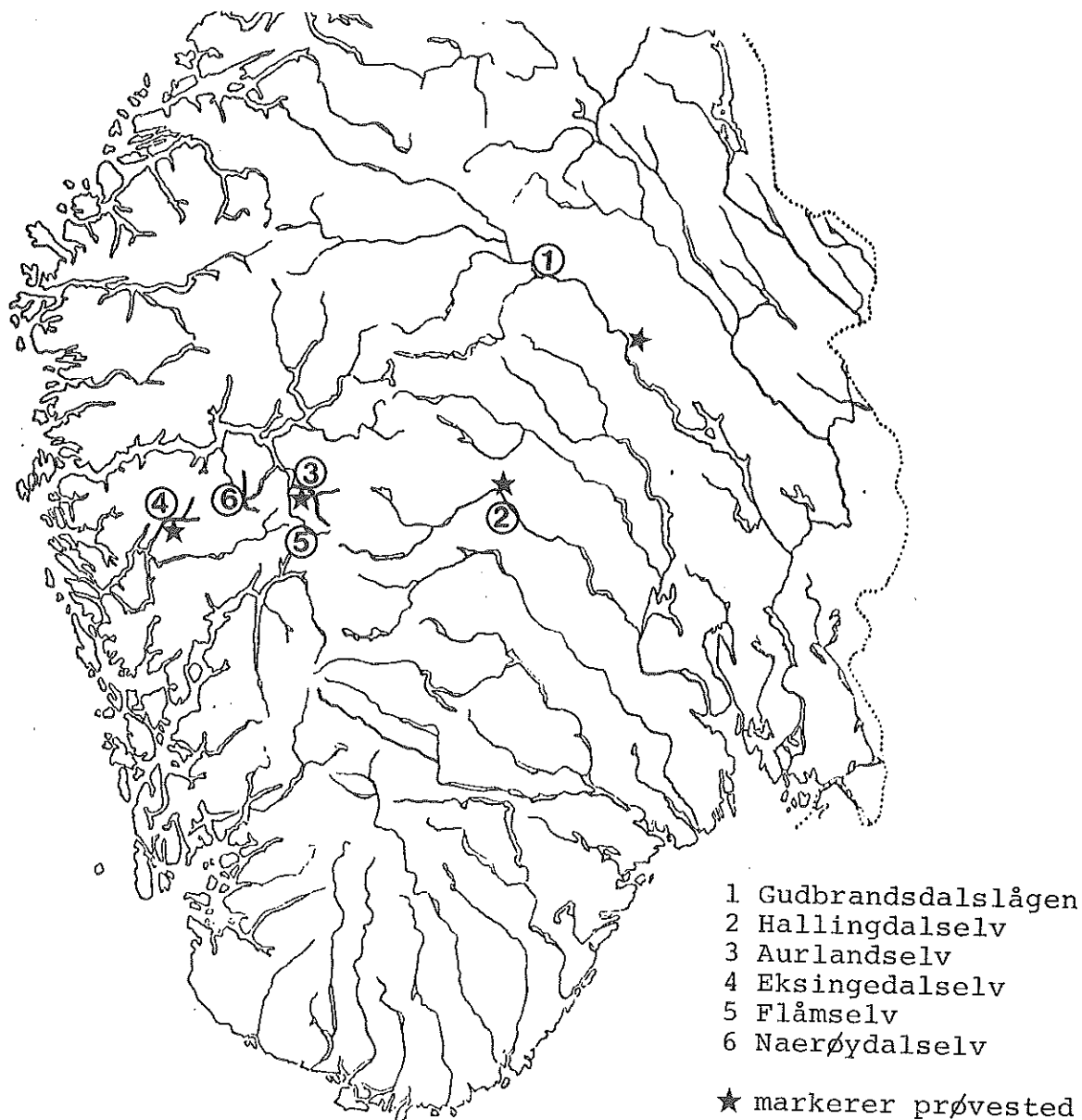


Fig. 1. Beliggenheten til vassdrag nevnt i teksten.

### Gudbrandsdalslågen

Hunderfossen kraftverk kom i drift i 1963 og ligger ca. 10 km ovenfor Gudbrandsdalslågens utløp i Mjøsa. Vassdraget er fra tidligere sterkt regulert, men Hunderfossen er et rent elvekraftverk som ikke har ført til utvidede reguleringer. I store deler av året kan det gjøre bruk av hele vannføringen og uten vannslipp over dammen ville da den 4,4 km lange strekningen ned til avløpstunnelens munning vært tørrlagt. Pålegget er mer differensiert enn vanlig av hensyn til en fornuftig nedtrapping mot ørretens gytetid. Man ønsket ikke en brå reduksjon etter gytningen. Etter flere forandringer er man blitt stående ved følgende reglement:

01.	-	15. juli	15 m <sup>3</sup> /s
16. juli	-	31. august	20 "
01.	-	10. september	15 "
11.	-	20. september	10 "
21.	-	30. september	5 "
01. oktober-		30. juni	2 "

Under flommen har vannføringen over dammen oftest et maksimum på 700-800 m<sup>3</sup>/s, og bortsett fra ett år har den vært så stor at pålegget ikke har hatt betydning før i siste halvdel av juli. De fleste somre har det enkelte spredte dager, opptil 13, blitt sluppet vann over dammen i minstevannsperioden. Til sammenligning kan nevnes at den alminnelige lavvannføring om vinteren i den uregulerte elv var 18 m<sup>3</sup>/s og midlere vannføring i juli 300-400 og i august 250-300 m<sup>3</sup>/s. Flommen går oftest opp i 1000-1100 m<sup>3</sup>/s, maksimalt til 1500 m<sup>3</sup>/s.

På strekningen lever små og lite verdifulle bestander av stasjonær ørret og harr. Men det er som gyte- og oppvekstplass for Hunderørreten, Norges mest storvokste innsjøørretstamme, at den er kjent. Hunderørreten lever som unge i elven i 2-7 år, de fleste går ut i Mjøsa i 4-5 års-alderen og er da ca. 25 cm. Ca. 80% gjennomfører sin første gytevandring etter 3-4 somre i Mjøsa. I Hunderfosdammen, øverst på den berørte strekning,



er det bygget fisketrapp med fangstfelle. Gytefiskens gjennomsnittsvekt er 3,5-4,0 kg, men maksimalstørrelsen ligger over 15 kg.

Fallet på 1:100, den tidvis store vannføringen og den uvanlig storsteinete bunnen med dype groper umuliggjør enhver pålitelig bedømmelse av den naturlige ungeproduksjon. Den ble anslått til 20 kg/ha etter sammenligning med andre elver, fangststatistikk fra Mjøsa og merkeforsøk. Arealet ved "normal" sommervannføring var omtrent 30 hektar og antall utvandrende unger å 100 g ble satt til 6000 årlig i gjennomsnitt. Da den tidligere regulerte vannføring ble erstattet med minstevannføringen sank det vanddekkede areal med nær 50% både sommer og vinter. For sikkerhets skyld ble ungetapet satt til 2/3 og gjenværende ungeproduksjon følgelig til 2000 stykker året. Tross store utsetninger av oppdrettet fisk, dominerer de ville unger i elven og oppvandrende villfisk kan både fanges og iaktas i elven og kontrollfellen. I den siste utgjør villfisken 60-70% av oppgangen. Mange av disse må stamme fra området ved Hunderfossen, da alle merkeforsøk i Gudbrandsdalslågen har vist at gytefisken går tilbake til den del av elven der den ble utsatt (Aass 1983a). Merkede villfiskunger gjenfanges i Mjøsa, og det er antatt at ca. 30% tas som voksen fisk. Minstevannføringen bidrar således effektivt til å opprettholde en verdifull bestand. Hverken fangstrapporter eller målinger i kontrollfellen tyder på noen kvalitetsforandring hos villfiskungene. Oppvandringstiden er lite forandret, men det er tydelig at intervaller med større vannføring enn påleggets er gunstig for vandringshastighet og -lengde. Trappen virker imidlertid best på sommerens minstevannføring og kan derfor forsinke oppgangen. Den største forskjell mellom vill og utsatt fisk synes å være tiden for tilbakevandring. Av villfisken som ble kontrollert i fellen i 1979 hadde 60% ankommet innen 1. september, mot 35% av den utsatte fisk. I 1980 var de tilsvarende tall 72 og 40% (Aass op.cit.). Etter innføringen av minstevannføring er fisket etter gytevandrerne blitt enklere og mulighetene for ulovligheter sterkt øket. Det nuværende forhold krever skjerpet oppsyn.

## Hallingdalselva

I den øvre delen av nedslagsfeltet er det foretatt en rekke overføringer, men vannet samles igjen i Strandafjord ved Ål. Derfra tas det inn i tilførselstunnelen til Nes kraftverk. Over Strandafjord-dammen avgis en minstevannføring til vassdraget nedenfor. I tiden 15.05.-15.09. slippes  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ , resten av året  $2\frac{1}{2} \text{ m}^3/\text{s}$ . I tillegg blir det sluppet flomvann over dammen. I den uregulerte elven var gjennomsnittsvannføringen ved Oppsjø like nedenfor Strandafjord 5, 197, 167 og  $114 \text{ m}^3/\text{s}$  i mars, juni, juli og august. Som en del av Terskelprosjektet (Mellquist 1976) ble fisket undersøkt på noen strekninger beliggende på begge sider av Gol, ca. 3 mil nedenfor Strandafjord. Hit ned er vannføringen økt ved tilsig fra dalsidene, og nedenfor Gol kommer også driftsvann fra Hemsil II. Etter utbyggingene går vannet fra de fiskerimessig verdifulle delene av vassdraget gjennom tunneller og kraftverk, og tilførselen av fisk og næring til undersøkelsesområdet må antas å være ubetydelig. Her lever bare stasjonær elveørret og ørekyte (elritsa).

Hallingdalselva ble før reguleringene ansett som en god ørretelv, og også etter vannføringsreduksjonene må fisket karakteriseres som godt. Det drives mest med stang, bare noen få prosent av årsutbyttet tas på garn, og elven besøkes av flere tusen fiskere årlig. Hovedvassdraget med tilløpet Hemsil er også meget kjent i svenske sportsfiskerkretser. Fiskernes hovedinnvending når det gjelder vannføringen er at den tidvis fluktuerer for sterkt gjennom døgnet. I ekstreme tilfelle kan vannstanden stige eller synke inntil  $\frac{1}{2}$  m på kort tid. Dette gjør fisken urolig, og den tar redskap dårlig. De lokale fangstvariasjonene kan være betydelige, men grovt anslått ligger det årlige gjennomsnittsutbytte på 10-15 kg eller 40-50 fisk pr. hektar. Avkastningen kunne vært større, men bestanden beskattes ufornuftig. Rekrutteringen til de yngste årsklasser er tilfredsstillende, men fisken fanges stort sett altfor ung til tross for at maksimalstørrelsen er 10-12 kg. Til å være en stasjonærbestand i et norsk innlandsvassdrag er

veksten god. Fisk på 6-7 år har hatt en gjennomsnittlig årlig lengdeøkning på 6-7 cm. Kondisjonsfaktoren ligger rundt 1,0, og en forholdsvis stor del av fangsten har lyserødt eller rødt kjøtt (Aass 1978).

I den aktuelle sammenheng er det meget interessant at med den nuværende vannføring synes ikke denne å være avgjørende for bestandstørrelse, vekst og kvalitet. De tre undersøkte strekninger og deres fiskebestander kan innbyrdes sammenlignes som gjort nedenfor.

Strømretning →		
Fossheim	Gol	Svenkerud
Stryk 1:125 Minst vannføring	Stille 1:500	Stryk 1:125
	Størst vannføring	
Minst fisk Lavest levealder Dårligst avkastning " vekst " kondisjon	Størst fisk Høyest levealder Best avkastning " vekst " kondisjon	Avkastning og bestand som ved Fossheim

De to strykstrekninger viser stor overenstemmelse i fangst og bestandsforhold til tross for geografisk avstand og meget forskjellig vannføring. De to nabostrekningene -stille og stryk- med samme vannføring, har derimot mindre til felles fiskerimessig. I dette tilfelle synes fallforholdene å være av større betydning for ørretbestandens utvikling enn vannføringen. På de to øverste strekningene er det bygget flere terskler, uten at dette har utjevnet bestandsulikhetene (Aass 1983b).

## Aurlandselva

I denne lever både laks og sjøørret, men det er som en av landets beste sjøørretelver den er kjent. Tross en lengde på bare 6 km. overgås den av få andre elver når det gjelder utbytte, og sjøørreten blir også stor.

Nedslagsfeltet ligger meget høyt og omfatter flere breer. En stor del av nedbøren faller som sne, avsmeltingen er sen, og vanntemperaturen kan bli lav i fisketiden. Den første av mange overføringer og reguleringer ble satt i verk i 1971, og utbyggingen ble avsluttet i 1980 med Vangen kraftverk helt nede ved fjorden.

Manøvreringsreglementet for Aurlandselva er meget komplisert, og bærer tydelig preg av at hensynet til fiskets utøvelse har betydd meget for utformingen. Fra Vassbygdvann skal minstevannføringene være de følgende:

16.06. - 15.07.	-	25	m <sup>3</sup> /s
16.07. - 15.08.	-	30	"
16.08.	-	28	"
17.08.	-	26	"
18.08. - 25.08.	-	25	"
26.08.	-	23	"
27.08.	-	21	"
28.08. - 05.09.	-	20	"

Fra 6. til 13. september avtrappes minstevannføringen med 2 m<sup>3</sup>/s pr. døgn. Oslo Lysverker kan i særlig dårlige vannår fravike minstevannføringen slik at nedtrappingen i vannføringen kan starte med 2 m<sup>3</sup>/s/døgn fra 30 m<sup>3</sup>/s den 15. august til 3 m<sup>3</sup>/s den 29. august. Ekstraordinær minstevannføring skal maksimalt kunne nyttes 2 ganger, sett over siste 20-årsperiode. Minstevannføringen i tiden fra 14. september til 15. juni skal være 3 m<sup>3</sup>/s. Vann som avgis kan ikke kreves sluppet forbi kraftverkene, untatt forbi Vangen kraftverk.

Under første del av utbyggingen var pålegget i vinterhalvåret  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ , men vannføringen var ofte større under kjøring i Aurland I. I den uregulerte elv var gjennomsnittsvannføringene i mars, juli og august henholdsvis 3-4, 121 og  $64 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Fangstutviklingen i Aurlandselva fremgår av Fig. 2, som bygger på den offisielle statistikk. Denne må anses for å være forholdsvis korrekt. Utbyggingen ga ikke grunn til noen erstatningskrav. Fallrettighetene var kjøpt opp for lenge siden, og av hensyn til utleien er det heller ingen fordel å oppgi lavere fangster enn de virkelige. I diagrammet er det ikke skilt mellom sjøørret og laks, men sjøørreten utgjør

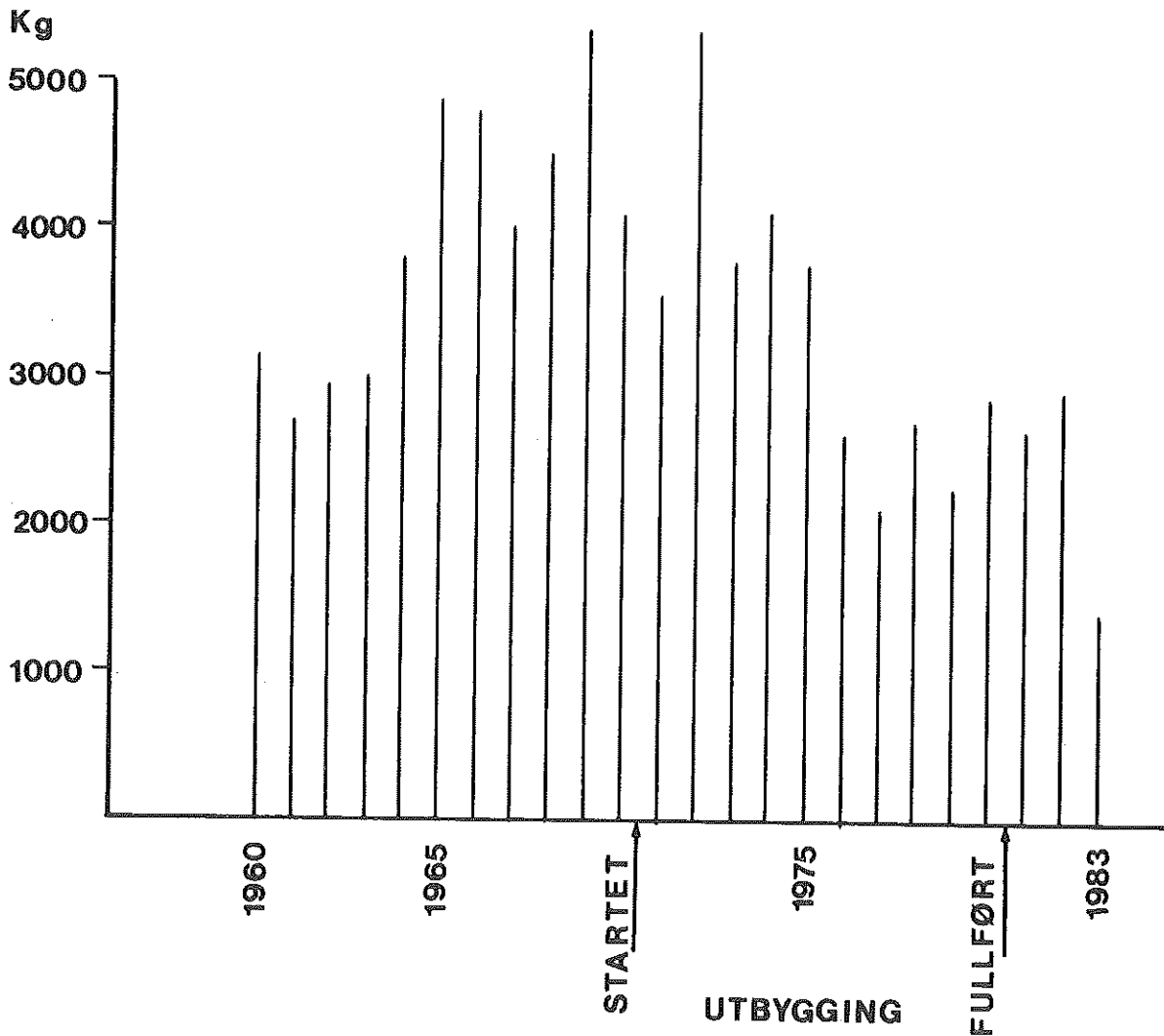


Fig. 2. Aurlandselva. Samlet fangst av sjøørret og laks i 1960-83.

vanligvis 75-80% av kiloutbyttet. En større andel av laks, opptil 35%, faller oftest sammen med gode laksår i de nærmeste elver.

For tiden etter 1945 nådde utbyttet i Aurlandselva en topp i 5-årsperioden 1966-70, se den følgende oppstilling.

Årlig gjennomsnittsfangst i 5-årsperioder i prosent  
av fangst 1946-50

	Aurlandselv	Flåmselv	Nærøydalselv
1946 - 50	100	100	100
1951 - 55	96	177	112
1956 - 60	84	129	65
1961 - 65	98	127	97
1966 - 70	129	102	58
1971 - 75	116	184	98
1976 - 80	71	191	227

I 5-årsperioden etterpå var det en svak nedgang, men fortsatt et godt fiske. Fra 1975 til 1976 sank fangsten kraftig, og frem til 1982 holdt den seg forholdsvis stabil på dette lave nivå. I 1983 var det et nytt stort fall. I oppstillingen er også medtatt fangstene i de to nærmeste vassdragene, Flåmselva og Nærøydalselva, som begge munner ut i samme fjordsystem. I Flåmsvassdraget er det en liten, gammel regulering, mens Nærøydalselva er uregulert. I begge elver utgjør laks en større andel av fangsten enn i Aurlandselva. Som det sees har utviklingen vært en annen i disse elvene. Mens 5-årsperioden frem til 1980 var den dårligste på mange år i Aurlandselva, var den i de to andre elvene den beste. Det er vanskelig å tro at den ulike bestands sammensetningen er årsaken. Med den nuværende utvikling i fisket, økt beskatning av laksen i havet og utenfor kysten og redusert garnbruk i fjordene, burde dette har trukket den motsatte vei. Dvs. redusert fangsten i lakselvene og økt den i sjøørretvassdragene.

Det er grunn til å tro at fangstutviklingen i Aurlandselva er et resultat av de nye vannføringsforhold reguleringsingen har medført. På grunnlag av sine bunndyrundersøkelser mente Raddum (1979) at fiskungene fikk et dårligere næringstilbud i de første reguleringsår, fordi bunndyrmengden og bunndyrstørrelsen sank. Årsaken var den tidligere omtalte økningen i vintervannføringen som feide de store, aktive bunndyrene til sjøs. Observante fiskere registrerte også at ungenes kondisjon var betydelig redusert. Med tanke på ørretens oppveksttid i elv og sjø kunne man vente nedgang fra midten av 70-tallet hvis reguleringen hadde en negativ virkning. Vintervannføringen er fra 1980 redusert til  $3 \text{ m}^3/\text{s}$ , omtrent som tidligere, gjennomsnittlig marsvannføring, og ungekvaliteten virker nu god og tettheten høy. En eventuell økning i tilbakevandringen vil kunne gi omslag i fisket fra midten av 80-tallet. Erfaringsmessig tar det imidlertid en viss tid å bygge opp en naturlig bestand. For å opprettholde en høy totalbestand, er det bygget et smoltanlegg som skal oppfylle det største enkeltpålegg for sjøørret gitt i Norge, 30.000 smolt pluss 10.000 laksesmolt årlig.

For fisket er både bestandstørrelsen og fangstforholdene forøvrig av betydning. Den regulerte vannføring kan gi dårlig fiske hvis vanntemperaturen blir lav. I perioder synes dette å være tilfelle i Aurlandselva. Karakteristisk nok er det temperaturkrevende tørrfluefisket etter sjøørret, som Aurlandselva var kjent for, omtrent opphørt. Store utslag fra det forholdsvis jevne fangstnivå skyldes vannføringen, og 1983 er et godt eksempel. En varmebølge i slutten av juli førte til stor snesmelting i fjellet. Vannføringen steg sterkt, og temperaturen sank så meget at fisken ikke orket å bite. I en periode lå temperaturen rundt  $6^{\circ}\text{C}$ , mens  $8^{\circ}\text{C}$  må anses som nedre grense for et meningsfylt fiske. Det ble i denne tiden bare tatt noen få fisk i de rolige ospartiene, og årsutbyttet sank til det laveste på 42 år.

### Eksingedalselva (Ekso)

Forholdene i vassdraget er beskrevet i Terskelprosjektets informasjonserie. Den undersøkte strekningen ligger langt opp i elven, og ved overføring til nabovassdraget i 1970 ble nedbørfeltet og tilsiget her redusert med ca. 70%. Elva er bred og grunn på denne strekningen, men noen minstevannføring er ikke pålagt. Ved Ekse ble det bygget en terskel og forsøksområdet med terskelbasseng og strykene oven- og nedenfor har en lengde på 1,4 km. Ovenfor ligger en kontrollstrekning med naturlige høl, Øynahølen og Båtshølen. I denne del av elven er stasjonær ørret eneste fiskeart. Etter terskelbyggingen, i årene 1976-83, økte fiskebestanden i terskelområdet med 154% i antall, på kontrollstrekningen med 14% (Andersen og Kleiven 1983).

Terskelbassengets store betydning ligger i at det er et meget gunstigere overvintringssted enn det tidligere grunne elveleiet. De harde isforholdene i dette var før den viktigste dødelighetsfaktor, men isens virkninger er blitt redusert etter at dybden er blitt økt. Om sommeren har terskelbassenget økt overlevelsesmulighetene til de minste fisk, ved å skille de ulike størrelsesgrupper bedre fra hverandre. Når bestandsøkningen på kontrollstrekningen ikke har vært like stor, kan det skyldes at dens dype høl gav bedre overvintringsmuligheter enn det grunne elveløpet nedenfor. Forutsetningen for en oppgang var ikke tilstede i samme grad. Den bedring som er konstatert kan skyldes at strømhastigheten er sunket etter vannføringsreduksjonen. Virkningen blir den samme som å redusere fallet, kfr. Hallingdalselva.

Ved utløpet i fjorden er Eksingedalselva totale nedslagsfelt 410 km<sup>2</sup>. Av dette er 152 km<sup>2</sup>, eller 37%, overført til Evanger kraftverk. Laks og sjøørret går opp en kort strekning fra sjøen. I vekt dominerer laksen i fangstene, sjøørretens årlige andel varierer fra et par til ca. 35%. Fangstutviklingen etter 1955 fremgår av Fig. 3. Med ett



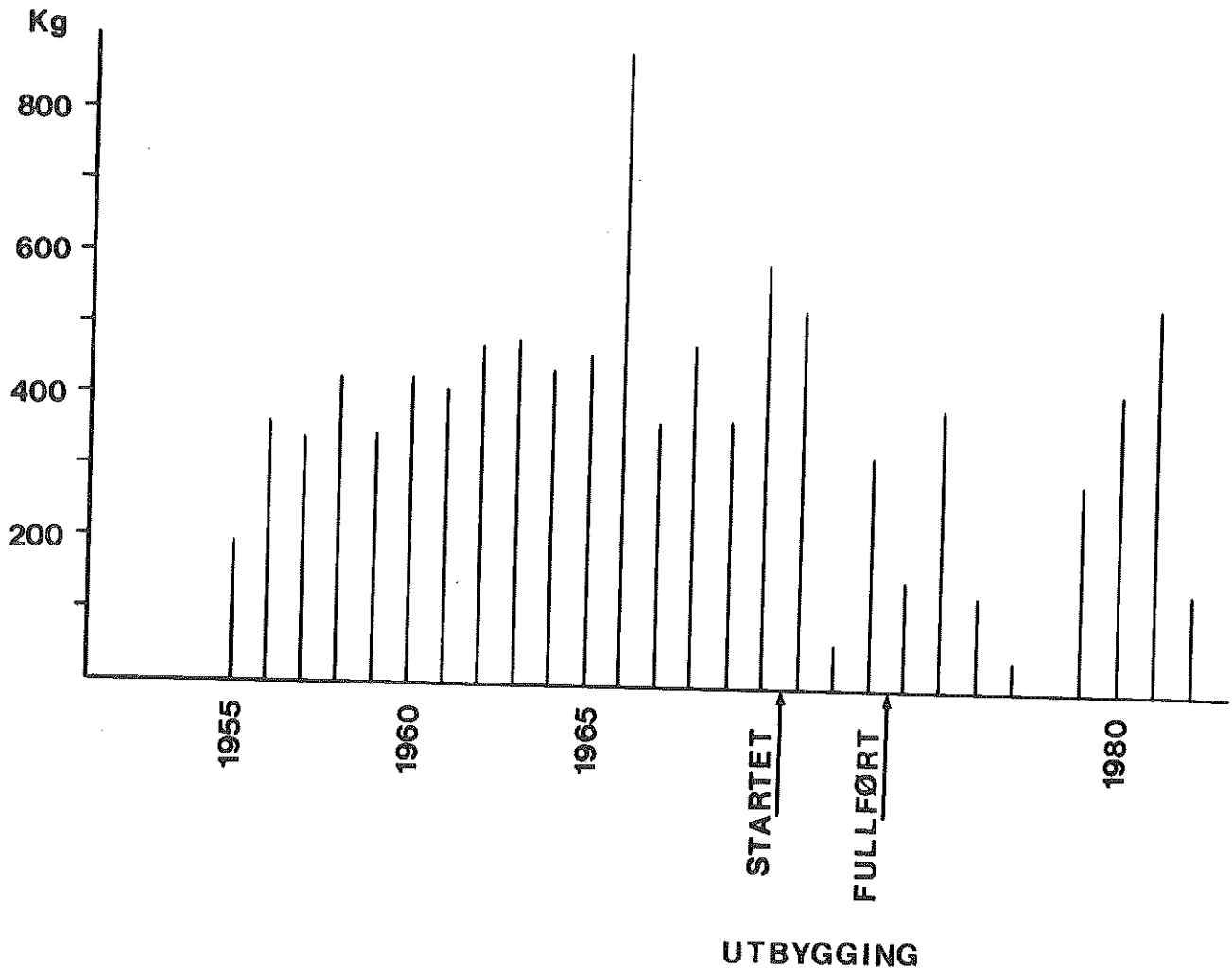


Fig. 3. Eksingedalselva. Samlet fangst av laks og sjøørret i 1955-82.

unntak var årsutbyttet før overføringene meget stabilt, men etterpå har fangstene variert sterkt. Dette kan bety at vannføringens betydning som begrensende faktor for fisket har økt. Hvis den gjenværende gjennomsnittsvannføring såvidt dekker behovet ved oppvandring og/eller utøvelsen av fisket, må man i endel år komme ned på et nivå der fangstmulighetene reduseres. I slike tilfelle er behovet for en minstevannføring tilstede.

#### Erfaringer med minstevannføringer

Minstevannføringer i regulerte vassdrag er et forholdsvis nytt tiltak som i løpet av få år har fått stor anvendelse. I Fig. 4 er vist påleggenes utforming i Hallingdalselva,

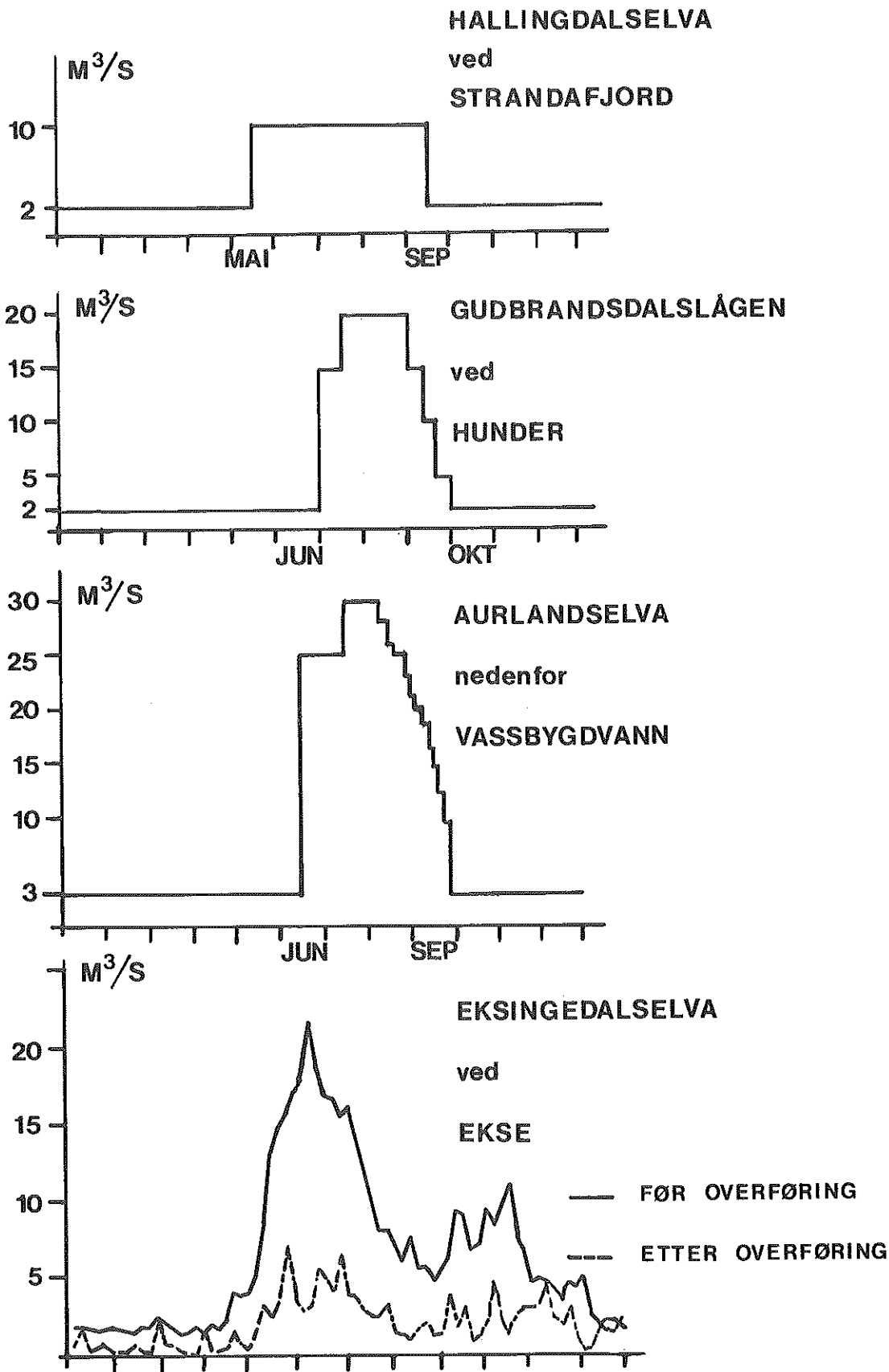


Fig. 4. Minstevannføringer ved slippstedene i Hallingdalselva, Gudbrandsdalslågen og Aurlandselva. Midlere vannføringer i Eksingedalselva ved Ekse før og etter overføring.

Gudbrandsdalslågen og Aurlandselva. De representerer tre stadier i utviklingen, som på 10-15 år har gått fra det helt enkle (Hallingdalselva) til det mer kompliserte (Aurlandselva). I figuren er også medtatt middelvannføringene i Eksingedalselva ved Ekse før og etter overføringen. Grovt regnet kan restvannføringene i disse regulerte elvene anslås som nedenfor.

Minimumstapping/restvannføring i prosent av naturlig avrenning		
	Sommer	Vinter
Gudbrandsdalslågen	5 - 10	10
Hallingdalselven	10 - 20	50
Aurlandselven	20 - 50	30 → 90
Eksingedalselven	30	30

I alle 4 er det fortsatt store, naturlige fiskebestander, som gir muligheter for fiske i elv, vann eller sjø. Erfaringen fra disse og andre regulerte elver viser at det skal meget store vannføringsreduksjoner - nesten tørrlegging - til for å sette en bestands eksistens i fare. Minstevannføringer vil redusere eller utelukke mulighetene for at så skjer. Tekniske inngrep - biotopjusteringer - kan øke sikkerheten. I de omtalte tilfelle er minstevannføringene i Gudbrandsdalslågen og Aurlandselven grunnlaget for verdifulle, vandrende storfiskebestander, mens terskelbyggingen har ført til bestandsøkning av stasjonær ørret ved Ekse. Kombinasjonen av minstevannføring og terskelbygging har opprettholdt et verdifullt fiske i Hallingdalselva.

Sett fra et fiskerisynspunkt er ikke alltid vannføringsreduksjoner et onde. Hvis vannhastigheten fører til alvorlig stress for fiskebestanden, kan nedsatt vannføring være fordelaktig. Men minstevannføringer, overføringer og reduserte nedslagsfelt i noen vassdrag fører

til at man på andre steder eller tider får langt større vannføringer enn tidligere. Tilsynelatende har dette påvirket fiskebestandene lite, men Raddums undersøkelser kan føre til en revurdering av denne oppfatningen.

Pga. de lave, naturlige vintervannføringer må slippene være forholdsvis større om vinteren enn om sommeren. Noe fast forholdstall mellom minstevannføring sommer og vinter, kan ikke gis. Det må avhenge av lokale forhold, art og hensikten med slippet. Vandringer og utøvelsen av fisket krever mer vann enn opprettholdelse av fiskens livsfunksjoner. Liten vannføring kan gjøre det lovlige fisket sårbart, men lette den ulovlige beskatningen. Virkningen av vannslipp er ikke proporsjonal med avgitt vannmengde. Slippets kvalitet, dvs. tidspunkt, rytme, temperatur, turbiditet og uttynningseffekt kan ha avgjørende betydning for fisk og fisket. Brå overganger fra flomsituasjoner til minstevannføring kan tørrlegge både fiskunger og næringsdyr. Nedtrapping til minstevannføring før fisken gyter anses som gunstig for klekkesultater, men forholdet er ikke undersøkt.

Minstevannføringer eller reduserte tilsig kan også prege fisket i vannene i et vassdrag. Tidligere regnet man med at virkningene var gunstige, fordi utførselen av nærings-salter og -organismer ville reduseres i den viktigste produksjonsperioden. I praksis har det imidlertid vist seg at et slikt inngrep kan slå begge veier. Elvene fører også næring og fisk til vannene, og de lokale forhold avgjør om det blir gevinst eller tap.

#### Bruken av kunnskaper

Henrik Ibsen skal engang ha sagt: "Jeg spørger kun, mitt kall er ei at svare". Når det gjelder fastsettelse av minstevannføringenes størrelse og slipperytme, er nok også spørsmålene langt lettere å stille enn å besvare.

Hva er så de rette svar i denne sammenheng? Til tross for mange års forskning i regulerte vassdrag, må det erkjennes at biologene har lettere for å liste opp store mengder generelle erfaringer enn å gi konkrete og tilnærmet entydige svar. Det kan være minst to mulige forklaringer på dette:

For det første er "rett svar" helt avhengig av hva man vil bruke et vassdrag til. Er det kraftproduksjon eller transport, fiske eller annen rekreasjon, undervisning eller naturopplevelse eller en blanding av disse bruksmåter og flere til? Uten en avklaring på forhånd er bruken av selv de beste kunnskaper nytteløs. I norsk vannkraftdebatt har man idag et noe diffust ønske om å få både i pose og sekk, dvs. høste fordelene ved utbygging uten å få noen ulemper. Dette er som regel ikke mulig, og man kan heller ikke vente at vassdragene som mister en vesentlig del av sin vannføring ved overføring eller utbygging skal være de samme som tidligere. Alle interessegrupper, inklusive de biologiske, blir berørt. Bruken av naturressurser er til syvende og sist et politisk spørsmål. Mange hensyn skal tilgodeses, hvorav de fleste ikke er biologiske.

For det andre vil vi stille spørsmålet om man utnytter den eksisterende kunnskap godt nok for å fastsette de rette minstevannføringer. Det mangler idag en skikkelig sammenstilling av hva man allerede vet om virkningene av minstevannføringer på fisken og dens miljø. Likeledes er det gjort for få direkte målrettede undersøkelser i vassdrag som har hatt reduserte vannføringer i en årrekke. Mange prosjekter har idag en tendens til å flyte ut i generelle økologiske prosjekter med for stort ambisjonsnivå og med omfattende innsats på områder som betyr marginalt i denne sammenheng. Som arbeidshypotese kan man komme langt med antakelsen om at den vannføring som er tilstrekkelig for fisken også er tilstrekkelig for de fleste organismer i fiskens næringskjede. Med dagens ressurser både hva penger og personell angår, tror vi at en slik målretting og avskalling til det strengt nødvendige

er eneste farbare vei. Men i tillegg må regulanter og myndigheter være villige til å prøve seg frem med fleksible minstevannføringer i større grad enn hva tilfellet er idag. I en overgangsperiode må det være anledning til innen gitte grenser å eksperimentere, for å dekke summen av behov best mulig.

Vi fristes til å avslutte med et visdomsord av en mindre berømt nordmann enn Ibsen: "Det er ikke nok å gjøre tingene riktig, man må også gjøre de riktige tingene".

#### Referanser

Aass, Per, 1978. Ørret og ørretfiske i Hallingdalselva ved Gol. Inf. Terskelprosjektet 7, 39 s.

Aass, Per, 1983a. Hunderfossutbyggingen og rekrutteringen av Hunderørretårsklassene 1975-81. Stensil 24 s.

Aass, Per, 1983b. Ørreten i Hallingdalselva og Hemsil. Inf. Terskelprosjektet 22, 48 s.

Andersen, T.F. og E. Kleiven, 1983. Prøvefiske i Eksingedalselva ved Ekse 1983. Foreløpig rapport til Terskelprosjektet nov. 1983.

Mellquist, P., 1976. Informasjon om Terskelprosjektet. Inf. Terskelprosjektet 1, 47 s.

Raddum, G., 1979. Faunaendringer i Aurlandelva. I Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakselver. Eds. T.B. Gunnerød & P. Mellquist.

## VATTENFÖRINGAR I REGLERADE ÄLVAR MED OLIKA REGLERINGSGRAD, MINIMITAPPNINGAR OCH INVERKAN PÅ FISKE.

Thorsten Anderson

Flertalet av de stora utbyggda norrlandsälvarna har hög regleringsgrad, dvs de har årsmagasin med tillräckligt stor volym för att kunna magasinera större delen av vattentillförseln under år med normal tillrinning \*. För nedan upptagna älvar har regleringsgraden angivits dels vid nedersta kraftverket dels vid utloppet av det nedersta (större) årsregleringsmagasinet.

Umeälven vid Pengfors kraftverk:	52%
" vid Storumans utlopp:	66%

Angermanälven vid Sollefteå kraftverk:	43%
Aseleälven vid Malgomajs utlopp:	54%
Faxälven vid Vattudalens utlopp:	56%
Fjällsjöälven vid Tåsjöns utlopp:	67%

Indalsälven vid Bergeforsens kraftverk:	40%
" vid Storsjöns utlopp:	61%

Enstaka sjöar tjänstgör också som flerårsmagasin, som fylls endast under vattenrika år och som kan ha en regleringsgrad större än 100%.

Nedre delarna av älvarna är ofta helt avtrappade med kraftverksmagasin. I flertalet av dessa förekommer effektreglering, dvs korttidsreglering är i regel tillåten mellan 0 m<sup>3</sup>/s och respektive kraftverks utbyggnadsvattenföring. Den största effektregleringen förekommer i Luleälven, där vattenföringen i flera kraftverk korttidsregleras mellan 0 m<sup>3</sup>/s och 1 040 m<sup>3</sup>/s.

---

\* Regleringsgraden anger förhållandet mellan regleringsvolymen och den vattenmängd som passerar älven vid en viss punkt under ett medelår (30-årsserie).

Öring- och harrbestånden är i regel helt utslagna i kraftverksmagasinen, men restbestånd finns i en del magasin med lämpliga betingelser, bl a i Indalsälven.

I älvarnas övre delar har ett stort antal fallsträckor torrlagts genom förbiledning av vattnet genom kraftverk vid sidan av älvfåran. Ävenså har vattenföringen i många bivattendrag reducerats kraftigt genom överledning av vattnet från de övre delarna av bivattendragen till kraftverks- eller årsregleringsmagasin. Som exempel kan nämnas Juktån som överleds från Storjuktan till Storuman i Umeälven. Minimitappningen i Juktån nedströms Storjuktan har av vattendomstolen fastställts till 5 m<sup>3</sup>/s under sommaren och 3 m<sup>3</sup>/s under vintern, vilket motsvarar normal lågvattenföring respektive lägsta lågvattenföring. De största ingreppen har gjorts i Fjällsjöälvens övre del, där överledning skett av Saxälven, Sjougdälven och Korpån. Eftersom ingen eller obetydlig minimitappning fastställts har överledningarna medfört stora skador på bestånden av öring och harr i vattendragen nedströms överledningsställena.

I Ljungan är tillgången på sjöar som kan tjänstgöra som regleringsmagasin förhållandevis färre än i övriga större Norrlandsälvar, vilket medfört att regleringsgraden är lägre. Räknat från utloppet av Ljungans översta regleringsmagasin, Storsjön i Härjedalen, är regleringsgraden på olika platser följande:

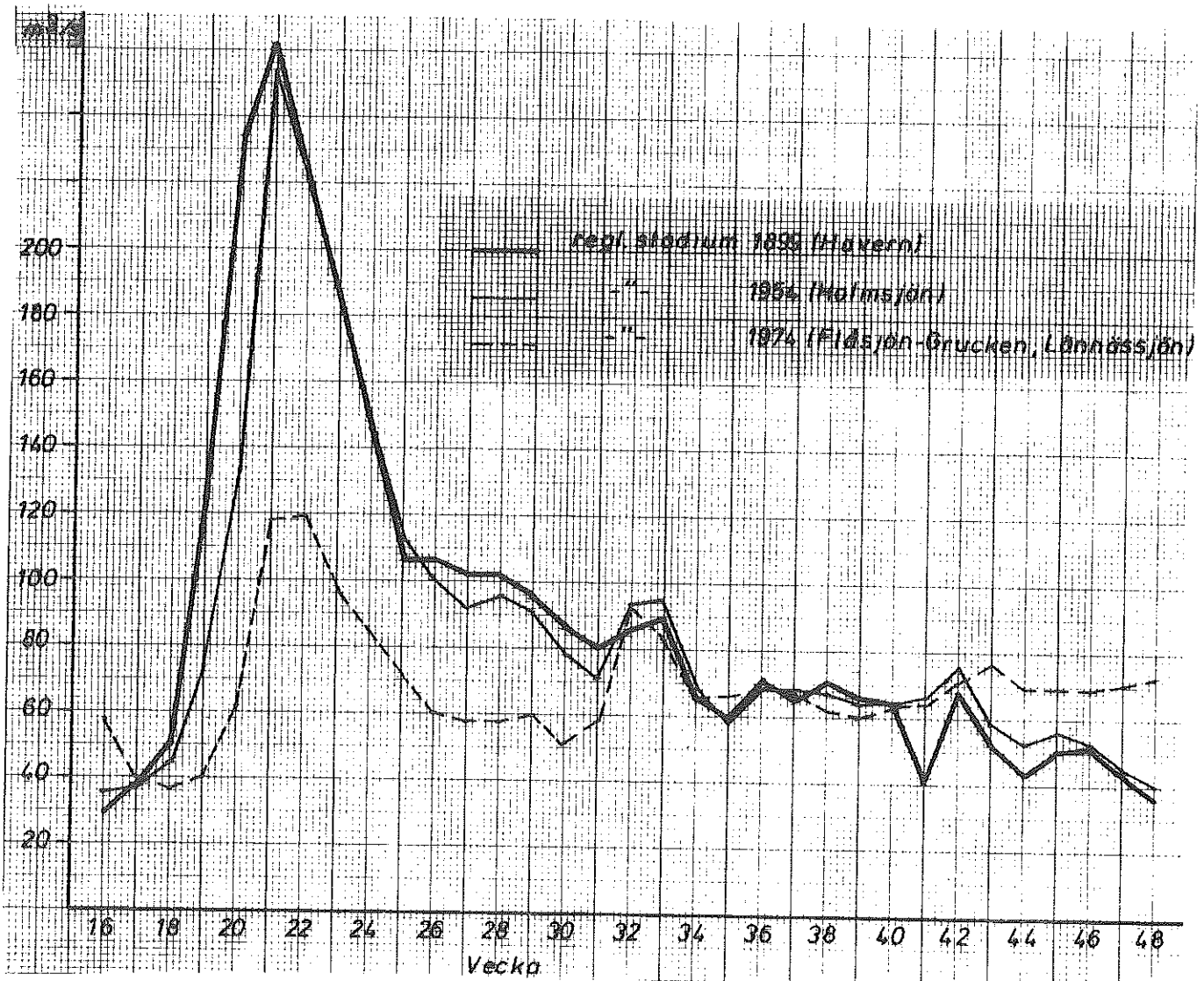
Utloppet av Storsjön (mag.volym 95 Mm <sup>3</sup> ):	16%
" " Flåsjön ( " " 400 " ):	60%
" " Lännässjön ( " " 20 " ):	40%
" " Havern ( " " 100 " ):	32%
" " Holmsjön ( " " 190 " ):	38%
Nederede kraftverk nedströms Gimåns inflöde:	32%
Viforsens kraftverk (nedersta kraftverket):	29%

Mellan Holmsjön och Viforsen är Ljungan helt utbyggd med kraftverk. Nedströms Lännässjön avleds älven via Trångfors kraftverk till Nästelsjön, varigenom en närmare två mil lång torrsträcka erhållits (0-tappning vintertid). Några strömsträckor med för-



hållandevis god vattenföring och hyggligt fiske har dock bibehållits i övre och mellersta Ljungan. Hit hör Sölvbackaströmmarna nedströms Storsjön, Nästelströmmen nedanför Nästelsjön samt (Haverö-)Kölsillre-strömmarna nedanför Havern. Mest betydelsefull ur fiskesynpunkt är dock älvsträckan nedströms Viforsen som är lax- och havsöringförande. Vattenföringen på denna sträcka är förutom av den lokala tillrinningen beroende av tappningarna från Holmsjön och Gimån.

Den reglerade veckomedelvattenföringen under sommarhalvåret nedströms Holmsjön framgår av figur 1, där regleringsstadium "Havern 1899" närmast motsvarar oreglerade förhållanden. Efter reg-

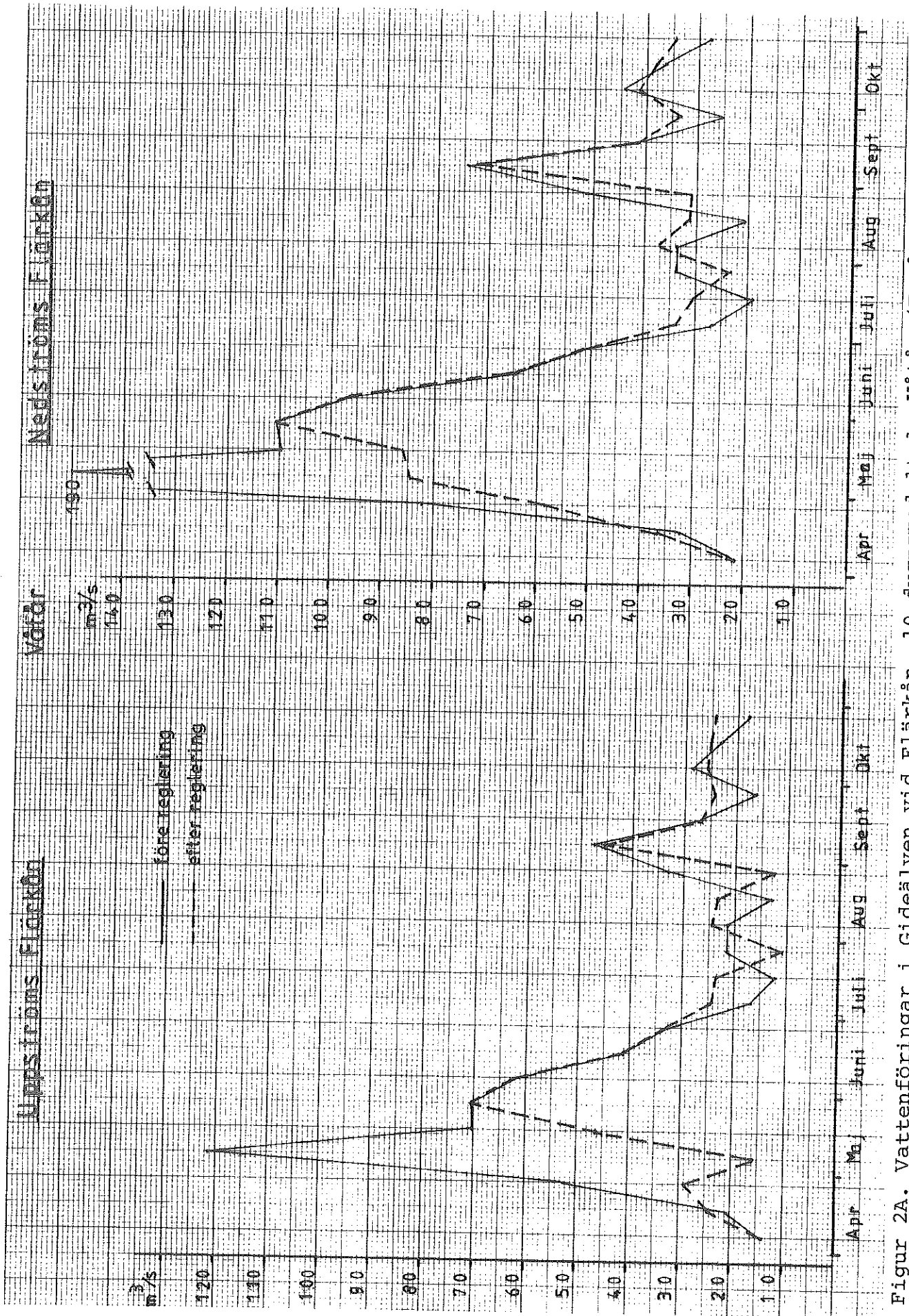


Figur 1. Vattenföringar i Ljungan vid Holmsjöns utlopp, medeltal av veckomedelvärden i m<sup>3</sup>/s åren 1961-70.

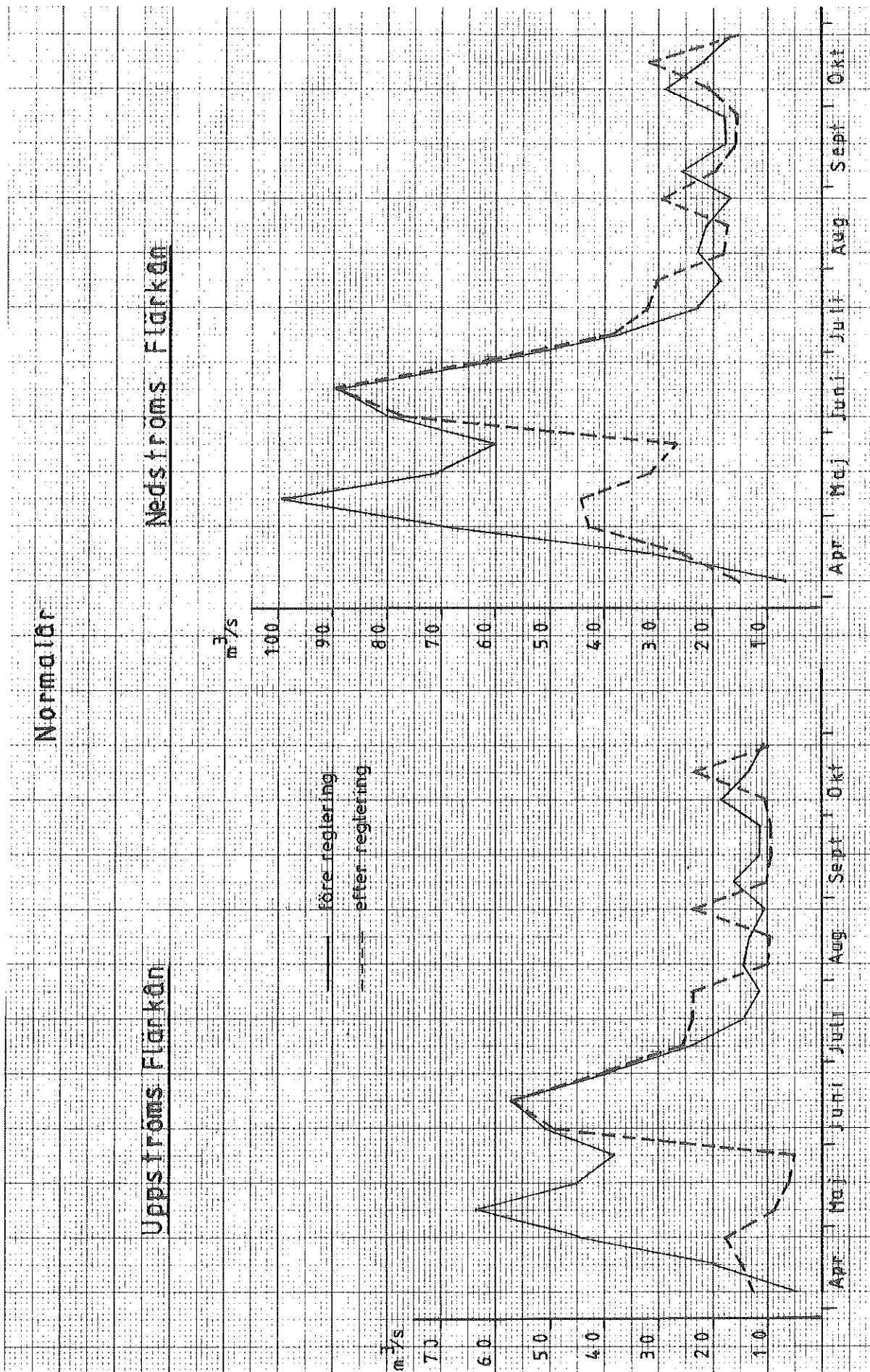
leringsstadium 1974, som är slutstadiet och inkluderar samtliga årsregleringsmagasin, återstår under normalår en mindre vårflodstopp och en sensommarvattenföring av samma storlek som under oreglerade förhållanden. Minimitappningen från Holmsjön är  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  eller lägst den naturliga tillrinningen till sjön. Från Gimån (Torpshammars kraftverk) är nolltappning tillåten. Under vattenfattiga år kan vattenföringen nedströms Viforsen tillfälligt nå mycket låga värden till följd av korttidsreglering (0-tappning) vid Torpshammar och i övrigt låg tillrinning till Ljungan. Detta är givetvis till nackdel för lax- och havsöringproduktionen på sträckan. Regleringsintressenterna försöker dock numera i möjligaste mån undvika att denna situation skall uppstå genom bättre samkörning av tappningarna från Gimån och Holmsjön.

En skogsälv med sjöfattigt nederbördsområde är Gideälven, som är aktuell för en mer omfattande kraftutbyggnad. Utöver ett redan befintligt kraftverk vid mynningen (Gideåbacka) har tillstånd givits till utbyggnad av ytterligare tre kraftverk i älvens nedre del på en sammanlagd sträck av 55 km. Inom denna del blir skadan på de lokala strömfiskbestånden total. Skadan på produktionen av lax och havsöring kommer att ersättas genom utsättning av odlad fisk (ca 15 000 st smolt per år). Kraftintressenterna har även ansökt om tillstånd att anlägga ett regleringsmagasin i älvens övre del uppströms Stennäs, ca 110 km från mynningen. Magasinet tillskapas genom överdämning av ca 2 500 ha skogs- och myrmark. Regleringen kommer bl.a. att påverka vattenföringen och fisket på den 55 km långa nedströmssträckan mellan Stennäs och Björna kraftverksmagasin. Älven har här en sammanlagd fallhöjd av 105 m och består till stor del av forssträckor. Ett tillskott av vatten sker från biflöden, främst Flärkån som utmynnar i Gideälven ca 77 km från havet och som vid sammanflödet svarar för 36% av älvens totala nederbördsområde. Regleringsgraden är vid Stennäs 35% och strax nedströms Flärkåns inflöde 20%. För att snabbt kunna återfylla magasinet har sökande begärt att ingen tappning skall ske från magasinet under fyllnadsperioden.

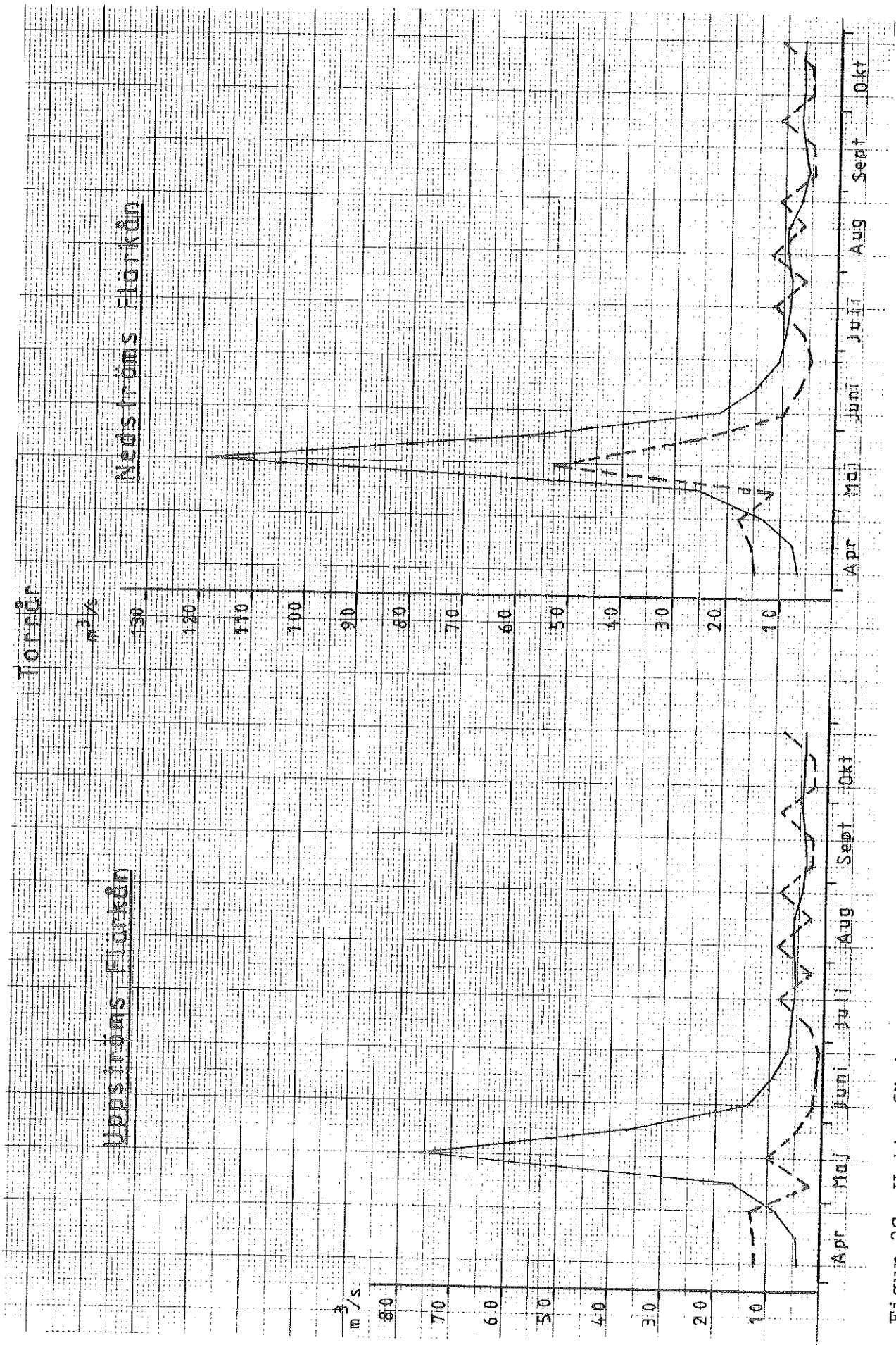
Hur sökandes förslag kommer att påverka vattenföringen i Gideälven omedelbart uppströms och nedströms Flärkåns inflöde framgår av figur 2. Inverkan av nolltappningen är givetvis minst under



Figur 2A. Vattenföringar i Gideälven vid Flärkån, 10-dygnsmedelstal. Vårar (Typår 1953).



Figur 2B. Vattenföringar i Gideälven vid Flårkån, 10-dygnsmedeltal. Normalår (Typår 1952).



Figur 2C. Vattenföringar i Gideälven vid Flårån, 10-dygnsmedeltal. Torrår (Typår 1976).

vattenrika år, då vårfloden försenas två veckor uppströms Flärkån. Under normalår försenas vårfloden ca sex veckor och får en kort varaktighet. Under vattenfattiga år försvinner vårfloden helt uppströms Flärkån och vattenföringen går tidvis ned till mycket låga värden. Några större ändringar av sommarvattenföringen jämfört med oreglerade förhållanden synes ej ske.

I yttrandet angående tillåtligheten har fiskeriintendenten sagt att nolltappning från magasinet ej kan accepteras ur fiskesynpunkt, bl a med hänsyn till risken för ökad försurning från bivattendragen under vårflodstid. (Alkaliniteten i bivattendragen når sällan upp till 0,1 mekv/l och ligger ofta under 0,05 mekv/l.) Fiskeriintendenten har föreslagit en minimitappning vid Stennäs som ej bör vara lägre än den oreglerade somarmedelvattnenföringen (juli-september) under torrår (ca 4,5 m<sup>3</sup>/s). Vidare har fiskeriintendenten begärt att sökande skall utarbeta tappningsförslag som innebär att tappningen bättre anpassas till den naturliga vårfloden. Vårflodsanpassad tappning bör utan större nackdel för kraftföretaget kunna utföras under våtår och normalår. Under vattenfattiga år är det dock uppenbart att energiförluster måste uppstå. En högre tappning under framförallt vattenfattiga år kommer också i strid med naturvårdsintresset uppströms dammen, eftersom man från detta håll har önskemål om att magasinet skall återfyllas så snabbt som möjligt.

Ovanstående exempel från Gideälven visar att det även vid en låg regleringsgrad kan vara svårt att göra en lämplig avvägning mellan olika intressen vad gäller fördelningen av vattenresurserna, åtminstone under vattenfattiga år. Om man enbart ser till fiskeintresset så är detta, utom i hårt rensade vattendrag, mest betjänt av en så hög minimitappning som möjligt och att denna i möjligaste mån anpassas till den naturliga årsrytmen. Om tillgången till vatten är liten, torde det vara lämpligare att ha en jämn fördelning av tappningen under hela eller större delen av (den biologiska) produktionsperioden. På längre nedströmssträckor kan en viss säsongsvariation erhållas genom inflöde av vatten från sidovattendrag, beroende på dessas storlek och belägenhet.

## EXEMPLET SÖLVBACKA STRÖMMAR

Sten Andreasson

### Områdesbeskrivning

Sölvbacka strömmar kallas den ca 6,5 km långa del av Ljungan, som är belägen mellan Storsjön i Härjedalen och Gruckensjöarna på gränsen mellan Härjedalen och Jämtland. Fallhöjden på sträckan är ca 64 m. Älvens bredd varierar mellan 20 och 100 m. Forssträckor omväxlar med lugnvatten (håar och edor). Forssträckornas botten och stränder utgörs av grova stenar och block.

Den oreglerade medelvattenföringen i strömmarna uppgick till  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ . Normal högvattenföring, som inträffar i samband med vårfloden i maj-juni, anges till  $152 \text{ m}^3/\text{s}$  medan den normala lågvattenföringen var  $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Den uppströms belägna Storsjön ( $20 \text{ km}^2$ ) regleras sedan år 1964 med en damm i utloppet mellan höjderna +561,6 och +566,0 m, dvs med en amplitud av 4,4 m. Enligt vattenhushållningsbestämmelserna skall i vad på dammens skötsel beror ständigt framsläppas minst  $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$ . Regleringen innebär väsentligen att i första hand vårfloden men också större flöden på sensommaren och hösten magasineras i Storsjön för att nyttiggöras i nedströms belägna kraftverk under vintern. Den reglerade vattenföringen torde relativt sällan nedgå till  $1,6 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Älvsträckan har varit allmän flottled. Botten och stränderna har under tidernas lopp rensats vid ett flertal tillfällen. Sista rensningen på 1950- eller 1960-talet gjordes med maskiner. Flottningen har numera upphört.

Dammen i Storsjöns utlopp har en längd av ca 60 m. Den är byggd i betong och försedd med två utskov. Regleringen av Storsjön sker väsentligen genom ett bottenutskov.

#### Bakgrund till minimitappningsfrågan

Regeringen beslöt den 8 mars 1979 att ge Trångfors AB tillstånd att anlägga ett kraftverk och vattendomstolen gav den 4 oktober 1979 bolaget tillstånd till byggandet av detta. Älvfåran skulle därmed torrläggas.

Sedan bolaget börjat förberedelserna för bygget uppstod efter hand en allt starkare opinion mot det tilltänkta kraftverket. Regeringen uttalade efter uppvaktning från Bergs kommun att lagliga förutsättningar saknades för en ändring av regeringens tidigare beslut.

Efter i riksdagen väckta motioner föreslogs därefter att regeringen skulle få till stånd en överenskommelse med Trångfors AB att tills vidare avbryta arbetena och avstå från sin rätt. Regeringen uppdrog åt justitiekanslern att förhandla med bolaget i syfte att nå en överenskommelse.



Fiskeriintendenten ombads av förhandlaren att ge synpunkter på vilken minimitappning som skulle erfordras för att "i stort sett bibehålla nuvarande fiske" respektive för att "bibehålla ett meningsfullt fiske". Provtagningar genomfördes i början av maj 1980 med 8 m<sup>3</sup>/s respektive 1,7 m<sup>3</sup>/s för att någon uppfattning skulle fås om torrlägningsarealer och strömförhållanden på olika avsnitt av sträckan.

#### Allmänna principer om minimitappning för fisket

Våra kunskaper om hur en minimitappning bör utformas är mycket bristfälliga. För att få optimal effekt av en minimitappning på en strömsträcka behöver man veta vad som är minimerande och dimensionerande för produktionen av fisknäringssystemer och fisk i olika åldersstadier.

En minimitappning måste naturligtvis utformas individuellt för det enskilda fallet och i regel kombineras med biotopåtgärder. På teoretiska grunder kan dock anges vissa allmänna principer som bör gälla och som rimligtvis ger en mer biologiskt anpassad modell än den nu vanligast förekommande med endast en fastställd lägsta vattenföring året om eller ibland en nivå för sommertappning och en för vintertappning. Dessa principer skulle kunna formuleras enligt följande.

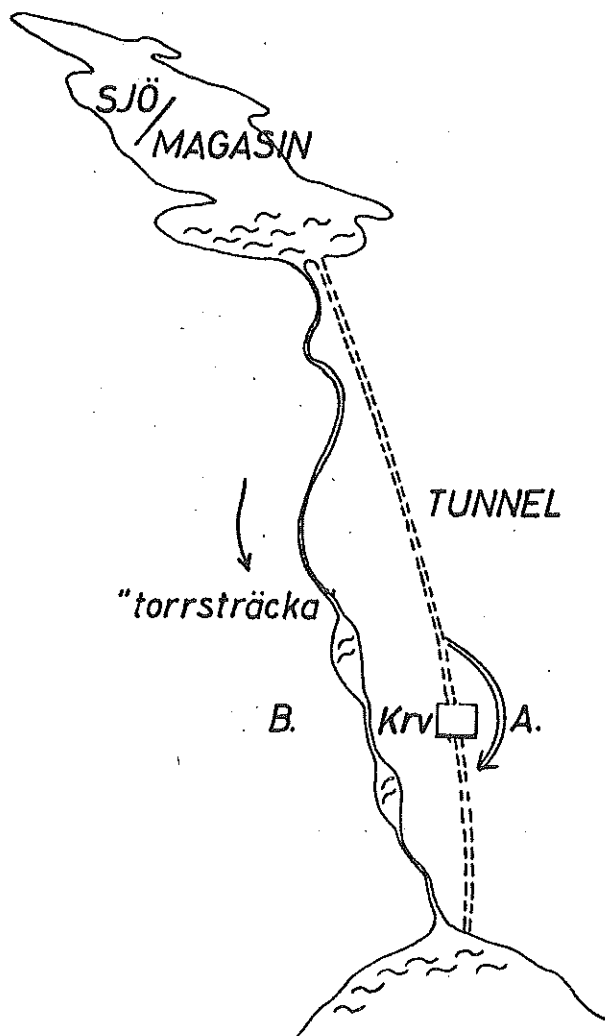
Allmänt gäller att det är en fördel med 1) en högre tappning sommartid och en lägre vintertid 2) en kortvarig

(någon-några veckor) mycket hög tappning under tiden för normal vårflod 3) mjuka övergångar vid ändring i tappning speciellt vid minskad tappning 4) tappning av ytvatten under sommartid (från sjö eller magasin) och 5) relativt stabila vattenföringar dvs att stora tappningar utöver minimitappningar ej göres.

Några viktiga frågor som skulle behöva belysas i ett forskningsprogram är dessa:

1. Vilken relation mellan vinter- och sommartappning är optimal (t ex 1:20, 1:10, 1:2)? Relationerna bör sannolikt vara olika för en stor älv och en liten å.
2. Vilken tidpunkt för vårtappning (ökad tappning) bör väljas? Vårtappningen bör sannolikt inte komma för sent utan börja innan temperaturen stiger och den biologiska produktionen accelererar (före "vårexplosionen"). Hänsyn måste också tas till lektid för vårläkande arter (harr).
3. Vårtoppens storlek och tidsutdräkt. Är det viktigare med en kortvarig hög tappning än en mer utdragen men lägre tappning?
4. Vilken tidpunkt för hösttappning (minskad tappning) bör väljas? Här måste bland annat tas hänsyn till lektid för höstlekande arter (öring).

5. Inverkan av oönskade stora tappningar speciellt vid lågvattenperiod vintertid. Vilken negativ inverkan fås på bottenfauna respektive på fisk direkt?
6. Tekniska och ekonomiska möjligheter till omledning förbi kraftverk för att eliminera "störttappningar" vid överskott på vatten, avställning av kraftverk vid reparationer m m (se figur 1).



Figur 1. En omledning (A) förbi ett kraftverk skulle medge att en "torrsträcka" med minimitappning (B) ej utsattes för oönskade stora tappningar vid driftstörningar o d.

Synpunkterna och frågeställningarna som redovisats ovan blev aktuella i fallet Sölvbacka strömmar och är framför allt tillämpbara på norrländska strömvatten/torrsträckor.

#### Minimitappningsförslag för Sölvbacka strömmar

Med ledning av syner vid provtappningarna, det teoretiska resonemanget i föregående avsnitt och diskussioner om realistiska vattenmängder för fiskeintresset föreslogs följande preliminära tappningsplan.

jan - april	1,6 m <sup>3</sup> /s	4 mån
1-14 maj	3,0 m <sup>3</sup> /s	½ mån
15-31 maj	8,0 m <sup>3</sup> /s	½ mån
1 juni-31 juli	15,0 m <sup>3</sup> /s	2 mån
1-31 aug	8,0 m <sup>3</sup> /s	1 mån
1 sept-14 okt	3,0 m <sup>3</sup> /s	1½ mån
15 okt-dec	1,6 m <sup>3</sup> /s	2½ mån

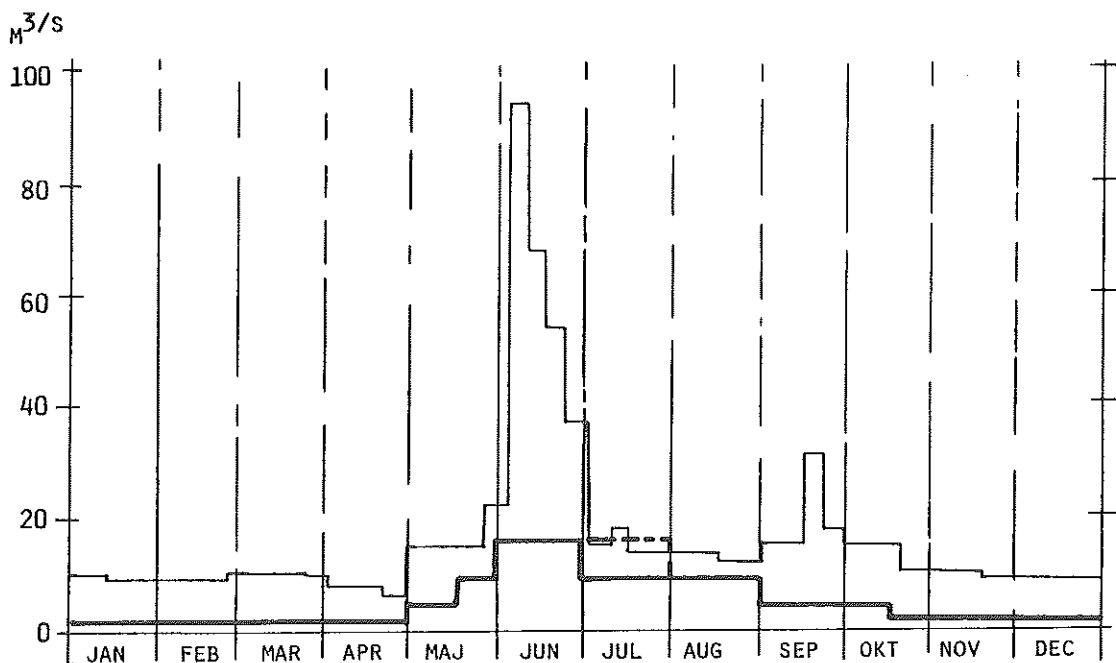
Tappningsplanen ska ses som ett försök att optimera förutsättningarna för produktion av fisknäringssystemer och fisk - inom vissa ramar. Avkortning av tiden för den högsta tappningen 15 m<sup>3</sup>/s under juli månad sades möjligen kunna diskuteras. Juni månad bedömdes som viktigast för den högre tappningen. Vidare fås under extrema torrår avvikelser för perioden augusti-september, då den naturliga tillrinningen kan underskrida 3 m<sup>3</sup>/s.

Enligt förslaget skulle vattenföringen således under vinterhalvåret (6½ månad) vara densamma som normal låg-

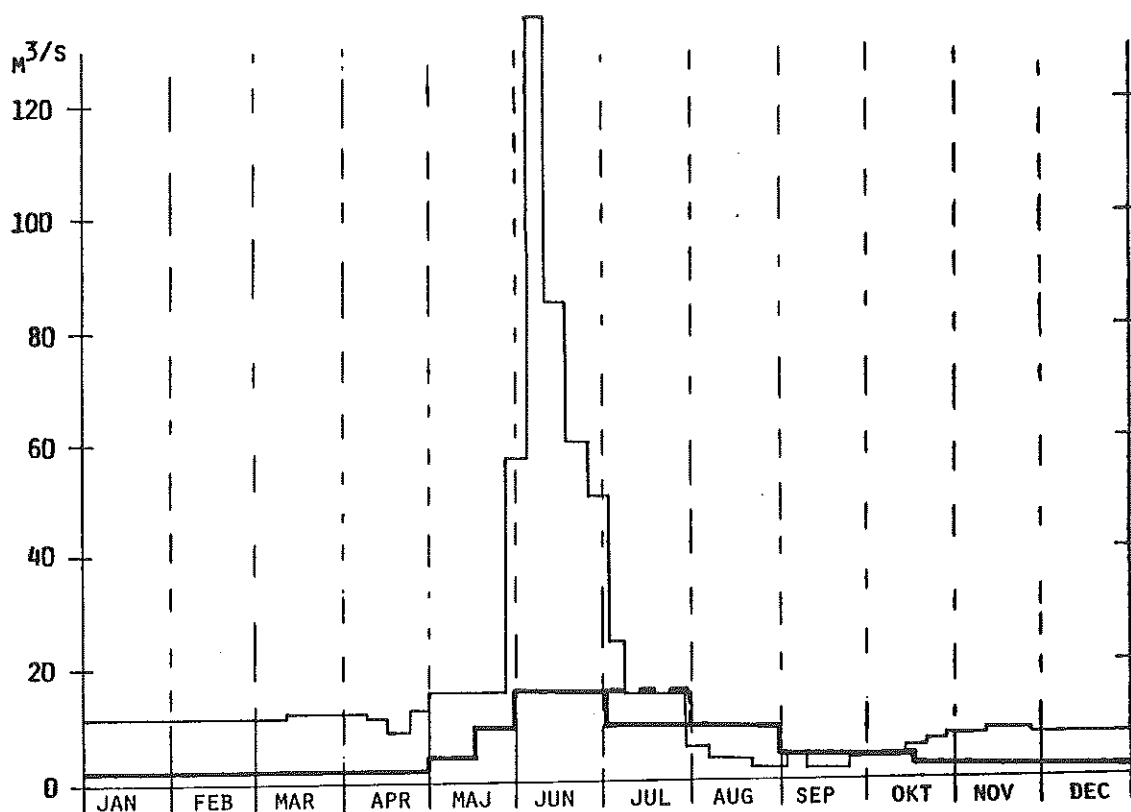
vattenföring medan vårfloden skulle kapas och sommarvattenföringen i regel bli betydligt lägre än nuvarande vattenföring.

Tappningsförslaget jämfört med nuvarande reglerad vattenföring återges grafiskt för medelår respektive torrår i figur 2 och 3. Av figur 4 och 5 framgår hur tappningen enligt förslaget skulle bli jämfört med faktisk tappning åren 1975-76 och 1978-79.

Den aktuella strömsträckan är påverkad av Storsjöns årsreglering med bland annat hög vintervattenföring som följd. Som framgår av diagrammen inträffar med nuvarande reglering vissa år perioder med mycket låg vattenföring under sensommaren och under senvintern. Vidare förekommer abrupta förändringar i vattenföring vår och som-



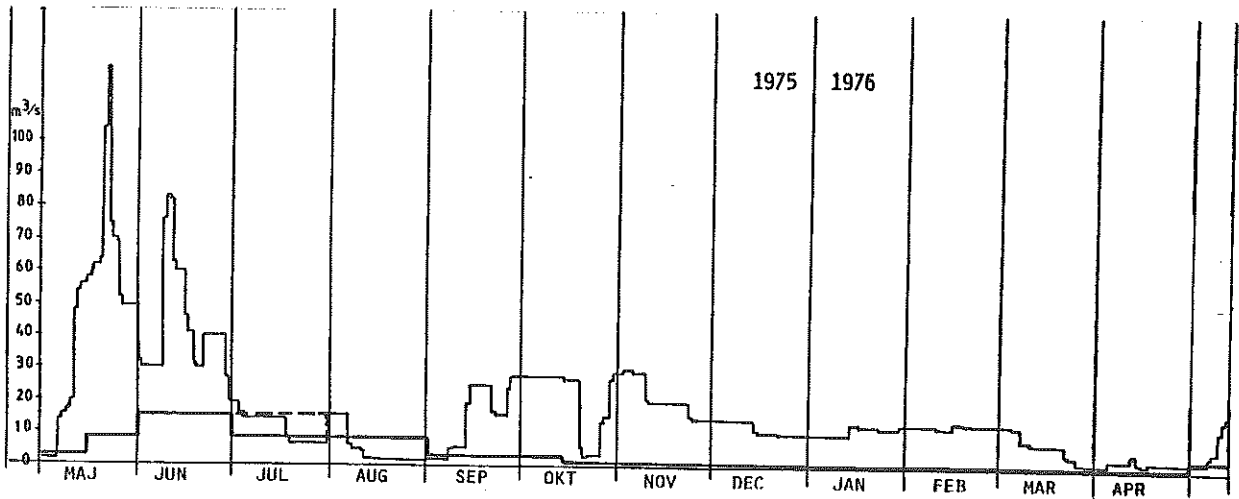
Figur 2. Föreslagen tappningsplan för Sölvbacka strömmar (—) jämfört med nuvarande reglerad vattenföring, veckovärden (---). Medelår (1965).



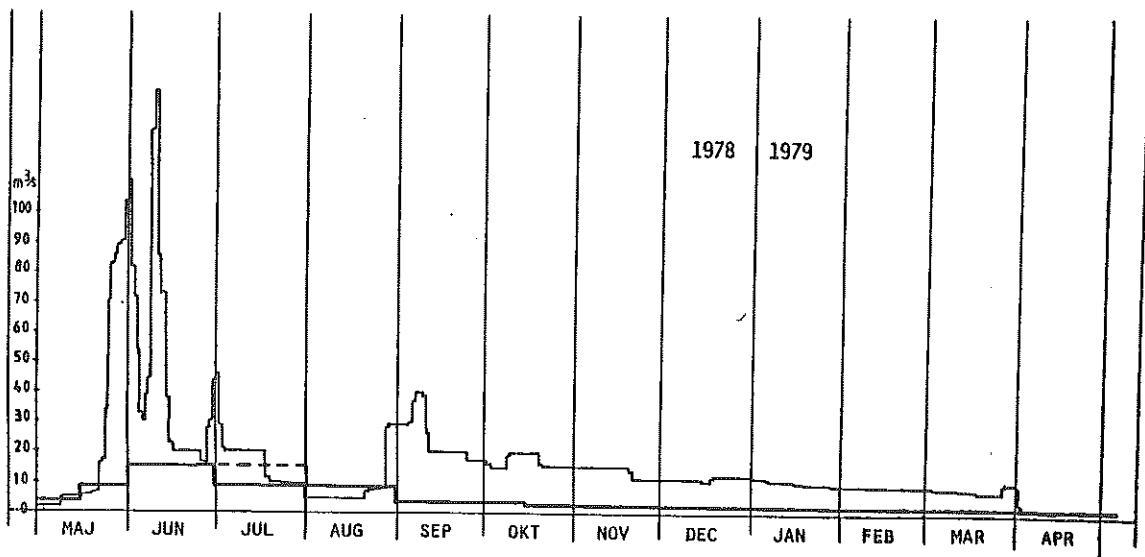
Figur 3. Föreslagen tappningsplan för Sölvbacka strömmar (—) jämfört med nuvarande reglerad vattenföring, veckovärden (---). Torrår (1968).

mar. En skada på fiskbestånden har uppkommit genom årsregleringen men storleken på denna är ej känd. Några undersökningar över nuvarande fiskbestånd har ej kommit till stånd.

Den föreslagna tappningsplanen bedömdes kunna "bibehålla ett meningsfullt fiske". Produktionen av näringsorganismer och fisk skulle totalt sett hamna på en lägre nivå än vid nuvarande förhållanden. Å andra sidan bedömdes att viss negativ påverkan av nuvarande reglerade förhållanden skulle elimineras.



Figur 4. Föreslagen tappningsplan för Sölvbacka strömmar (—) jämfört med nuvarande reglerad vattenföring 1975-76, dygnsvärden (---).



Figur 5. Föreslagen tappningsplan för Sölvbacka strömmar (—) jämfört med nuvarande reglerad vattenföring 1978-79, dygnsvärden (---).

Frågor i efterhand och för framtiden

Det presenterade förslaget till tappningsplan för Sölvbacka strömmar baseras ej på ingående kännedom om bottenfaunan, fisksamhället eller strömsträckan. Något egentligt allmänt kunskapsunderlag om minimitappningar finns för närvarande inte. Forskningsbehovet är stort och några viktiga frågor som behöver studeras har berörts i tidigare avsnitt. Frågan som nu kan ställas är om förda teoretiska resonemang i grunden är riktigt och om den föreslagna tappningsplanen kan anses optimal - med nuvarande kunskap. Är t ex en större vartappning (vårflod) så viktig att den är dimensionerande och bör prioriteras före en relativt hög sommartappning med längre varaktighet? Är tidpunkterna för ökad respektive minskad tappning rätt valda? Är det riktigt att arbeta med många steg i tappningsändringar i stället för några få? Är nivåskillnaderna i dessa steg riktigt valda?

Sölvbacka-fallet är av intresse därför att detta var första gången man "vände på frågan" och alltså utgick ifrån minimibehovet för de s k motstående intressena - i detta fall som oftast fisket. Regeringen har under våren 1984 lagt en proposition om fortsatt vattenkraftutbyggnad med 3,8 TWh - baserad på Vattenkraftberedningens betänkande (2,5-3 TWh). Energikommittén har under hösten 1984 avgett betänkandet "I stället för kärnkraft" (SOU 1984:61) där man bland annat förordar ytterligare vattenkraftutbyggnad.



Vi kan förvänta oss dels att en stor del av utbyggnadsprojekten möter häftigt opinionsmotstånd eftersom många vatten är mycket kontroversiella - och viktiga ur fiskesynpunkt - och dels att en stor del av projekten ändå kommer att fullföljas efter prövning av vattendomstol och regering. För dessa senare är det av stor vikt att fisket kan precisera sina krav på skadeförebyggande åtgärder och modifieringar av projekten - kanske inte minst vad gäller att få nyttja viss del av fallhöjd och vattenföring för bevarande av fiskbestånd och fiske i strömvatten. Minimitappningsfrågorna kommer på ett helt annat sätt än tidigare att hamna i fokus.

## RINNANDE VATTEN, REGLERINGAR OCH MINIMITAPPNING, EN LITTERATUR- ÖVERSIKT.

Jan Henricson

### INLEDNING

En central fråga i samband med vattenkraftutbyggnad är effekterna på det rinnande vattenekosystemet av dammar och förändrad vattenföring. För att kunna ge någon prognos på vilka de biologiska förändringarna blir i samband med en reglering är en god kännedom om hur naturliga rinnande vatten fungerar en nödvändig bas.

Boken "Ecology of running waters" av Hynes (1970) var en viktig sammanfattning av kunskapen kring de rinnande vattnens ekologi i slutet av 1960-talet.

Under det senaste årtiondet har emellertid mycket hänt inom forskningen kring rinnande vatten. Två viktiga teoretiska begrepp har sett dagens ljus, nämligen älvkontinuitetsbegreppet (the River Continuum Concept) och näringsämnesspiralbegreppet (the Nutrient Spiralling Concept). Älvkontinuitetsmodellen beskriver hur fysikaliska och biotiska förhållanden gradvis förändras i ett flodsystem från källflödena till mynningen. Näringsämnesspiralmodellen beskriver det enkelriktade (nedströms) och i biologiska processer recirkulerande flödet av näringsämnen längs ett rinnande vatten.

Utifrån dessa båda modeller har det så kallade diskontinuitetsbegreppet (the Serial Discontinuity Concept) för reglerade rinnande vatten utvecklats. Denna modell är ett försök att anlägga ett brett, generellt, teoretiskt perspektiv på ekosystem i reglerade rinnande vatten.

Syftet med denna artikel är att ge en översikt över några arbeten, som publicerats under det senaste decenniet och som är intressanta i sammanhanget rinnande vatten - regleringar.

Dessutom diskuteras de ekologiska effekterna av reducerad vattenföring och frågan om minimitappning. Översikten gör inga anspråk på att vara fullständig.

## NATURLIGA RINNANDE VATTEN

### Älvkontinuitetsbegreppet

De rinnande vattnen är öppna ekosystem. Vattnet rinner fritt från källorna till havet. Förändringar i fysikaliska faktorer som vattenföring, bredd, djup, bottenljusintensitet, temperatur och temperaturvariationer sker kontinuerligt längs strömgradienten. Detsamma gäller biotiska förhållanden som diversitet (mångformighet), autotrofi-heterotrofi balans (P/R-kvot<sup>\*/</sup>) och balansen mellan grov- och finpartikulärt organiskt material i driften (CPOM/FPOM-kvot<sup>\*/</sup>). Dessa förhållanden sammanfattas av det s k älvkontinuitetsbegreppet, som beskriver strukturen och funktionen hos de biologiska samhällena i ett rinnande vatten (Cummins 1974, 1979, Vannote et al. 1980, Minshall et al. 1983). Modellen beskriver ett vattendrag som ett ekosystem, sammansatt av en serie samhällen, längs en kontinuitet från källorna till havet (Figur 1).

Ett vattendrags storlek i ett visst avsnitt kan uttryckas med hjälp av ett värde, den s k vattendragsrangen (stream order). I ett flodsystem är rangen låg i källflödena (1-3), högre i flodens mellersta lopp (4-6) och högst vid mynningen (6-12) beroende på flodens storlek (Figur 1 och 2). Flera system för att uttrycka vattendragsrang finns. Exemplet i Figur 2 är enligt Strahler (1957).

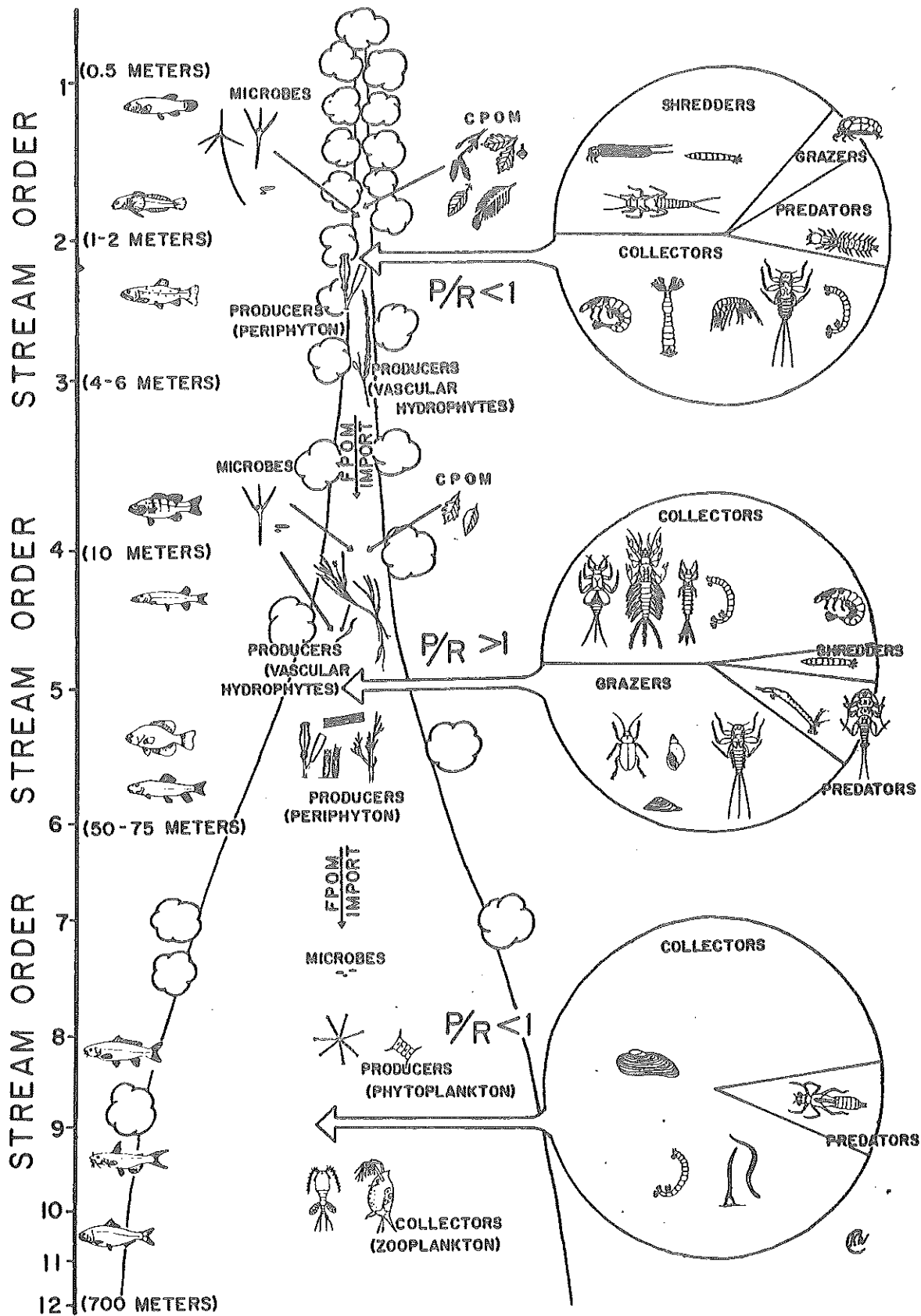
I det rinnande vattnet sker en ständig transport av näringsämnen såväl oorganiska som organiska. Det organiska materialet föreligger i löst (DOM=dissolved organic matter) eller partikulär form (POM).

---

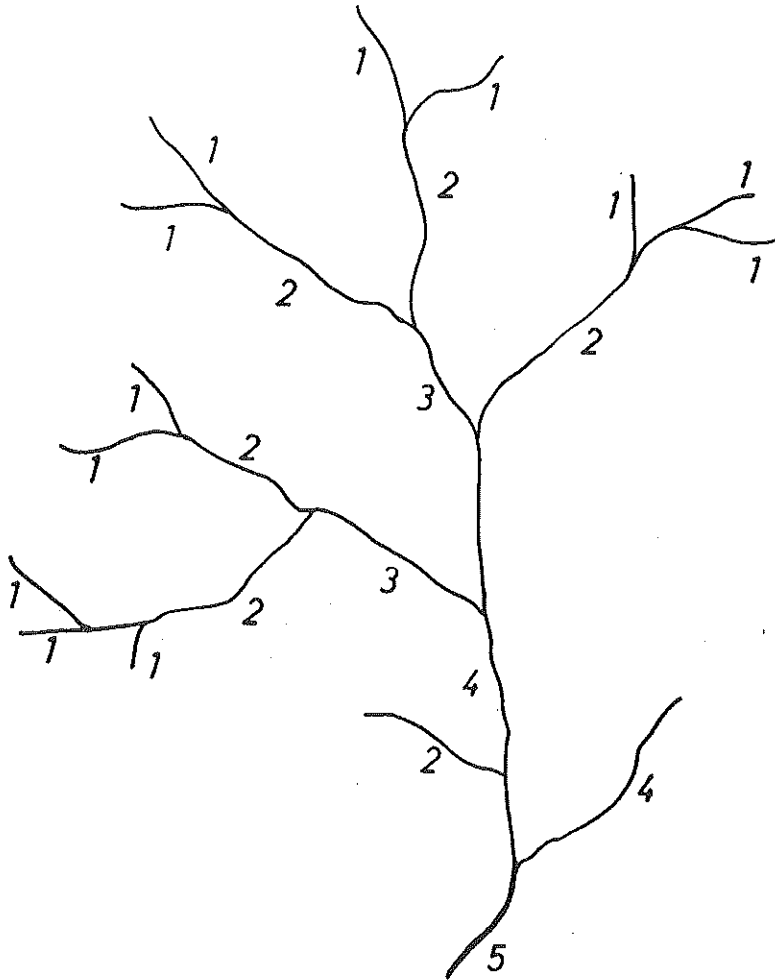
\*/ P/R = produktions/respirations

CPOM = coarse particulate organic matter

FPOM = fine " " "



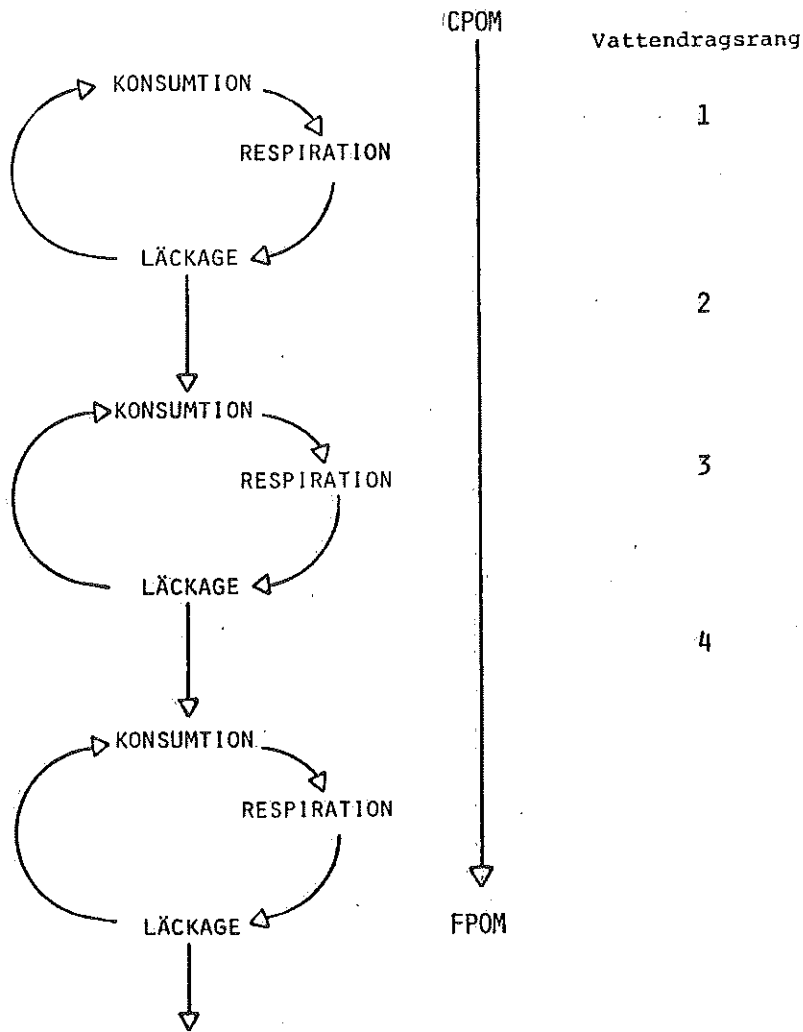
Figur 1. Schematisk bild av älvkontinuiteten. Shredders = delare, grazers = skrapare, collectors = samlare, predators = predatorer, producers = producenter, periphyton = påväxtalger, vascular hydrophytes = vattenkärleväxter och stream order = vattendragsrang. (Efter Cummins 1979.)



Figur 2. Vattendragsrang (stream order).

Det partikulära organiska materialet kan härröra från landmiljön (alloktont material), och tillförs då vattendraget i form av löv, kvistar m m, eller komma från växter som producerats i själva vattendraget (autoktont material). I de rinnande vatten är detritusnäringsskedjorna dominerande. Biomassan av djur som lever direkt av levande alger och andra vattenväxter är generellt lägre än biomassan av detritusätare.

Som ett resultat av fysikaliska och biologiska processer fördelas det transporterade organiska materialet alltmer utefter strömgradienten (nedströms) och partikelstorleken minskar, vilket leder till att CPOM/FPOM-kvoten minskar. Detta avspeglas i bottenfaunasamhället genom förändrad sammansättning (Figur 1 och 3). Mängden av och kvalitén på POM bestämmer i stor utsträckning bottenfaunas sammansättning.



Figur 3. Näringsämnesspiralen. Schematisk figur över hur det driftande partikulära organiska materialet (POM) om-sätts i ett rinnande vattenekosystem.

### Näringsämnesspiralbegreppet

Flödet av näringsämnen och organiskt material är dock inte "rakt". POM kan konsumeras och bindas till bottenfaunan för att sedan på nytt återlämnas till transporten, nu i mer finfördelad form. Det föreligger ett "läckage" av näringsämnen nedströms och näringsämnena recirkuleras hela tiden. Fenomenet kallas "spiralisering" och sammanfattas i det s k näringsämnesspiralbegreppet (Wallace et al. 1977, Webster och Patten 1979, Minshall et al. 1983)(Figur 3).

De båda teoretiska modellerna behandlar alltså framför allt typen, ursprunget och omhändertagandet (nedbrytningen) av det spektrum av organiskt material, som utgör energibasen i den biologiska produktionen. En central beståndsdel i modellerna är nedströms belägna organismsamhällens beroende av processer längre uppströms i vattendraget.

### Temperaturjämviktsbegreppet

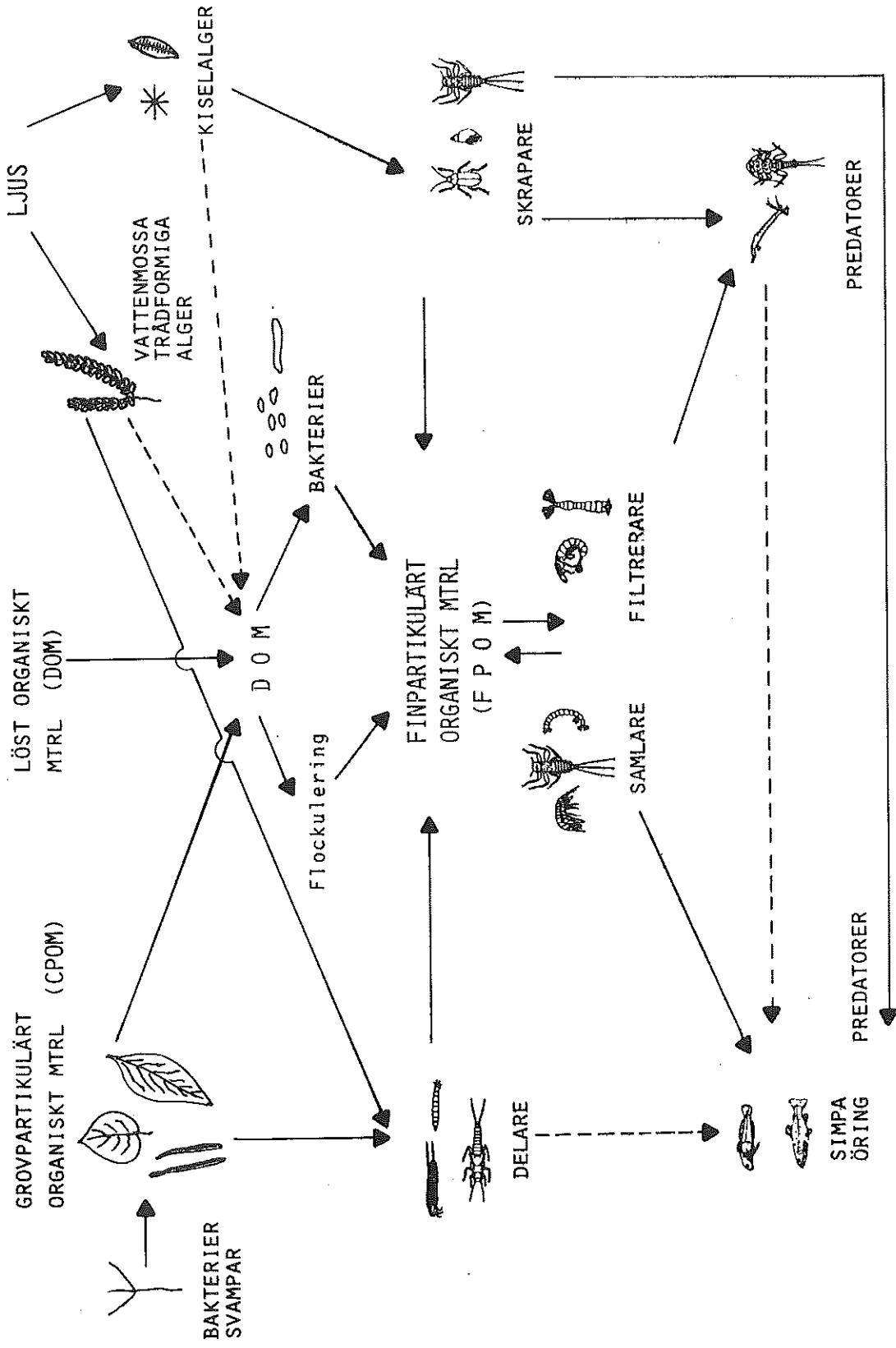
Vattentemperaturen påverkar de vattenlevande insekternas tillväxt, metabolism, reproduktion, kläckning och utbredning. En "optimal temperaturregim" existerar för en art inom dess utbredningsområde vid vilken kroppsstorlek och fekunditet (äggantal) maximeras. Vid både högre och lägre temperatur reduceras fekunditeten. Förändringar i temperaturregim leder på så vis till minskad konkurrensförmåga och ökad känslighet för predation. En art kan minska i abundans eller helt slås ut. Temperaturen påverkar på så vis bottenfaunans sammansättning.

Dessa samband mellan temperatur och vattenlevande insekter har utvecklats i en modell kallad "temperaturjämviktsbegreppet" (The Thermal Equilibrium Concept) av Vannote och Sweeney (1980).

### Funktionella grupper

Detta processorienterade sätt att se det rinnande vattnets struktur och funktion har lett till en klassificering av bottendjursorganismer grundad på deras morfologiska och beteendemässiga adaptationer för näringsupptagning. Man ser till deras funktion i ekosystemet och man indelar dem i s k funktionella grupper (Figur 4) (Cummins 1974, 1979; Merritt och Cummins 1978; Cummins och Klug 1979). Något olika uppdelning tillämpas men i stort finns följande grupper:

- 1/ Delare (Shredders). Djur som uppsöker och sönderdelar grövre (>4 mm) dött organiskt material, ex vissa nattsländ- och bäcksländlarver (Limnephilidae, Lepidostomatidae, Neumouridae), harkranklarver (Tipulidae).



Figur 4. Schematisk modell av strömekosystemets struktur och funktion. (Modifierat från Cummins 1974, 1979.)



- 2/ Samlare (Gathering collectors). Djur som uppsöker och äter finfördelat (<4 mm) organiskt material, ex många fjädermygglarver (Chironomidae) och dagsländnymfer (t ex Baetis).
- 3/ Filtrerare (Filtering collectors). Djur som lever av att fånga driftande dött eller levande organiskt material, ex knottlarver, nattsländlarver (Hydropsychidae, Polycentropidae).
- 4/ Skrapare och algätare (Scrapers och piercers). Djur som rör sig över stenarnas yta och skrapar av bl a kiselalger, ex snäckor, vissa dagsländlarver. Djur som lever bland trådalger och äter av dessa, ex vissa skalbaggar (Elmidae) och nattsländlarver (Hydroptilidae).
- 5/ Predatorer (Predators = Engulfers). Aktiva rovdjur. Ex virvelmask, vattenspindel, vattenkvalster, Dicranota (en harkranklarv), Rhyacophila (en nattsländlarv), Diura (en bäcksländlarv).

#### Älvkontinuiteten

I den tempererade regionen av världen är källflöden och de övre delarna av ett vattendrag (rang 1-3) allmänt sett ofta skuggade (undantag utgör källflöden på hög höjd). En stor del av den energi, som producerar bottenfaunan, tillförs från landmiljön i form av lövnedfall och liknande. P/R-kvoten är lägre än 1 (Figur 1). Det tillförda grovpartikulära organiska materialet angrips av svampar och bakterier, som börjar bryta ned det. När materialet konditionerats av dessa mikroorganismer börjar delarna bearbeta det. Dessa lever säkerligen till minst lika stor del på de proteinrika mikroorganismerna som på CPOM i sig. Delarna nyttiggör sig givetvis inte 100 % av materialet utan en del förs vidare nedströms, kanske efter att ha passerat delarnas tarm, nu i mer finfördelad form (FPOM). Det uppstår ett "läckage" av näringsämnen.

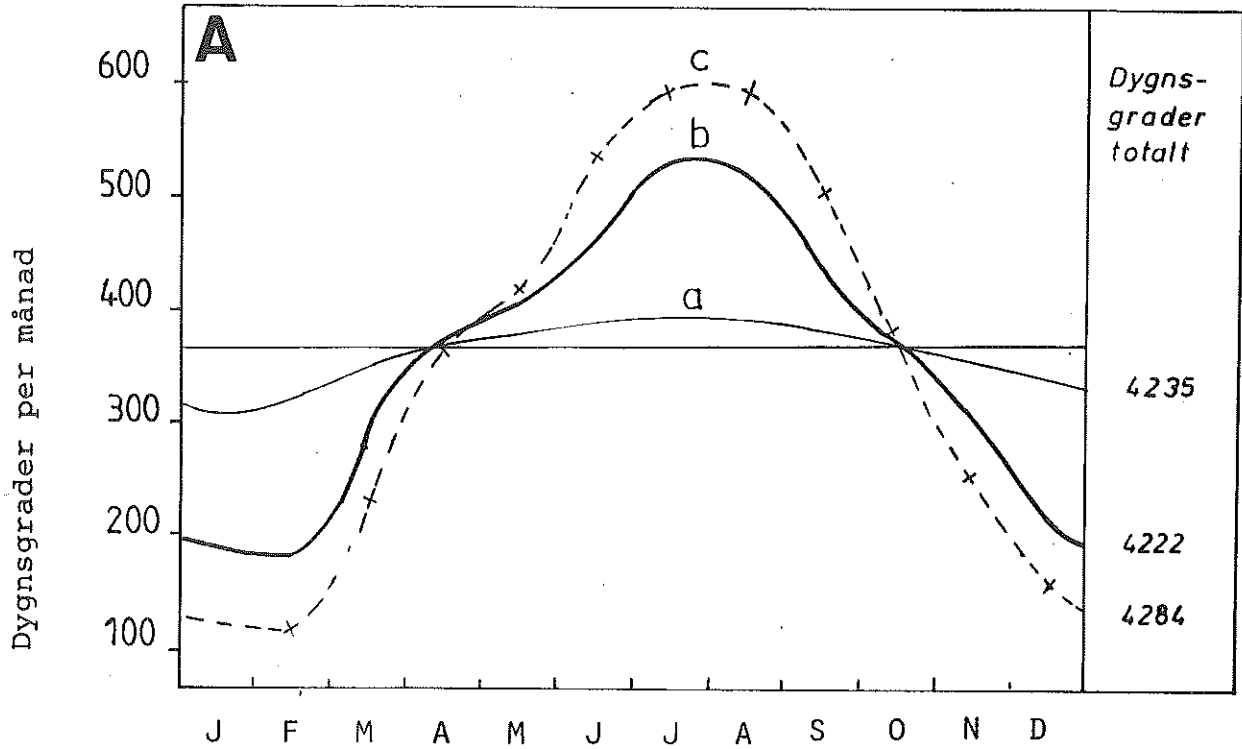
Efterhand som vattendraget blir bredare hindras ljusinstrålningen allt mindre av växtligheten utefter vattendraget och även betydelsen av organiskt material från landmiljön minskar. Produktionen av alger och vattenväxter i vattendraget ökar. Stor betydelse spelar nu också importen av organiskt material (framför allt FPOM) från uppströms belägna områden. P/R-kvoten är större än 1. Bottenfaunasamhället domineras av samlare, skrapare/algätare och ibland också filtrerare, särskilt om en sjö finns strax uppströms. En sjö i vattensystemet påverkar nämligen förhållandena. Den fungerar som sedimentationsbassäng för CPOM och påverkar således CPOM/FPOM-kvoten. I sjön produceras växt- och djurplankton, som drifftar ut via sjöns utlopp och påverkar nedströmssträckan en kortare eller längre bit beroende på sjöns och vattendragets storlek. Oftast bildas ett typiskt bottenfaunasamhälle bestående av filtrerare, framför allt nattsländlarver. Man kallar detta för en "sjöutloppseffekt".

När vattendraget blir ännu större, längre nedströms, ökar djupet liksom turbiditeten. Ljusinstrålningen till botten minskar återigen. Autotrofi/heterotrofi-balansen förändras och de heterotrofa näringskedjorna kommer att dominera stort på nytt. Variationerna i dygns- och årstemperatur minskar också och diversiteten i miljön minskar överhuvudtaget. P/R-kvoten blir på nytt lägre än 1. Bottenfaunan domineras av filtrerare och samlare som lever av FPOM-importen. Vattendragsrangen är nu >7. Bästa exemplen på denna miljö är riktigt stora floder. De svenska älvarna kommer däremot inte upp i sådant djup och sådan turbiditet att de är bra exempel på denna kategori.

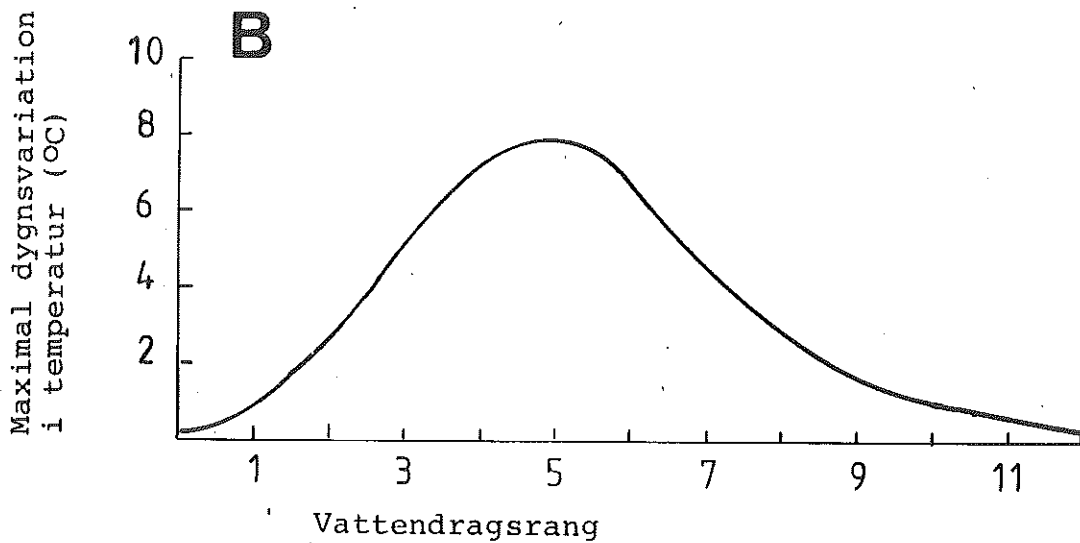
#### Mångformighet och förutsägbarhet

Naturliga rinnande vatten är temperaturmässigt heterogena. Det totala antalet dygnsgrader ackumulerade över året kan vara relativt konstant mellan olika sträckor inom samma vattendrag, men deras fördelning på året varierar med vattendragsrang. Den maximala dygnsvariationen i temperatur

(dygns  $\Delta T$ ) varierar också med vattendragsrang (Figur 5A och B). Dygns  $\Delta T$  ökar med vattendragsrang upp till rang 4-5, för att sedan minska på nytt.



Figur 5A. Fördelning av dygnsgrader ackumulerade per månad i (a) ett litet vattendrag med grundvatteninflöde (rang 1), (b) en skogsbäck (rang 2) och (c) en tredje rangens bäck.



Figur 5B. Maximal dygnsvariation i temperatur som funktion av vattendragsrang. (Modifierade figurer från Vannote och Sweeney (1980).)

Trots heterogeniteten besitter de naturliga rinnande vattnen en viktig egenskap vad gäller temperaturfaktorn, nämligen att variationerna i temperatur, över året eller dygnet, är förutsägbara. Detsamma gäller en rad andra faktorer som vattenföring, alg tillväxt och tillförsel av löv från landmiljön, vilka alla fluktuerar på ett i tiden förutsägbart sätt.

Det förutsägbart fluktuerande fysikaliska systemet är en viktig karaktär hos det rinnande vattenekosystemet, som lett till att ett mångformigt organismsamhälle har kunnat utvecklas och bestå. Optimala förhållanden erbjuds för ett stort antal arter, som kontinuerligt avlöser varandra.

Miljöheterogeniteten har förutom en tids- också en rumsaspekt. I medelstora vattendrag (rang 3-5) har både CPOM och FPOM stor betydelse som näring. Algproduktionen är störst i dessa delar av vattendragen. Näringsresurser finns alltså för alla funktionella grupper och den biotiska diversiteten är hög. I källflöden är temperaturvariationerna generellt mindre, på grund av skuggning och grundvatteninflöde, och näringsbasen snävare (mest CPOM). I stora floder leder den stora vattenmängden till en reduktion av temperaturvariationerna och näringsbasen, som främst utgörs av importen av FPOM, är snävare än i medelstora vattendrag.

Generellt är alltså miljöns mångformighet störst och den biotiska diversiteten högst i medelstora vattendrag (Ward och Stanford 1983b).

#### REGLERADE RINNANDE VATTEN

I april 1979 hölls det första internationella symposiet om reglerade rinnande vatten (FISORS) i Eire, USA. Här gavs en översikt och syntes över kunskaperna om de ekologiska effekterna av reglering av rinnande vatten (Ward och Stanford 1979a). Tidigare har arbeten inom detta område varit spridda i olika vetenskapliga tidskrifter. Värdefulla

litteraturöversikter har gjorts av Ward (1976), Ward och Stanford (1979b, 1980) samt Walburg et al. (1980, 1981). Det andra symposiet om reglerade rinnande vatten (SISORS) hölls i Oslo i augusti 1982. Handlingarna från detta är under tryckning (Lillehammer och Saltveit 1984). För en sammanfattning se Henricson (1983).

Få rinnande vatten rinner idag fritt från källorna till havet. Reglering av vattenföringen med hjälp av dammar är snarare regel än undantag. I det typiska fallet har vattendraget omvandlats till en alternerande serie av magasin och strömsträckor.

De stora svenska utbyggda älvarna är oftast nästan helt avtrappade. De utgör en "trappa" av älvmagasin och strömsträckor nedströms dammar begränsas oftast till relativt korta områden i magasinens övre delar.

Den mesta forskning som bedrivits i Sverige på reglerade vatten har rört långtidsregleringsmagasinen (oftast sjöar). Studier av älvmagasin och nedströmssträckor är betydligt färre (Müller 1962, Grimås och Nilsson 1965, Henricson och Müller 1979).

Sedan 1978 bedriver FAK:s älvgrupp studier av bottenfaunan i "nedströmssträckor" i några norrländska älvmagasin (Henricson och Müller 1979, Henricson och Sjöberg 1980, 1984, Johansson 1982). Vattenföringsregimen i älvmagasinen är reglerad på så vis att årsvattenföringen är utjämnad, men dessutom förekommer nästan alltid en mer eller mindre kraftig korttidsreglering. Vattenföringen är alltså reducerad under vissa tider på året (framför allt våren) jämfört med naturliga förhållanden. Korttidsregleringen medför dessutom att vattenföringen är kraftigt reducerad eller helt avstängd under vissa delar av dygnet. Dessa lokaler är alltså inga "typfall" på vad man menar med "nedströmssträckor med minimitappning", men många förändringar i bottenfaunan kan relateras till den reducerade vattenföringen under vissa tider på året eller dygnet.

## Diskontinuitetsbegreppet

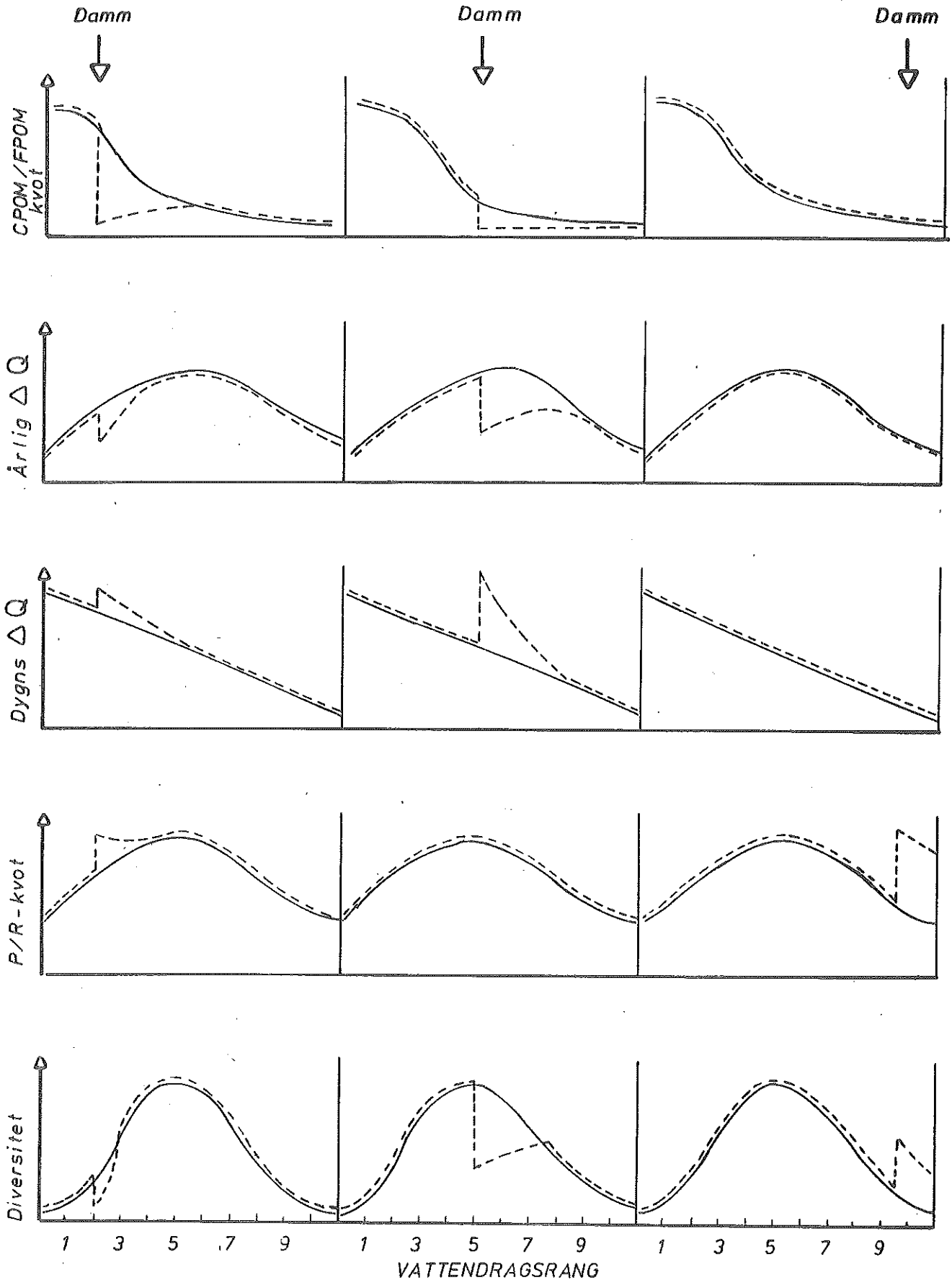
Fördämningar fungerar som avbrott i de rinnande vattnens kontinuitet, som den formulerats i kontinuitets- och näringsämnesspiralbegreppet. I rinnande vattnekosystem utgör balansen mellan primärproduktion och respiration (P/R-kvot) och mellan upplagring, omsättning och transport av organiskt material (CPOM/FPOM-kvot) fundamentala egenskaper, som kraftigt påverkas av dammar och förändrad vattenföring.

Ward och Stanford har nyligen (1983a) presenterat en hypotetisk modell för att åskådliggöra effekterna av en eller flera dammar på nedströms belägna sträckor, kallad diskontinuitetsbegreppet (the Serial Discontinuity Concept). Modellen kan ligga till grund för utformning av forskning på reglerade rinnande vatten och utvärdering av resultat från sådan forskning.

Den är ett försök att anlägga ett brett teoretiskt perspektiv på reglerade rinnande vattnekosystem. Modellen kan tillämpas på fysikaliska parametrar som vattenföring, temperatur, ljus, substratstorlek och biologiska fenomen på populations- (t ex abundans), samhälls- (t ex diversitet) eller ekosystemnivå (t ex P/R-kvot, CPOM/FPOM-kvot). Den är baserad på de båda tidigare diskuterade kontinuitets- och näringsämnesspiralmodellerna.

Enligt diskontinuitetsmodellen blir effekterna av en damm på en viss faktor olika beroende på var i vattensystemet den är placerad. En damm i uppströmsdelen (rang 1-3) får andra konsekvenser än en damm i vattendragets mellersta (rang 4-7) eller nedersta (rang >7) del. Effekterna av en damm blir också olika beroende på var i dammen som intaget av vatten sker. Särskilt om det uppströms belägna magasinet är temperaturskiktat kan inverkan bli mycket olika av ytvatten resp bottenvattenintag.

I Figur 6 ges exempel på den förändring i "intensitet" som inträffar i en viss faktor om en damm placeras i ett vattendrags uppströmsdel, mellersta del eller nedströmsdel.



Figur 6. Relativa förändringar i olika faktorer som funktion av vattendragsrang (hela linjer) och postulerade effekter (streckade linjer) av dammar i ett flodsystems övre (vänstra kolumnen), mellersta (mittenkolumnen) och nedre lopp (högra kolumnen). (Modifierat från Ward och Stanford 1983a.)

Dammen antas ha bottenintag från ett temperaturskiktat magasin. De heldragna linjerna representerar hypotetiska kurvor för olika faktorer som funktion av avståndet (vattendragsrang) utefter ett naturligt vattendrag. De streckade linjerna indikerar hypotetiska förändringar i dessa faktorer när en damm placeras i det övre, mellersta eller nedre loppet av ett vattendrag.

Som exempel kan tas CPOM/FPOM-kvoten. En damm i det övre loppet av ett vattendrag kommer att kraftigt minska kvoten mellan grovpartikulärt och finpartikulärt material nedanför dammen, eftersom magasinet fungerar som en grov-detritusfälla och transporten till nedströmssträckan blockeras. En damm i det nedre loppet av en stor flod har däremot liten inverkan på storleksfördelningen hos detritus. En damm i det övre loppet kan alltså förväntas förändra sammansättningen av funktionella grupper kraftigt. Gruppen delare kommer att reduceras.

Enligt diskontinuitetsteorin kan reglerade vatten ses som storskaliga experimentsystem där avbrott i kontinuiteten i abiotiska och biotiska faktorer samt näringsämnesspiralen skapar förhållanden som ger möjlighet att testa och utveckla grundläggande teorier i rinnande vattenekologi. För en närmare beskrivning av modellen se Ward och Stanford (1983a).

#### Biologiska effekter av reducerad vattenföring

Vid utbyggnad av ett vattendrag för vattenkraftändamål intar ofta frågan om minimitappning, vilket minsta vattenflöde, som är nödvändigt för att bevara en biologiskt fungerande strömmiljö, en central ställning.

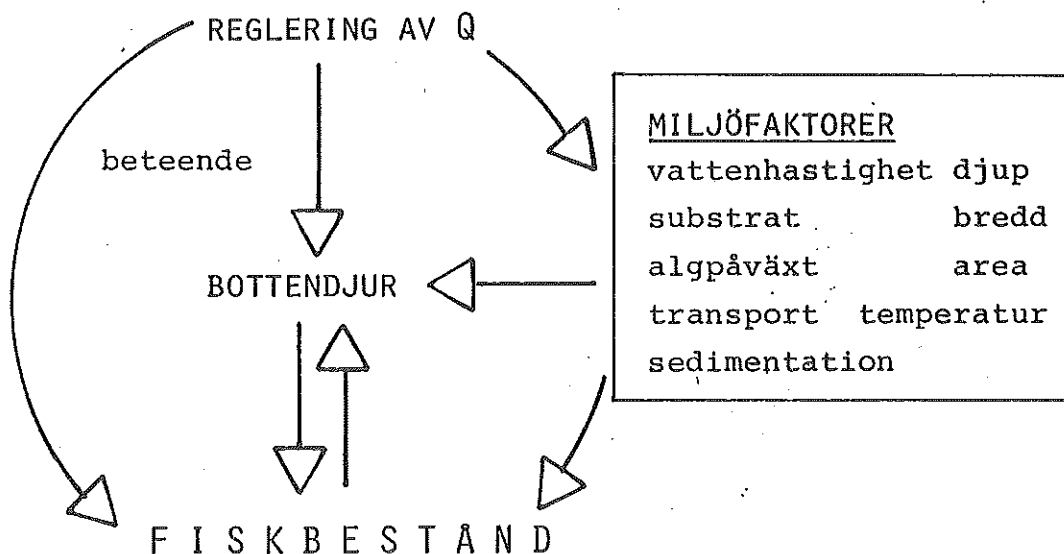
Reducerad eller eliminerad vattenföring nedströms en damm kan bero på att vatten överleds till ett annat vattensystem eller att vatten efter turbinpassagen leds i en tunnel till en plats längre nedströms. Reducerad minimivattenföring nedströms en damm kan också uppstå på grund



av typen av reglering, även om medelvattenföringen är oförändrad, t ex korttidsreglering med tillåtelse till 0-tappning eller mycket låg tappning.

Minimitappningsproblemet har varit föremål för flera litteraturöversikter och symposier under 1970-talet (bl a Fraser 1972, Orsborn och Allman 1976).

Vattenföringen är en överordnad faktor eftersom den i sin tur påverkar flera andra faktorer som vattenhastighet, vattendragets djup och bredd, substrat, temperatur, algpåväxt, transport och sedimentation. Manipulering av vattenföringen får således omfattande konsekvenser för hela det lotiska ekosystemet. Bottenfauna och fiskbestånd påverkas både direkt och indirekt av förändringarna i vattenföring (Figur 7).



Figur 7. Reglering av vattenföringen (Q) påverkar bottenorganismer och fisk både direkt och indirekt.

Generellt sett är en reducerad vattenföring alltid ofördelaktig för bottenfaunan och den strömlevande fisken. Vattenhastigheten, djupet och den produktiva arealen minskar. Ökad sedimentation medför att substratet blir mer homogent. Hålrummen i bottensubstratet fylls igen.

Sedimentationen kan också medföra att vattenvegetationen minskar eller ökar. Även temperaturen kan påverkas av en reducerad vattenföring. Även om den totala mängden bottenfauna per ytenhet inte behöver minska, så påverkas alltid diversiteten negativt.

### Vattenhastighet

Den faktor som påverkas mest direkt och som också direkt inverkar på djurlivet är vattenhastigheten.

Minskad vattenhastighet kan påverka bottenfaunan på flera sätt. Många arter är beroende av en viss ström för sin syre- och/eller näringsupptagning, t ex knottlarver och nattsländlarven Rhyacophila. Vissa arter av filtrerande nattsländor (Hydropsyche) misslyckas med att konstruera nät, om vattnet rinner för sakta och slås ut vid alltför låg eller ingen vattenföring (0-tappning) (Trotsky och Gregory 1974, Wallace et al. 1977, Henricson och Sjöberg 1984).

Driftintensiteten hos bottendjuren påverkas också av flödet. En nedgång i tappning kan leda till kraftigt ökad drift av bottendjur, särskilt om den sker hastigt, vilket utarmar bottenfaunan (Minshall och Winger 1968, Radford och Hartland-Rowe 1971, Corrarino och Brusven 1983). Djuren riskerar också att strandas i torrlagda områden. Bottenfaunans svar på en nedgång i vattenföring kan vara olika vid olika tid på dygnet och året.

Reducerad vattenhastighet minskar också antalet mikromiljöer med olika vattenhastigheter, vilket leder till en mindre mångformig bottenfauna (lägre diversitet). Det bästa minimivattenföringskriteriet för bottenfaunan kanske är det flöde som bibehåller inte bara en absolut lägsta vattenhastighet utan också en specificerad variation av vattenhastigheter vid botten.

Inverkan av en reducerad vattenföring på fisk kan vara olika beroende på tiden på året, dvs i vilket utveck-

lingsstadium fisken befinner sig. Vuxen fisk kan få förändrat vandringsbeteende. En reduktion av årsmedelvattenföringen i Eioälven i Norge med 35% har resulterat i att lax och havsöring vandrar snabbare på sin lekvandring uppför älven (Jensen och Steine 1984). Även exempel på att fisken fördröjs i sin vandring finns.

Campbell et al. (1984) rapporterar från Nya Zeeland förändrat beteende hos öring vid en kritisk vattenhastighet på 0,3 m/s. Vid lägre hastigheter upphörde fiskens revirhävdande och den sökte sig till höljor och bildade stim. Plötsliga reduktioner i vattenföring kan också utlösa vandringar hos laxfisk (Finnigan 1978).

### Temperatur

Reducerad vattenföring kan resultera i förändrad temperaturregim över dygnet och året. Överledning av vatten från de övre delarna av ett vattendrag kan t ex höja vattentemperaturen längre nedströms på sommaren. Förändringar i temperaturregim påverkar bottendjurens tillväxt, metabolism, reproduktion, kläckning och generationslängd. Enligt temperaturjämviktsmodellen har varje art inom sitt utbredningsområde en "optimal temperaturregim". Detta medför att förändringar i temperaturen förändrar konkurrens- och predationsförhållandena mellan arterna, vilket leder till en förändrad artsammansättning. Vissa arter kan slås ut helt. Höjd temperatur och minskad mängd löst syre kan reducera laxfiskars tillväxt och öka deras känslighet för giftiga substanser.

### Substrat och sedimentation

Sedimentation, som ofta uppkommer vid reducerad vattenföring, minskar substratets heterogenitet. Hålrummen i botten fylls. Sedimentfria hålrum i bottensubstratet är nödvändiga för utvecklingen av laxfiskars rom. Denna sk hyporheala zon har också betydelse för bottenfaunan.

Många arters tidiga stadier utvecklas här och zonen kan också tjänstgöra som refug vid onormalt låg eller hög vattenföring, besvärliga isförhållanden och perioder med hög temperatur. En vattenföringsregim bör alltså bibehållas som säkrar att denna viktiga mikromiljö förblir användbar för rom, yngel och bottendjur. En relativt naturlig vattenföringsregim över året bör behållas, även högvattenföring, för att eliminera sediment och rensa upp substratet.

En ökad sedimentation leder till att viktiga näringsdjur för fisk, såsom dag- och bäcksländnymfer och nattsländlarver, i allmänhet går tillbaka medan grävande former av fåbortsmaskar och fjädermygglarver gynnas. Förhållandena kan också gynna vattenväxter och möjliggöra kolonisation av bottendjur som normalt inte finns i snabba rinnande vatten, t ex märkräftor och snäckor.

Frågan om minimitappningar måste också ses i ett längre perspektiv. Ett flöde som är teoretiskt tillräckligt för att upprätthålla botten- och fiskfaunan ger kanske inte tillräckligt flöde under våren för att förhindra en tilltagande sedimentation. Å andra sidan kanske ett flöde som är tillräckligt för bottenfaunan inte är tillräckligt för att bibehålla grunda grusbäddar med hög vattenhastighet för lek åt laxfiskar.

### Areal och djup

En minskad vattenföring leder till att vattenytan i en given sektion minskar och att bottnar, i första hand i strandzonen, torrläggs. Dessa områden är normalt sett de mest produktiva för bottenfaunan. Fiskars reproduktionsområden kan också torrläggas, vilket kan betyda utebliven lek eller torrlagd rom.

I ett oreglerat vattendrag översvämmas delar av strandregionen i samband med vårflod. Dessa områden, som är viktiga biotoper i vissa vatteninsekters livscyklar, elimineras vid en reducerad vattenföring.

Minskad areal och minskat vattendjup påverkar också fiskarna direkt. Antalet möjliga revir minskar, trängsel uppstår, fisk emigrerar och produktionen i området sjunker. Olika åldersstadier av fisk föredrar olika djup. Otillräckligt djup (och vattenhastighet) kan helt eliminera vissa storleksklasser.

Solomon och Paterson (1980) visade för öring att en reduktion i vattenföringen minskade ytorna tillgängliga för yngelterritorier och reducerade vattenhastigheten vilket ledde till försvarandet av större revir, ett exempel på täthetsberoende konkurrens om en resurs som begränsas av vattenföringen.

#### Växtlighet

Algpåväxten kan öka vid en reducerad vattenföring, särskilt om flödet dessutom är konstant under långa perioder. Bottendjur som behöver kala stenar (knott, heptagenider) minskar i antal, medan arter som trivs i påväxtalger ökar, t ex Hydroptila och vissa chironomider (Henricson och Sjöberg 1980).

En reduktion i vattenföringen medför också att växtproduktionen på stränderna minskar, vilket i sin tur innebär att näringstransporten i vattendraget reduceras, med försämrad näringsbas för bottenfaunan som följd. I slutänden sjunker fiskproduktionen (Nilsson 1979, 1982). Växter från land kan också kolonisera delar av strömfåran.

#### Vattenkemi

Minskad vattenföring kan förändra vattenkemin. Wright (1984) rapporterar om ett sjunkande pH i ett vattendrag i Sydnorge. I små vattendrag på Nya Zeeland påverkades löst  $O_2$  och alkaliniteten och en ökad mortalitet hos fisk noterades vid en reduktion av vattenföringen på 20% (Campbell et al. 1984).

## Metoder för att ställa prognos på behovet av flöde

En ansevärd mängd studier har ägnats åt att bestämma behovet av vattenföring för att bibehålla ett strömfiske, framför allt vad gäller laxfisk i USA. Översikter finns i Orsborn och Allman (1976) och Stalnaker (1982).

### Tumregelmetoder

Tumregelmetoder bygger på att det finns en bra historisk dokumentation av hydrologiska data som vattenföring och avrinning. Man väljer tämligen godtyckligt en minimivattenföring som baserar sig på något känt statistiskt värde som t ex 10% av årsmedelvattenföringen, normal lågvattenföring eller till och med extrem lågvattenföring. Det är denna metodik som hittills oftast använts i Sverige och som givit upphov till begreppet "minimivattenföring". Sättet att bestämma flödesbehovet förbiser att fiskbestånden är dynamiska och kan tolerera extrema lågvattenföringar vid sällsynta tillfällen, men inte under en längre tid, utan en avsevärd nedgång i produktion och avkastning.

### Prognosmodeller

Stora ansträngningar har också gjorts att utforma metoder för att riktigt kunna förutsäga inverkan av reducerad vattenföring på både bottenfauna (Gore 1978, Gore och Judy Jr 1981) och fisk (Orsborn och Allman 1976, Stalnaker 1979, Horton och Cochnauer 1980, Newcombe 1981) och att ge vattenföringsrekommendationer för olika fiskarter.

Hydrauliska modeller arbetar med dataprogram, som kan förutsäga värdena på parametrar som djup, vattenhastighet, bredd o s v vid olika vattenföringar. För att utvärdera vilken inverkan en ändring i vattenföring har på en fiskart behövs en databas för arten ifråga, som

innehåller uppgifter om prefererade värden på fysikaliska parametrar (djup, vattenhastighet, substrat) för olika livsstadier. Dessa data måste insamlas i fält genom elfisken, direkta observationer eller liknande. Utifrån kombinationer av olika värden på fysikaliska parametrar beräknas ett index för habitatkvalité för olika stadier av arten. Olika metoder för att beräkna ett index har utvecklats, t ex WUA (weighted usable area)(Stalnaker 1979) och andra (Wesche 1980, Horton och Cochnauer 1980).

Försöken med att utveckla prognosmodeller för att beräkna fiskbiomassa "standing crop" tycks också lovande. Regressionsmodeller, som relaterar mängden fisk till habitatkvalité har tagits fram, som förklarar en hög procent av den observerade variationen i biomassa (Kraft 1972, Binns och Eisermann 1979, Oswood och Barber 1982).

#### Fältförsök

En instruktiv väg att bestämma effekten av en reducerad vattenföring är att, där så är möjligt, utföra fältexperiment i full skala där strömfaunasamhället utsätts för olika vattenföringsregimer (Mundie 1979). På så sätt kan nivå och varaktighet på de minimivattenföringar som orsakar negativa förhållanden i form av sedimentation osv bestämmas.

I experimentkanaler vid Waitikifloden på Nya Zeeland reglerar man vattenföringen mellan 5-30 m<sup>3</sup>/s för att bestämma optimal vattenföringsregim och kanaldesign (Graynoth 1984). Vid försök med regnbåge har man här noterat en försämrad tillväxt efter reduktion av vattenföringen (Campbell et al. 1984).

#### DISKUSSION

Det finns idag inga kvantitativa metoder för att bestämma den tappning som behövs för att upprätthålla en önskad ak-

vatisk miljö nedströms en damm (Walburg et al. 1981a,b). För att utveckla sådana behövs mycket fler empiriska data. De teoretiska begreppsmodeller som idag finns tillgängliga om rinnande vattens struktur och funktion, kombinerade med data om aktuellt vattendrag, bör emellertid göra det möjligt att förutsäga effekterna av en reglering i alla fall i kvalitativa termer.

Då man reducerar vattenföringen handlar det inte bara om den för ögat mest synbara förändringen, nämligen att den vattentäckta ytan minskar. För vattenekosystemet får också förändringarna i vattenhastighet, materialtransport, sedimentation o s v, och i samspelet mellan dessa faktorer, omfattande konsekvenser för faunasammansättningen. Olika faktorer förändras olika med avseende på förändringens intensitet och riktning (mot lägre eller högre vattendragsrang) i enlighet med diskontinuitetsmodellen.

Tanken att man skulle kunna utveckla en metod för att bestämma ett "bästa" minimiflöde är en myt. Ett sådant enskilda vattenföringsvärde fungerar inte i praktiken. Det rinnande vattenekosystemet är dynamiskt. Det gäller att bestämma en minimivattenföringsregim. För att dämpa de negativa effekterna på faunan i nedströmssträckor, bör specifika flödeskriterier utarbetas i varje enskilt fall.

En minimivattenföringsstrategi måste inkludera även bottenfaunan, som är mindre rörlig, och kan antas ha snävare tolerans gentemot vattenföringsförändringar än fisk. Fisken påverkas ju också direkt av effekterna på bottenfaunan eftersom denna ofta är den viktigaste fiskfödan.

Då effekterna av en föreslagen minimitappning på bottenfauna och fiskbestånd skall bedömas, upplevs bristen på data från tidigare utbyggnadsprojekt som besvärande. Vid framtida projekt är det av denna anledning mycket viktigt att inte missa tillfället till ordentliga "före/efter" studier, eftersom sådana idag saknas.



Även tillgången till biologiska basdata från idag existerande dammar är dålig och även här finns ett stort behov av undersökningar för att öka kunskapen om dessa "artificiella" ekosystem. Av vikt är bl a att definiera faktorer som påverkar den akvatiska miljön i nedströmssträckor och att undersöka hur olika utformning och drift av ett kraftverk (intagsdjup, vattenföringsregim) påverkar dessa faktorer. Tillgång till sådana data är nödvändig om man skall kunna bedöma effekterna av och utarbeta riktlinjer för tappningen vid en föreslagen utbyggnad.

Framtida undersökningar bör utformas brett och omfatta både hydrologi, växtekologi och djurekologi.

Många misstag kommer att göras vid rekommendationer om minimivattenföringar. Det största misstaget vore dock om ekologer och fiskevårdare inte gav några rekommendationer. Det är bättre med en grov bedömning av en fackman än ingen bedömning alls.

#### ERKÄNNANDEN

Utarbetandet av denna artikel har skett inom ramen för Försöksgruppens FÅK (Fiskevårdande åtgärder i kraftverksmagasin) arbete. FÅK finansieras av VASO (Vattenregleringsföretagens Samarbetsorgan). Göran Sjöberg och Sten Andreasson har givit värdefulla synpunkter på manuskriptet. Ingrid Sundqvist-Kalleberg har renritat figurerna och Britt Dahlin renskrivit manuskriptet.

LITTERATUR

- Binns, N.A. & F.M. Eisermann. 1979. Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. *Trans.Am.Fish.Soc.* 108:215-228.
- Campbell, R.N.B., D.M. Rimmer, D. Scott & C.S. Shirvell. 1984. The effects of reduced discharge on trout in small New Zealand streams. In *Regulated rivers*. Eds.: A. Lillehammer & S.J. Saltveit. Oslo Univ.Press, Oslo. (In the press.) (Under tryckning.)
- Corrarino, C.A. & M.A. Brusven. 1983. The effects of reduced stream discharge on insect drift and stranding of near shore insects. *Freshw.Invertebr.Biol.* 2:88-98.
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24:631-641.
- 1979. The natural stream ecosystem. p. 7-24. In *The ecology of regulated streams*. Eds.: J.V. Ward & J.A. Stanford. Plenum Press, New York.
- & M.J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann.Rev.Ecol.Syst.* 10:147-172.
- Finnigan, R.J. 1978. A study of fish movement stimulated by a sudden reduction in rate of flow. *Fish.Mar.Serv.Data Rep.* 98. Dept.Fish.Environm.Pacific Region, Vancouver, B.C. 5p. (Mimeographed.) (Stencil.)
- Fraser, J.C. 1972. Regulated stream discharge for fish and other aquatic resources: An annotated bibliography. *FAO Fish.Tech.Pap.* 112. 103 p.
- Gore, J.A. 1978. A technique for predicting in-stream flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Freshw.Biol.* 8:141-151.
- & R.D. Judy Jr. 1981. Predictive models of benthic macroinvertebrate density for use in instream flow studies and regulated flow management. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 38:1363-1370.
- Graynoth, E. 1984. Effects of hydroelectric development on the Waitaki River and its fisheries. In *Regulated rivers*. Eds: A. Lillehammer & S.J. Saltveit. Oslo Univ. Press, Oslo. (In the press.) (Under tryckning.)

- Grimås, U. & N.-A. Nilsson. 1965. On the food chain in some north Swedish river reservoirs. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 46:31-48.
- Henricson, J. 1983. Rapport från det andra internationella symposiet om reglerade rinnande vatten. FAK informerar 14: 57-63. Fiskeriintendenten i nedre norra distriktet, Härnösand.
- & K.Müller. 1979. Stream regulation in Sweden with some examples from central Europe. p. 183-199. In The ecology of regulated streams. Eds.: J.V. Ward & J.A. Stanford. Plenum Press, New York.
- & G.Sjöberg. 1980. Strömbottenfaunan nedströms en kraftverksdamm med korttidsreglering i Indalsälven. English summary: The stream zoobenthos below a hydro-electric power dam with short-term regulation in the River Indalsälven, Sweden. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). p.1-34.
- & G.Sjöberg. 1984. The stream zoobenthos below hydroelectric power dams with short-term regulation in Sweden. In Regulated rivers. Eds.: A. Lillehammer & S.J. Saltveit. Oslo Univ. Press, Oslo. (In the press.) (Under tryckning).
- Horton, W.D. & T. Cochnauer. 1980. Instream flow methodology evaluation, biological criteria determination, and water quantity needs for selected Idaho streams. Stream evaluation project - phase II, OBS, Western water allocation project, Idaho Dept. Fish Game. 101 p.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool. 555 p.
- Jensen, J.V. & I. Steine. 1984. The short-time effects on anadromous salmonids caused by the regulation of the Eidfjord river system, Norway. In Regulated rivers. Eds.: A. Lillehammer & S.J. Saltveit. Oslo Univ. Press, Oslo. (In the press.) (Under tryckning.)
- Johansson, L. 1982. Bottenfaunaundersökning med kolonisationskorgar nedströms Byarforsens kraftverk, Ljusnan, Härjedalen. FAK informerar 13: 1-22. Fiskeriintendenten i nedre norra distriktet, Härnösand.
- Kraft, M.E. 1972. Effects of controlled flow reduction on a trout stream. J. Fish. Res. Bd. Canada 29:1405-1411.

- Lillehammer, A. & S.J. Saltveit (Eds.). 1984. Regulated rivers . Oslo Univ. Press, Oslo. Approx. 650 p. (In the press.) (Under tryckning.)
- Merritt, R.W, & K.W. Cummins (Eds.). 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa. 441 p.
- Minshall, G.W. & P.V. Winger. 1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. Ecology 49:580-582.
- & R.C. Petersen, K.W. Cummins, T.L. Bott, J.R. Sedell, C.E. Cushing, R.L. Vannote. 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. Ecol. Monogr. 53:1-25.
- Mundie, J.H. 1979. The regulated stream and salmon management. p. 307-319. In The ecology of regulated streams. Eds.: J.V.Ward & J.A. Stanford. Plenum Press, New York.
- Müller, K. 1962. Limnologisch - fischereibiologische Untersuchungen in regulierten Gewässern Schwedisch Lapplands. Oikos 13:125-154.
- Newcombe, C. 1981. A procedure to estimate changes in fish populations caused by changes in stream discharge. Trans. Am. Fish. Soc. 110:382-390.
- Nilsson, C. 1979. Piteälven, Laisälven och Vindelälven. Växt- och djurliv samt biologiska effekter av vattenöverledning. (English summary: The northern Swedish rivers Piteälven, Laisälven and Vindelälven. Plant and animal life and bioeffects of water diversion.) Wahlenbergia 6. Ekol. Bot. Umeå Univ. 59 p.
- 1982. Biologiska effekter av små vattenkraftverk. (English summary: bioeffects of small-scale hydroelectric power plants in Sweden.) SNV PM 1593. 807 p.
- Orsborn, J.F. & C.H. Allman. (Eds.) 1976. Instream flow needs symposium, Vol. I and II. Western division, Am. Fish. Soc. Bethesda, Maryland.
- Oswood, M.E. & W.E. Barber. 1982. Assessment of fish habitat in streams: goals, constraints and new technique. Fisheries 7:8-11.
- Radford, D.S. & R. Hartland-Rowe. 1971. A preliminary investigation of bottom fauna and invertebrate drift in an unregulated and a regulated stream in Alberta. J. Appl. Ecol. 8:883-903.

- Solomon, D.J. & D.Paterson. 1980. Influence of natural and regulated stream flow on survival of brown trout (Salmo trutta L.) in a chalkstream. *Env. Biol. Fish.* 5:379-382.
- Stalnaker, C.B. 1979. The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. p.321-337. In The ecology of regulated streams. Eds.: J.V. Ward & J.A. Stanford. Plenum Press, New York.
- 1982. Effects on fisheries of abstractions and perturbations in streamflow. p. 366-383. In Allocation of fishery resources. Ed.: J.H. Grover. FAO, Rome.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union* 38:913-920.
- Trotsky, H.M. & R.W. Gregory. 1974. The effects of waterflow manipulation below a hydroelectric power dam on the bottom fauna of the Upper Kennebec River, Maine. *Trans. Am. Fish. Soc.* 103:318-324.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- & B.W.Sweeney. 1980. Geographical analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *Am. Nat.* 115: 667-695
- Walburg, C.H., J.F. Novotny, K.E. Jacobs, W.D. Swink & T.M. Campbell. 1981a. Water quality, macroinvertebrates, and fisheries in tailwaters and related streams: an annotated bibliography. Technical Report E-81-8, prepared by the U.S. Department of the Interior for the U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, CE, Vicksburg, Miss. 200 p.
- & J.F. Novotny, K.E. Jacobs, W.D. Swink, T.M. Campbell, J.M. Nestler, G.E. Saul. 1981b. Effects of reservoir releases on tailwater ecology: a literature review. Technical Report E-81-12, prepared by the U.S. Department of the Interior for the U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, CE, Vicksburg, Miss. 189 p.
- Wallace, J.B., J.R. Webster & W.R. Woodall. 1977. The role of filter feeders in flowing waters. *Arch. Hydrobiol.* 79: 506-532.

- Ward, J.V. 1976. Effects of flow patterns below large dams on stream benthos: a review. p. 235-253. In Instream flow needs symposium, Vol. II. Eds.: J.F. Orsborn & C.H. Allman. Am. Fish. Soc. Bethesda, Maryland.
- & J.A. Stanford. 1979a. (Ed.) The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York. 398 p.
- & J.A. Stanford. 1979b. Limnological considerations in reservoir operation: optimization strategies for protection of aquatic biota in the receiving stream. p. 496-501. In Proceedings of the Mitigation Symposium. U.S. Dept. Agric., Fort Collins, CO.
- & J.A. Stanford. 1980. Tailwater biota: ecological response to environmental alterations. p. 1516-1525. In Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments ASCE, June 2-5, 1980, Minneapolis, Minnesota.
- & J.A. Stanford. 1983a. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. p. 29-42. In Dynamics of lotic ecosystems. Eds.: T.D. Fontaine III & S.M. Bartell. Ann Arbor, Michigan.
- & J.A. Stanford. 1983b. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. p. 347-356. In Dynamics of lotic ecosystems. Eds.: T.D. Fontaine III & S.M. Bartell. Ann Arbor, Michigan.
- Webster, J.R. & B.C. Patten. 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. Ecol. Monogr. 49:51-72.
- Wesche, T.A. 1980. The WRR I trout cover rating method. Development and application. Water Resources Series 78, Univ. Wyoming. 46 p.
- Wright, R.F. 1984. Interaction of stream regulation and acid precipitation. In Regulated rivers. Eds.: A. Lillehammer & S.J. Saltveit. Oslo Univ. Press, Oslo. (In the press.) (Under tryckning.)

## LULLEKETJEFORSEN. MINIMITAPPNING ELLER ALTERNATIVA ÅTGÄRDER

Mats Larsson

### INLEDNING

Bakgrunden till föreliggande rapport är ett beslut från den 5 juni 1973 då Kungl. Maj:t som särskilt villkor uppdrog åt vattendomstolen att inkomma med förslag beträffande den minimitappning till Lulleketjeforsen som skulle erfordras för att där möjliggöra fiskproduktion och fiske.

### Områdesbeskrivning

Lulleketjeforsen är belägen inom Jokkmokks kommun, i Lilla Lule älv, mellan sjöarna Randijaure och Purkijaure. Före utbyggnaden var forsen omkring 2,5 km lång och förhållandevis bred, 100-200 meter. Fallhöjden är ca 11 meter. De mest markerade strömsträckorna finns i forsens övre delar. I samband med regleringen av Randijaure försvann en kortare strömsträcka i denna del. Nedre delen av forsen är flack, här finns ett par större områden av selkaraktär. I denna del finns en markerad djupfåra som för så mycket vatten att vattenföringen måste överstiga  $200 \text{ m}^3/\text{s}$  för att områdena på sidorna om fåran skall bli vattentäckta. Då vattenståndet höjdes i samband med Purkijaure reglering försvann ett par mindre strömsträckor i nedre partiet av forsen.

Vattenföringen under naturliga förhållanden beräknades till  $125 \text{ m}^3/\text{s}$  (medelvattenföring),  $12-15 \text{ m}^3/\text{s}$  (lågsvattenföring) och ca  $700 \text{ m}^3/\text{s}$  (högvattenföring).

Redan före tillkomsten av Randi kraftstation var Lulleketjeforsen påverkad av utbyggnader uppströms Randijaure, genom Seitevare och Parki kraftstatio-

ner färdiga 1967 respektive 1970. Dessa företag innebar att vattenföringarna ändrades så man fick en högre vintervattenföring och en lägre sommarvattenföring. År 1971 togs Randi kraftstation i bruk och det mesta vattnet går nu där.

Utöver vattenkraftutbyggnader har forsen även påverkats av flottledsrensningar. Botten är storblockig med talrika gropar mellan blocken. Ur undersökningssynpunkt har detta bl a inneburit avsevärda svårigheter att bedriva effektiva elfisken. I delen belägen närmast nedströms dammen i Randijaure finns partier av berghällar. Större sammanhängande avsnitt med finkorningare grusbäddar saknas till stor del.

Förutom Lulleketjeforsen finns i området även den outbyggda Pärlälven som mynnar i Purkijaure. Mellan Purkijaure och Vaikijaure finns också en forssträcka, nämligen Purkiforsen.

#### Tidigare fiskbestånd - reproduktion och fiske

Lulleketjeforsen har utgjort ett av de främsta reproduktionsområdena för harr i Norrbotten. Även för öringen har forsen haft betydelse då en del av Parkiöringbeståndet rekryterats härifrån. Under outbyggda förhållanden beräknades avkastningen till ca 100 kg/ha. Sportfiskefångsterna har värderats till 3 000-4 000 kg/år, huvudsakligen harr. Öringandelen utgjorde omkring 200-300 kg/år.

Av övriga arter har det alltid varit gäddan, då främst i de nedre delarna, och abborren som varit de viktigaste inslagen i fångsterna. Förutom ovannämnda fiskslag bör även nämnas sik och lake.

Före regleringen beräknades omfattningen av sportfisket till en försäljning av 300-400 fiskekort/år.



Lulleketjeforsen - vattenmålet

Som var och en förstår måste valet av minimitappning ske med utgångspunkt från de förutsättningar som beskrivits i ovanstående stycken. Svårigheterna blir dessutom inte mindre av att handlingsalternativen inte enbart begränsas av rådande biologiska och ekologiska förhållanden.

Även andra hänsyn, främst av ekonomisk och tidsmässig natur påverkar valmöjligheterna. Varje år som förflyter under provotiden, varje  $m^3$ -vatten som tappas, varje åtgärd som föreslås, betraktas många gånger som en samhälleekonomisk förlust.

I fallet Lulleketje kan man konstatera att efter fiskeriintendentens yttrande i april 1973 då frågan om minimitappning väcktes och Kungl. Maj:ts beslut i juni samma år, förflöt 3 år innan ett beslut om minimitappning fattades.

I vattendomstolens deldom 1976-07-07 föreskrivs att man under utredningstiden skulle tappa minst  $10 m^3/s$  under tiden 10/5 - 15/10 och  $5 m^3/s$  under övrig tid. Under kortare tid skulle man även ha möjligheter att pröva andra tappningar i intervallet  $2-25 m^3/s$ . Två år senare, i maj 1978, inkom fiskeriintendenten med det första yttrandet sedan provtappningarna påbörjats. Undersökningarna fortsatte sedan, med delvis ändrad inriktning, fram till 1981. I maj 1983 avgav fiskeriintendenten ett "slutligt" yttrande till vattendomstolen där man redogjorde för undersökningarna under provotiden, samt lämnade förslag till möjliga handlingsalternativ.

Efter vattendomstolens yttrande till jordbruksdepartementet den 21 november 1983 återstår ur handläggningssynpunkt för regeringen att pröva frågan.

Sammantaget pågick undersökningarna mellan 1977 och 1981 d v s 5 år. Ur fiskebiologisk synpunkt är detta en kort tid. Möjligheterna att väga in och utreda alla de faktorer som kan vara av betydelse vid valet av en lämplig minimitappning har därför varit begränsade.

## RESULTAT

### Undersökningar de första åren

#### Provtappningar

Första beslutet om provtappning på 10 respektive 5 m<sup>3</sup>/s grundade sig på bedömningen att en sådan tappning, eventuellt i kombination med biotopförbättrande åtgärder, skulle ha en positiv effekt ur fiske- och reproduktionssynpunkt. Tappningen kunde också anses rimlig vid en jämförelse mellan nytta och kostnader. Under prøvotiden utgick man ifrån att en tappning i denna storleksordning skulle kosta ca 1 milj kr/år. Senare, vid domstolsförhandlingen 1983, beräknade sökanden värdet av det tappade vattnet till ca 2 milj kr/år. Kostnaden är dock ingalunda av den storleksordningen att kraftstationens lönsamhet kan ifrågasättas.

Redan i ett tidigt skede av undersökningarna utprovades olika tappningsalternativ, nämligen 2, 5, 10 och 20 m<sup>3</sup>/s. I samband med provtappningarna genomfördes också flygfotografering av forsen i kombination med olika fältaktiviteter.

Ganska snart kunde konstateras att 2 m<sup>3</sup>/s var otillräckligt för att upprätthålla någon reproduktion av betydelse. Dels därför att man kunde befara bottenfrysning av ganska stora områden men framförallt därför att den vattentäckta ytan skulle bli alltför liten.

En minimitappning på 5 m<sup>3</sup>/s visade att en del av leklokalerna skulle bli tillgängliga. Kartering och flygfotografering visade också att en ökning av minimivattenföringen från 5 m<sup>3</sup>/s till 10 m<sup>3</sup>/s endast skulle öka arealen av lämpliga lekbottnar i relativt blygsam omfattning.

Vid en tappning på 10 m<sup>3</sup>/s bedömdes att områden av samma karaktär som elfiskestationerna i det övre området (stationerna A och B), d v s lämpliga lek- och uppväxtområden för öringungar skulle uppgå till ca 5 000 m<sup>2</sup>. Dessa ytor beräknades kunna producera 200-300 2-somriga öringungar. Övriga mindre goda områden uppskattades att ha samma produktionsmöjligheter. Totalt skulle man därmed uppnå en öringproduktion på 400-600 2-somriga fiskar.

Ovanstående faktorer i kombination med det förhållande att den naturliga lågvattenföringen endast uppgick till 12-15 m<sup>3</sup>/s talade för att en vintertappning på 5 m<sup>3</sup>/s skulle vara lämplig. För att förhindra lek vid högre vattenföringar och därmed risk för infrysning av rom föreslogs dessutom att vintertappningen skulle påbörjas före den 15 oktober. Vattendomstolen beslöt med anledning härav att sommartappningen skulle upphöra den 15 september.

#### Potentiella fiskemöjligheter vid olika vattenföringar

I samband med provtappningarna gjordes också en studie av fiskekapacitet i forsen vid olika vattenföringar. Studien tog hänsyn till faktorer som fiskeutrymme, lämpligt avstånd mellan fiskekastplatserna bedömdes till 30 meter. Hänsyn togs också till vattenhastighet i förhållande till ståndplatser, bottenbeskaffenhet, födodriftstråk och vattendjup.

Resultatet av undersökningen visade att vid en vattenföring på omkring  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  skulle mer än ett 20-tal fiskare kunna fiska i forsen samtidigt. Vidare konstateras att antalet fiskeplatser vid en vattenföring av  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  skulle gå ner till ungefär hälften och att en ökning till  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  endast medförde en mindre ökning av antalet fiskeplatser.

Av denna undersökning som genomfördes 1977 kom man fram till att det vid en sommarvattenföring av  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  fanns acceptabla möjligheter att bedriva sportfiske i Lulleketjeforsen. Denna vattenföring kunde därför ur sportfiskesympunkt vara en lämplig kompromiss.

#### Fiskeriintendentens förslag i 1978 års yttrande

I fiskeriintendentens yttrande 1978-05-29 föreslår man att en minimitappning på  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  under tiden 1/6 - 15/9 och  $5 \text{ m}^3/\text{s}$  under övrig tid skall fastställas.

Samtidigt framhåller man dock, att för att ytterligare öka fiskreproduktionen kan det vara nödvändigt att utföra vissa biotopförbättrande åtgärder. Man konstaterar också att fiskutsättningar torde vare en förutsättning för att upprätthålla ett fiske av större omfattning. Vidare finns behov av åtgärder för fisket vid sidan av vattendraget i form av eldstäder, vindskydd m m.

Slutligen föreslogs att minimitappningen skulle gälla under en prövotid av 5 år. Under denna tid borde ytterligare undersökningar och försöksåtgärder utföras för att skapa säkrare underlag för det slutliga ställningstagandet.

#### Elfisken

Elfisken har utförts under åren 1977 - 1980. Under 1981 skedde ett översiktligt fiske på en station i forsens övre del (station F).

Vid en utvärdering av resultaten måste man ta hänsyn till att Lulleketjeforsen bjuder på svår fiskade prov-  
tytor. Inte minst viktigt är också att hålla i minnet  
att föreslagna biotopvårdande åtgärder aldrig kommit  
till utförande.

För framräknandet av totala antalet öringungar har  
använts Zippins metod där så varit möjligt. En en-  
kel metod är för övrigt att låta totala populatio-  
nen vara lika med antalet fångade fiskar i första  
elfiskeomgången multiplicerat med tre. Den senare  
metoden är mycket snabb och ger en relativt god  
uppfattning om tillståndet i vattendraget. Båda  
metoderna har kommit till användning, snabbmetoden  
där antalet fiskeomgångar varit mindre än tre.

Tabell 1. Antal fångade öringar/100 m<sup>2</sup>. Station A

År	Antal
1977	7,2
1978	5,2
1980	1,3

Tabell 2. Antal fångade 0+ öringar/ 100 m<sup>2</sup>.  
Station A, B, F

År	Station: A	B	F
1977	11	4	ej fiskad
1978	1	3	1
1979	7	6	4
1980	1	2	2
1981	ej fiskad	ej fiskad	3

Det är självfallet svårt att dra några slutsatser om  
utvecklingen av öringbeståndet ur reproduktionssyn-  
punkt med hänvisning till de utförda elfiskena.

Generellt kan sägas att antalet årsyngel är under  
förväntansvärdet för goda reproduktionsområden. De  
bästa lokalerna för öringreproduktion är områdena  
A, B och F trots detta var tätheten endast 1-2 ungar/  
100 m<sup>2</sup> år 1980.

Detta skulle för hela Lulleketjeforsen innebära en  
årsproduktion av 100-200 öringungar vid en uppskät-  
tad reproduktionsyta av ca 10 000 m<sup>2</sup>.

Tillväxten är fortfarande mycket god hos öringungarna. I september då samtliga elfisken utförts är årsungarna (0+ fisken) ca 7 cm långa. Det är således inte näringssituationen som är kritisk. Tänkbara orsaker till det ringa antalet årsungar kan vara svagt lekbestånd genom brist på ståndplatser eller för hårt fisketryck. Brist på lekbottnar och uppväxtområden, ökad predation från gädda, lake och simpa.

#### Biotopvårdande åtgärder

Som tidigare nämnts kom aldrig några biotopvårdande åtgärder i Lulleketjeforsen till utförande. Efter förslaget som lades fram i yttrandet 29 maj 1978 redovisades i juni samma år ett mer detaljerat förslag. Detta gick bl a ut på att genom snedställda vallar skapa en mer koncentrerad strömfåra i forsens bredaste partier. Vidare föreslogs utläggning av grus i djupfåran på vänster strand.

I samband med besiktning av forsens i november 1979 beräknade sökanden de sammanlagda kostnaderna för de föreslagna åtgärderna till ca 125 000 kr. Med hänsyn till den osäkerhet som rådde om tappningarnas framtid menade sökanden att frågan om biotopförbättrande åtgärder borde anstå tills efter ett eventuellt beslut om en framtida minimitappning.

#### Fiskutsättningar

Fiskutsättningar i Lulleketjeforsen har skett 1978, 1979 och 1981. Vid utsättningen den 13/6 1978 utsattes 500 märkta 4-åriga Parkiöringar (mv 120 g). Återfångsterna är mycket dåliga, fram t o m 1981 hade endast ca 2 % återfångats.

Även vid utsättningen 1979 användes Parkiöring. Denna gång 99 st "överblivna" avelsfiskar från Käl-

arne (mv 1,25 kg). Drygt 20 % av den utsatta fisken hade återfångats fram t o m 1981. Med tanke på den stora fisken får resultatet anses som tämligen dåligt.

Utsättningen 1981 var av mer renodlad put and take-karaktär. Totalt sattes 842 2-åriga Heligeåöringar ut vid fyra olika tillfällen under sommaren. En del av fisken var brickmärkt, andra var endast fenklipp-ta.

Förutom den normala återfångstrapporteringen för brickmärkt fisk har återfångster också rapporterats via direktrapporter av insända fiskekort. Sammanlagt fick man under 1981 tillbaka ca 283 kg av totalt utsatta 395 kg. En analys av 1981 års utsättningar visar ett visst, men svagt samband med fiskestrycket. Återfångsterna är starkt kopplade till utsättningarerna..

Rent allmänt kan konstateras att mycket få av de utsatta öringarna från någon av utsättningarerna påträffats utanför Lulleketjeforsen. Det bör i sammanhanget även noteras att sjöutsättningarerna i de nedströms liggande sjöarna gått betydligt sämre än väntat.

#### Undersökningar 1981

Redan 1980 föreföll det ganska klart att man enbart med den utprovade tappningen inte tillfullo skulle kunna uppnå målsättningen om fiskproduktion och fiske.

Verksamheten 1981 inriktades därför i första hand på att utreda vilka förutsättningar det fanns att på något sätt tillskapa ett fiske. Som ett led i detta ingick put and take-utsättningar av öring. Samtidigt genomfördes omfattande studier av fisket. Detta skedde genom direkt rapportering av fångster via

insända fiskekort och genom fältintervjuer. Vidare genomfördes en enkätundersökning baserad på adressuppgifter från fiskekortet (93 % av de tillfrågade, 104 st, svarade). Samtliga allmäningsdelägare, d v s personer med fiskerätt fick dessutom föra fångstjournal.

I samband med utsättningarna varierades vattenföringen på så sätt att man vissa veckor tappade 10 m<sup>3</sup>/s medan man andra veckor endast tappade 5 m<sup>3</sup>/s. Sammanfattningsvis kan sägas att vattenföringens storlek ej påverkade fångsternas storlek i nämnvärd utsträckning. Som väntat fanns en tydlig koppling mellan återfångster och utsättningstillfälle.

Fångstuttaget av olika arter har beräknats efter uppgifter från fiskekort, journalföring och postenkät. Totala fångstuttaget från samtliga fiskare, totalt 767 t minus en uppgiftslämnare, som endast fiskat i Purkijaure, redovisas i nedanstående tabell.

Tabell 3. Totalfångst i Lulleketjeforsen från samtliga fiskare (766 st) och fångst kg/tillfälle (799 st)

Art	Totalfångst (kg)	Fångst/tillfälle (kg)
Öring (märkt)	283	0,36
Öring (naturbestånd)	85	0,12
Harr	113	0,14
Abborre	156	0,20
Sik	9	0,01
Gädda	53	0,07

Som tidigare nämnts uppgick fångsterna under naturliga förhållanden till 3 000-4 000 kg harr och öring, varav 200-300 kg öring. Efter utbyggnaden minskade fångsterna drastiskt, 1969 fångades endast 75 kg öring och 300 kg harr. Betydligt större fångster erhöles 1977 då man tog ca 440 kg öring och ca 1 400 kg harr. Fångsterna detta år är dock på intet sätt representativa för forsens förmåga att upprätthålla ett fiskbart bestånd. Man utnyttjade istället produktionen



från tidigare år. Genom den låga vattenföringen 1977 koncentrerades fisk till vissa områden vilket gjorde forsen lättfiskad.

Resultatet av 1981 års fiske visar att farhågorna att 1977 års fångster ej skulle kunna upprätthållas någon längre tid har besannats.

Undersökningarna 1981 visade också att trots put and take-fiske med regelbundna utsättningar, information i pressen, så utnyttjades mindre än hälften av optimala antalet fiskeplatser vid 10 m<sup>3</sup>/s (11 st/dygn av ca 25 möjliga). Under förutsättning att man har rimliga fångstchanser finns det m a o fortfarande en avsevärd outnyttjad besökskapacitet.

#### Alternativa utvecklingsmöjligheter i Lulleketjeforsen - åtgärder i andra vatten

Som ett resultat av undersökningarna under prøvotiden redovisades i yttrandet 1983-05-30 några tänkbara alternativa utvecklingsmöjligheter i Lulleketjeforsen.

Alternativen omfattade förslag alltifrån torrläggning av forsen med satsning på alternativa vatten till åretrunttappning med naturbestånd. Eller åretrunttappning i kombination med biotopvårdande åtgärder och fiskutsättningar. Ett förslag omfattade enbart sommartappning i kombination med fiskutsättningar.

I remissyttrandet till fiskeristyrelsen 1984-02-23 föreslår fiskeriintendenten slutligen en satsning på åtgärder i alternativa vatten.

Både i det sistnämnda yttrandet och yttrandet 1983-05-30 redovisas också omfattande inventerings- och åtgärdsförslag i Jokkmokksregionen.

För åtgärdernas genomförande föreslås bl a att i utbyte mot tappning i Lulleketjeforsen skall sökanden inbetala 350 000 kr/år till kammarkollegiets fondbyrå.

Slutligen kan också konstateras att principen med alternativa åtgärder biträds av såväl kammarkollegiet, statens vattenfallsverk och Jokkmokks kommun även om utformningen av en sådan lösning skiljer sig något åt.

#### DISKUSSION

Frågan om minimitappning eller ej blir här liksom i de flesta andra fall en jämförelse mellan nytta och kostnader. Vattendomstolen konstaterar i sitt yttrande till regeringen (1983-11-21) att "kostnaderna för att släppa fram angivna vattenmängder är högst betydande i förhållande till den nytta tappningarna kan medföra för fiskeintressena".

Såväl fiskeriintendenten, vattendomstol och övriga inblandade har också varit eniga om att högre tappningar än de utprovade 5 respektive 10 m<sup>3</sup>/s ur kostnadsynpunkt ej kunde anses motiverad.

Frågan blir då vilket fiske och vilken reproduktion måste erhållas för att de tillämpade tappningarna skall vara försvarbara? Man måste också fråga sig: Går det att uppnå den önskade nivån genom att samtidigt utföra biotopvårdande åtgärder?

Helt klart torde vara att enbart framsläppande av vatten ej behöver innebära att man uppnår önskat resultat. Svårigheten ligger i att frågan om åtgärder i fallet Lulleketje endast kan besvaras teoretiskt. Med facit i hand kan man sannolikt säga att utredningen vunnit på om man i ett tidigt skede utfört de föreslagna åtgärderna oavsett vad slutresultatet skulle blivit. Att man inte hårdare drev den linjen faller återigen tillbaka på ekonomiska och tidsmässiga aspekter.

Genomförandet skulle ha inneburit temporära störningar i form av bl a grumlingar. En förlängd provotid

hade varit nödvändig. Ytterligare kostnader hade uppstått både för utredningen och genomförandet av "osäkra" åtgärder.

Fiskeriintendenten konstaterar emellertid att man genom att utföra de föreslagna biotopvårdande åtgärderna möjligen kan räkna med öringfångster (naturbestånd) som ligger på ungefär samma nivå som 1981. Harrbeståndet antas kunna bli något bättre.

Avgörande är dock vilket fiske beståndet skall tåla. Intendenten har gjort bedömningen, att eftersom förutsättningar finns att utföra meningsfulla åtgärder i alternativa vatten, bl a Pärlälven, erhålls den största nyttan genom att byta minimitappningen mot alternativa åtgärder.

Detta är också en uppfattning som delats av flertalet av de inblandade parterna. Även vattendomsstolen förklarar i regeringsyttrandet att man är "väl medveten om att ifrågavarande medel skulle kunna utnyttjas mer effektivt i andra vatten". Detta ligger dock utanför domstolens uppdrag att yttra sig om.

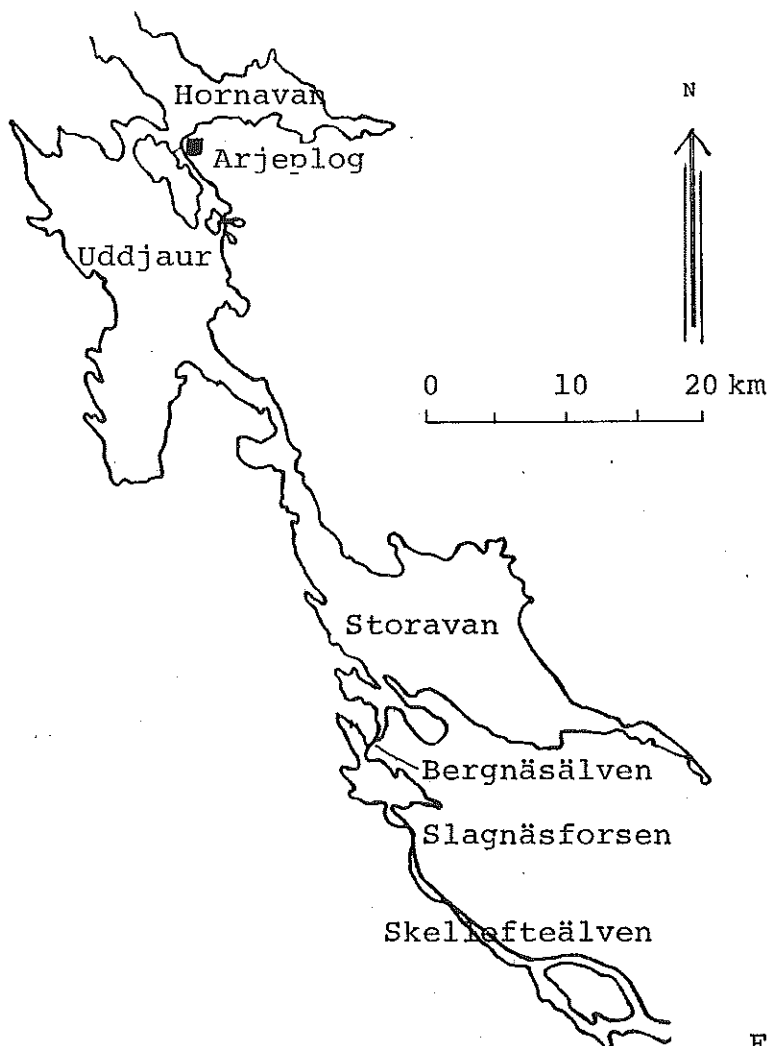
Vad som än kommer att hända med minimitappningen i Lulleketje sedan regeringen prövat frågan finns det skäl att notera att vattendomsstolen, främst med tanke på de närboendes behov av rekreativfiske i strömmande vatten ansett en minimitappning motiverad. I sitt yttrande till regeringen föreslår man nämligen en tappning på 5 respektive 10 m<sup>3</sup>/s förenad med föreskrifter om biotopförbättrande åtgärder.

# FRÅGAN OM MINIMITAPPNING M FL ÅTGÄRDER I BERGNÄSÄLVEN/SLAGNÄSFORSEN, SKELLEFTEÄLVENS VATTENSYSTEM

Karl-Erik Nilsson

## INLEDNING

Denna rapport vill belysa hur man i ett reglerat vatten genom dels en bestämmelse om höjd minimitappning sommartid och genom dels andra åtgärder försökt säkerställa en naturlig reproduktion av en skyddsvärd öring i två strömmar i övre delen av Skellefteälvens vattensystem. De aktuella strömmarna är Bergnäsälven och Slagnäsforsen och dessas geografiska lägen framgår av översigtskarta, Figur 1.



Figur 1. Översigtskarta

### Områdesbeskrivning

Bergnäsälven är ca 3,5 och Slagnäsforsen ca 1 km lång. Tillsammans utgör de bägge strömmarna alltså en sträcka på 4,5 km, varav hälften eller ca 2,2 km, utgörs av strömmande - forsande avsnitt. Mellan de bägge strömmarna ligger sjön Naustajaurer som är ca 7 km lång och med en areal av ca 1 600 ha.

Medelvattenföringen i Bergnäsälven/Slagnäsforsen uppgick i oreglerat tillstånd till ca  $110 \text{ m}^3/\text{s}$  medan opåverkad naturlig sommarvattenföring låg i storleksordningen  $200\text{-}300 \text{ m}^3/\text{s}$ . Normal lågvattenföring har beräknats till ca  $25\text{-}30 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Fiskbeståndet i Bergnäsälven/Slagnäsforsen består av öring, harr, sik, gädda, abborre, mört, lake, simpa samt elritsa. Artsammansättningen är att betrakta som typisk för ett vattendrag av denna typ och i denna region.

Öringen i strömmarna utgörs av den s k Bergnäsöringen och denna har en del karakteristiska och skyddsvärda egenskaper. Dessa egenskaper kan sammanfattas i följande punkter.

- nedströmslekande
- storvuxen och snabbväxande
- smoltålder 3-4 år, smoltlängd 25-35 cm

Bergnäsöringen är Övre Norrlands enda kvarvarande nedströmslekande storöring och den är snabbväxande såväl före som efter smoltstadiet. Sin uppväxtmiljö har Bergnäsöringen i Bergnäsälven/Slagnäsforsen men efter 3-4 år och då den nått en längd av 25-35 cm vandrar den som smolt upp till de uppströms belägna sjöarna Storavan och Uddjaur. Här finns ett rikligt bestånd av bytesfisk, i detta fall småvuxen sik, vilket medger en kraftigt accelererad tillväxttakt i denna miljö. Bergnäsöringen har en hög smoltstorlek och anledningen härtill kan vara den att den som smolt måste ha kraft att företa en vandring uppströms.

Regleringar som påverkat vattenföringsförhållandena i strömmarna

Bakgrunden till att frågan om höjd minimitappning kommit att aktualiseras i Bergnäsälven/Slagnäsforsen är att vattenföringarna i strömmarna påverkats av en rad regleringar i sjösystemet uppströms. Den första av dessa regleringar företogs redan åren 1935-36 och kallas för "1935 års reglering". Denna reglering medförde emellertid inga större tappningsförändringar i Bergnäsälven/Slagnäsforsen. Betydligt större effekter fick emellertid den s k "utvidgade regleringen" som sökanden gavs tillstånd till i dom 1959-07-20. I domen fastslogs en minimitappning på  $15 \text{ m}^3/\text{s}$ . Utöver denna tappning ålades sökanden dock att tappa för flottningen erforderligt vatten. 1959 års reglering kom att innebära minivattenföringar från slutet av april och i princip under hela maj månad. I början av juni startade tappning av flottningsvattnet och denna pågick därefter till mitten av augusti.

Skyldigheten att tappa flottningsvattnet upphörde emellertid i dom 1970-06-10. Denna reglering som brukar kallas "1970 års reglering" gav alltså möjlighet till minimitappning under betydligt längre perioder än tidigare.

Sakägarna befarade nu en drastisk skada på fisket och krävde, som en följd härav, en höjd minimitappning sommartid till  $75 \text{ m}^3/\text{s}$ . Vattendomstolen avslog emellertid denna begäran, varefter vattenöverdomstolen, efter överklagning, fastslog beslutet. Efter prövning i Högsta Domstolen återförvisades emellertid målet till vattendomstolen med motiveringen att prövningen i lägre instanser tillgätt på ett felaktigt sätt. Vidare betonade Högsta Domstolen att det i Bergnäsälven/Slagnäsforsen fanns ett för bygden och turismen värdefullt strömfiskbestånd.

I detta skede föreslog fiskeriintendenten att en lämplig sommarvattenföring borde ligga i storleksordningen  $35-40 \text{ m}^3/\text{s}$ . Förslaget hade föregåtts av karteringar av strömmarna vid

olika tappningar i intervallet 15-70 m<sup>3</sup>/s. Behovet av en höjd minimitappning framstod bland annat av en minskad öringupp-  
vandring i fisktrappan i Bergnäsdammen.

I detta sammanhang kan det vara befogat att kortfattat redovisa vilka effekter som låga tappningar har på fiskbestånd och fiske. Dessa kan sammanfattas i följande punkter

- minskad strömsättning medför en reduktion av näringstillgången för fisk
- minskad strömsättning medför förlust av rom och yngel
- risk för igenslamning och påväxt på lekplatser
- reduktion av lämpliga arealer och biotoper för ungar och större fisk
- invandring av lugnvattenfiskarter
- ändrade betingelser för fiskets bedrivande

I dom 1974-12-13 fastslog vattendomstolen att minimitappningen under juni-augusti skulle höjas från dåvarande 15-35 m<sup>3</sup>/s. Den ändrade minimitappningen skulle gälla under en prøvotid av två år. Domen överklagades men fastställdes senare av vattenöverdomstolen i dom 1975-12-15.

I fiskeriintendentens uppdrag ingick att under prøvotiden utreda lämplig kombination av vattentappning och åtgärder i älvfåran för att säkerställa en naturlig öringreproduktion. Vattenöverdomstolen poängterade att öringtillgången var av betydelse för turistnäringen i orten och för Ortsbefolkningens trevnad. Vidare påpekade vattenöverdomstolen vattenhushållningens betydelse för övriga fiskarter och då därskilt harr.

#### Fiskeribiologiska undersökningar under prøvotiden

Från 1976 och framåt har tappningen i Bergnäsälven/Slagnäs-forsen uppgått till 35 m<sup>3</sup>/s. Den prøvotid som först var avsedd att gälla under endast två år har alltså förlängts.

Under provotiden har fiskeriintendenten utfört fiskeribiologiska undersökningar, vilka i huvudsak innefattat följande moment.

- elfisken
- nätfisken
- karteringar
- sportfiskeenkäter
- kontroll av öringuppvandring i fisktrappan

Under provotiden har dessutom utförts biotopförbättrande åtgärder i älvfåran samt har alltsedan 1979 gällt fiskebegränsningar i Bergnäsälven/Slagnäsforsen. Biotopåtgärderna har i huvudsak syftat till att förbättra lek- och uppväxtområdena för öring medan fiskebegränsningarna införts i syfte att minska fisketrycket, dvs att begränsa antalet fisketillfällen.

Begränsningarna har medfört följande ändrade bestämmelser

- begränsad upplåtelsetid (5-7 veckor mot tidigare 12)
- höjt minimimått på öring från 30 till 35 cm
- förbud mot maskmete (inkl maggot och dylikt)
- fiskeförbud i hela forsen nedströms regleringsdammen vid Storavan (har endast gällt åren 1979-81)

## RESULTAT

### Elfisken

Elfisken har bedrivits främst under perioden 1980-83 och huvudsakligen i syfte att följa upp effekterna av de biotopförbättrande åtgärder som utfördes 1979-80.

Elfiskena har utförts under sommarperioden och har varit förlagda till fasta stationer (åtgärdsområden). Elfiskena har i Bergnäsälven omfattat 9 och i Slagnäsforsen 4 sådana stationer. Vidare har elfiskena, om möjligt, bedrivits vid den aktuella minimivattenföringen, dvs  $35 \text{ m}^3/\text{s}$ .



I Tabell 1 redovisas de funna beståndstätheterna av öringungar på de olika lokalerna. Fångsten har härvid delats upp på olika åldersklasser och denna uppdelning har skett utifrån åldersanalyser och studier av längdfrekvenstabeller. De i tabellen angivna siffrorna återger de verkliga beståndstätheterna, och dessa har framräknats utifrån det faktum att fångsten vid första elfiskeomgången i genomsnitt visat sig ligga kring 45 %. De erhållna fångstresultaten från första elfiskeomgången har därför dividerats med en faktor av 0,45.

Vissa av stationerna har, som synes, genomgående uppvisat högre tätheter av öringungar än flertalet av de övriga.

Exempel på sådana stationer är t ex åtgärdsområdena 24-25 resp 38, bägge i Bergnäsälven. Tätheterna av öringungar på dessa stationer har som mest uppgått till 30 resp 60 öringungar per 100 m<sup>2</sup> och dessa siffror är höga vid jämförelse med andra liknande vattendrag. Dock har elfisken som utförts på speciellt lämpliga ungfiskbiotoper givit ännu högre tätheter än de som redovisas i Tabell 1. 1983 erhöles således en täthet av ca 85 öringungar per 100 m<sup>2</sup> på ett åtgärdsområde i Bergnäsälven och detta måste betraktas som ett extremt högt värde.

Som framgår har Bergnäsälven uppvisat betydligt högre tätheter av 1-somriga (0+) öringungar än Slagnäsforsen. Däremot har tätheterna av äldre öringungar i de bägge vattendragen varierat betydligt mindre. Karakteristiskt för Bergnäsälven har varit just en sned fördelning mellan 1-somriga och äldre öringungar. Således har i Bergnäsälven öringfångsten till närapå 90 % utgjorts av 1-somriga öringungar medan motsvarande siffra för Slagnäsforsen uppgått till 70 %.

Även 1976-77, dvs före det att biotopåtgärdena kom till stånd, utfördes vissa elfiskeundersökningar som dock ej i alla delar är jämförbara med 1980-83 års fisken. Bland annat utfördes 1976-77 års fisken på betydligt mindre och mer strandnära lokaler än falllet var vid de senare fisketillfälena. Några av

Tabell 1. Beståndstätheter per 100 m<sup>2</sup> av vilda öringungar funna vid elfisken i Begnäsälven/Slagnäs-forsen 1980-83

Åtgärds- område		Begnäsälven															
		0+			1+			≥2+			Summa						
		1980	1981	1982	1983	1980	1981	1982	1983	1980	1981	1982	1983	1980	1981	1982	1983
6-8		0,0	1,2	0,4	4,8	0,6	0,0	0,4	1,3	0,3	0,6	0,2	0,0	0,9	1,8	1,0	6,1
13-16		1,5	11,4	13,1	10,4	0,1	1,5	1,1	1,2	0,0	0,5	0,7	0,3	1,6	13,4	14,9	11,9
17		-	1) 9,5	8,5	24,1	-	0,3	1,4	1,3	-	0,0	0,4	0,0	-	9,8	10,3	25,4
19		8,9	25,0	2,0	7,6	1,5	2,8	0,9	0,6	0,0	1,1	0,7	0,2	10,4	28,9	3,6	8,4
24-25		15,1	25,9	20,4	25,5	2,0	2,0	3,0	0,9	0,3	1,1	0,9	0,6	17,4	29,0	24,3	27,0
29-33		7,1	14,1	-	17,1	1,5	0,0	-	0,2	0,6	0,7	-	0,0	9,2	14,8	-	17,3
34		7,9	6,1	-	13,9	0,5	0,0	-	1,7	0,0	0,0	-	0,0	8,4	6,1	-	15,6
38		59,3	17,0	6,1	51,6	2,5	0,0	3,3	2,0	0,0	0,7	0,9	2,0	61,8	17,7	10,3	55,6
40		9,7	8,1	4,1	9,8	0,5	0,5	3,7	1,3	0,5	0,0	1,1	0,2	10,7	8,6	8,9	11,3

Åtgärds- område		Slagnäs-forsen															
		0+			1+			≥2+			Summa						
		1980	1981	1982	1983	1980	1981	1982	1983	1980	1981	1982	1983	1980	1981	1982	1983
3		0,0	0,7	-	15,6	0,0	2,1	-	4,0	0,0	2,1	-	2,2	0,0	4,9	-	21,8
9-10		5,5	6,5	3,7	3,4	1,8	0,3	1,7	0,8	0,1	0,0	0,2	0,8	7,4	6,8	5,6	5,0
11-12		1,1	0,1	1,4	1,4	0,5	0,0	0,7	0,6	0,1	0,1	0,8	0,2	1,7	0,2	2,9	2,2
15-16		0,3	1,2	1,3	4,7	1,2	0,3	0,7	0,4	0,0	0,0	0,6	0,1	1,5	1,5	2,6	5,2

- 1) Stationen ej avfiskad detta år
- 2) Endast station 10 avfiskad detta år
- 3) Endast station 11 avfiskad detta år

lokalerna är dock jämförbara mellan de bägge elfiskeperioderna, såväl yt- som lägesmässigt. Detta gäller främst åtgärdsområdena 13-16 resp 24-25 i Bergnäsälven. I följande tabell redovisas de genomsnittstätheter som erhöles på dessa stationer vid elfiskena före resp efter biotopåtgärdernas utförande.

		1976 - 77				1980 - 83			
		0 +	1 +	≥ 2+	Summa	0 +	1 +	≥ 2+	Summa
Åtgärdsområde	13 - 16	3,7	0,5	1,1	5,3	7,1	0,7	0,3	8,1
"-	24 - 25	15,3	0,7	1,5	17,5	22,0	1,9	0,7	24,6

Som synes har tätheterna av 1-somriga öringungar ökat avsevärt efter det att biotopåtgärderna kom till stånd medan däremot tillgången på äldre öringungar är relativt oförändrad.

Vid ännu tidigare elfisken, nämligen 1964 resp 1971-72 erhöles i Bergnäsälven resp Slagnäsforsen genomsnittliga tätheter av öringungar på 4,6 resp 0,7 st per 100 m<sup>2</sup>. Dessa tätheter omfattar samtliga åldersklasser och kan i viss mån jämföras med motsvarande tätheter för åren 1980-83, vilka redovisas i följande tabell.

År	Bergnäsälven	Slagnäsforsen
1980	8,6	3,8
1981	15,5	2,3
1982	9,9	3,4
1983	18,6	5,3

### Nätprovfisken

Nätprovfisken med standardöversiktsnät har under åren 1976, 1977 resp 1980 bedrivits på vissa lugnflytande avsnitt i Bergnäsälven resp Slagnäsforsen. Syftet med fiskena har varit att undersöka inverkan på andra arter än öringen av de vidtagna åtgärderna. Fångstresultaten vid de tre nätfisketillfällen överensstämmer mycket väl med varandra och några signifikanta skillnader dem emellan har ej gått att påvisa. Artfördelningen vid nätfiskena har varit sik 50 %, abborre, gädda och lake, vardera 10-15 %, mört 5-10 % samt öring och harr vardera 1-2 %.

### Karteringar

I samband med provtappningar i Bergnäsälven/Slagnäsforsen våren och sommaren 1981 gjordes en fotodokumentation samt registrerades förändringar i såväl vattenstånd som vattenhastighet vid fyra olika vattenföringar. De vattenföringar som studerades på detta sätt var 15, 25, 35 resp 50 m<sup>3</sup>/s.

I Bergnäsälven erhöles vid tappningsändring från 15 till 50 m<sup>3</sup>/s en vattenståndshöjning med 45-50 cm, medan 25 resp 35 m<sup>3</sup>/s innebar en motsvarande vattenståndshöjning med 15 resp 30 cm. I Slagnäsforsen erhöles lägre vattenståndshöjningar och här noterades vid 50 m<sup>3</sup>/s en vattenståndshöjning med ca 30 cm jämfört med 15 m<sup>3</sup>/s medan 25 resp 35 m<sup>3</sup>/s innebar höjningar i storleksordningen 5-10 resp 10-20 cm. Den lägre vattenståndshöjningen i Slagnäsforsen än i Bergnäsälven beror på att älven här är mycket bredare varför det även krävs större vattenmängder för att åstadkomma lika stora förändringar som i Bergnäsälven.

Strömhastighetsmätningar i vattenytan på en mätpunkt i Bergnäsälven gav vid tappningarna 15, 25, 35 resp 50 m<sup>3</sup>/s genomsnittshastigheterna 0,35, 0,68, 0,87 resp 1,27 m/s. Totalt ökade alltså vattenhastigheten 3,6 ggr vid tappningsändring från 15 till 50 m<sup>3</sup>/s. Av hela denna förändring hade 35 resp 55 % uppnåtts vid 25 resp 35 m<sup>3</sup>/s. Tappningsändringen från 35 till 50 m<sup>3</sup>/s bidrog alltså med den största hastighetsökningen, eller resterande 45 %.

### Sportfiskeenkäter

Åren 1977, 1979 resp 1981 skickade fiskeriintendenten ut en sportfiskeenkät till vissa av de fiskare som dessa år löst fiskekort i Bergnäsälven och Slagnäsforsen. Enkäten innehöll huvudsakligen frågor om fiskeintensitet och fångstuttag.

Enligt enkäten har antalet fiskedygn/fiskare, med viss mindre variation, genomgående uppgått till ca tre per år. Någon minskning i detta hänseende har alltså ej skett trots de be-

gränsningar som infördes 1979 och som gällt alltsedan dess. Däremot har det skett en minskning i antalet försålda fiskekort, vilket naturligtvis kommit att avspegla sig i ett färre antal fisketillfällen per år. 1977 beräknades antalet fisketillfällen per år i Bergnäsälven till 1 825 medan motsvarande antal för 1979 resp 1981 beräknats till 1 000 resp 1 250. I Slagnäsforsen nyttjades 1977 2 200 fisketillfällen per år mot 1 250 resp 1 200 åren 1979 resp 1981. Genomsnittligt för 1979 och 1981 uppgick minskningen i antalet fisketillfällen per år till ca 45 % i Slagnäsforsen och ca 40 % i Bergnäsälven jämfört med 1977.

Det minskade antalet fisketillfällen per år under 1979 och 1981 har följdriktigt medfört ett lägre totalt fångstuttag jämfört med 1977. Detta framgår av följande tabeller, i vilka fångstuppgifterna (kg) från de tre aktuella åren redovisas. Tabellerna återger såväl fångst av vissa enskilda arter som totalfångst av samtliga arter. I kategorin övriga ingår gädda, abborre, mört m fl.

Bergnäsälven					
	Öring	Harr	Sik	Övriga	Totalt
1977	295	35	1 455	220	2 005
1979	110	20	810	240	1 180
1981	300	30	925	220	1 475

Slagnäsforsen					
	Öring	Harr	Sik	Övriga	Totalt
1977	185	65	1 830	185	2 265
1979	120	25	775	220	1 140
1981	145	20	985	145	1 295

Minskningen i det totala fångstuttaget har varit störst i Slagnäsforsen, eller i genomsnitt ca 45 % för de bägge åren, medan motsvarande minskning i Bergnäsälven uppgått till ca 35 %. Denna differens mellan de bägge vattendragen torde huvudsakligen kunna förklaras med ett likaledes större bortfall i antal fisketillfällen i Slagnäsforsen.

Som framgår av tabellerna var uttaget av öring i Bergnäsälven 1981, trots den begränsade upplåtelse tiden, lika stort som 1977. 1979 uppgick däremot öringfångsten endast till ca 1/3 av 1977 resp 1981 års fångster. Även i Slagnäsforsen var öringfångsten lägst 1979 men i motsats till Bergnäsälven låg fångsterna 1981 ej på lika hög nivå som 1977.

I Bergnäsälven utgjorde örningen 1977, 1979 resp 1981 15,9 resp 20 % av totalfångsten. Motsvarande siffror för Slagnäsforsen uppgick till 8,11 resp 11 %. Fångsten i Slagnäsforsen har alltså dels varit lägre och dels varierat mindre än i Bergnäsälven.

Än intressantare att studera än det totala fångstuttaget i kilo av olika fiskarter, är huruvida några förändringar skett beträffande fångstuttaget per fisketillfälle. I följande tabeller redovisas fångsten per fisketillfälle (kg) av samma arter som i tidigare tabeller.

	Bergnäsälven				
	Öring	Harr	Sik	Övriga	Totalt
1977	0,160	0,020	0,800	0,120	1,100
1979	0,110	0,020	0,810	0,240	1,180
1981	0,240	0,025	0,740	0,175	1,180

	Slagnäsforsen				
	Öring	Harr	Sik	Övriga	Totalt
1977	0,080	0,030	0,840	0,080	1,030
1979	0,095	0,020	0,620	0,175	0,910
1981	0,120	0,015	0,820	0,120	1,075

Som framgår har fångstuttaget per fisketillfälle av samtliga arter genomgående legat omkring 1,0 kg. Något högre siffror har erhållits i Bergnäsälven. Däremot kan vissa förändringar mellan de tre åren utläsas ifall enskilda fiskarter studeras. Således erhöles 1981 högre fångster per fisketillfälle av öring jämfört med 1977 och 1979 i såväl Bergnäsälven som Slagnäsforsen. Jämfört med 1977 uppgick denna fångstökning till 50 %

i bägge vattendragen. Slagnäsforsen har uppvisat en kontinuerlig ökning av Öringfångsterna från 1977 och framåt medan i Bergnäsälven den lägsta fångstsiffran erhöles år 1979.

Beträffande andra fiskarter har fångsten per fisketillfälle av harr genomgående legat i storleksordningen 25 g. Detta är en mycket låg siffra för strömmande vatten av denna typ och storlek och visar att harrbeståndet för närvarande är utomordentligt svagt. Dessutom har fångsterna i Slagnäsforsen tenderat att minska under senare år.

Siken har utgjort i genomsnitt ca 3/4 av totalfångsten per fisketillfälle. Någon tendens till ökade sikfångster under senare år kan ej utläsas utan snarare har dessa under 1979 och 1981 legat lägre än 1977.

Beträffande fångst av icke laxartad fisk erhöles en uppgång under 1979. Även 1981 års fångster låg dock något högre än 1977. Resultaten skulle kunna indikera en ökad utbredning av lugnvattenarterna gädda, abborre, mört m fl. Eftersom inget riktat fiske sker på dessa arter kan dock ej heller fångstutvecklingen bedömas med någon större säkerhet.

#### Öringuppvandring i fisktrappan

Alltsedan 1959 har fiskeriintendenten kontrollerat uppvandringen av Öring genom fisktrappan i Bergnäsdammen vid Storavans utlopp. Fram till 1971 var denna kontroll ej regelbunden men har sedan dess skett kontinuerligt. I Tabell 2 redovisas antalet uppvandrade Öringar under de år kontroll skett.

Som synes skedde en markant nedgång i antalet uppvandrad Öring från åren 1959-60 och fram till mitten på 1960-talet.

Därefter kunde ytterligare en nedgång konstateras en bit in på 1970-talet och denna nedgång har i princip kvarstått ända in på 1980-talet. 1982 skedde dock en markant ökning i Öringuppvandringen men 1983 sjönk ånyo antalet Öringar något.

Tabell 2. Antal uppvandrande Öringar i fisktrappan, Bergnäsdammen åren 1959-83.

År	Kontrollperioder	Total uppgång under året
1959	31.5 - 10.9	550
1960	23.5 - 31.7	505
1965	17.6 - 31.7	48
1966	26.5 - 25.7	85
1967	31.5 - 17.7	71
1971	8.6 - 24.6	26
1972	19.5 - 31.8	60
1973	uppgift saknas	22
1974	20.5 - 27.7	25
1975	3.5 - 8.7	32
1976	8.5 - 1.9	32
1977	9.5 - 1.7, 23.8 - 29.10	25
1978	1.6 - 17.7	26
1979	16.5 - 18.7	50
1980	9.5 - 4.8	30
1981	16.5 - 31.7	47
1982	18.5 - 16.7	114
1983	9.5 - 10.7	97

Kontrollverksamheten har vidare visat att merparten av Öringuppvandringen sker under perioden 15 maj - 30 juni. Den procentuella fördelningen av antalet uppvandrade Öringar genom åren under olika perioder av sommaren framgår av följande tabell.

16/5-31/5	1/6-15/6	16/6-30/6	1/7-15/7	Övrig tid
25	30	25	15	5

Ca 80 % av de uppvandrade Öringarna har alltså passerat fisktrappan fram till den 1 juli. Vidare framgår att endast ca 5 % av Öringuppvandringen skett utanför tiden 16/5-15/7.



Dessutom har storleken på den uppvandrade öringen varierat under olika perioder av sommaren. Den största öringen har vandrat upp i början på säsongen men därefter har storleken successivt avtagit. Detta framgår av följande tabell där medellängden (cm) på öring under olika perioder framräknats för åren 1966-83.

16/5-31/5	1/6-15/6	16/6-30/6	1/7-15/7
63	58	47	44

Dessa värden ska jämföras med de medellängder som uppmättes vid kontrollerna av fisktrappan 1959-60.

16/5-31/5	1/6-15/6	16/6-30/6	1/7-15/7
63	46	30	33

Som synes var medellängden på öringen, förutom under första perioden, betydligt lägre vid kontrollerna 1959-60 än under perioden från 1966 och framåt. Anledningen härtill är att antalet uppvandrade öringsmolt var betydligt högre vid kontrollen 1959-60. Smoltuppvandringen var som mest frekvent från mitten av juni och framåt och längden på smolten låg, som tidigare nämnts, i intervallet 25-35 cm.

#### DISKUSSION

Öringbeståndet i Bergnäsälven/Slagnäsforsen har under senare år uppvisat vissa förbättringar, såsom ökade tätheter av 1-somriga öringungar, en ökad fångst per fisketillfälle vid sportfiske samt en ökad öringuppvandring i fisktrappan i Bergnäsdammen. Denna utveckling bedöms vara resultatet av de företagna åtgärderna höjd minimitappning, biotopförbättrande åtgärder och fiskebegränsningar. Vilken eller vilka av dessa åtgärder som härvidlag bedöms ha haft den största betydelsen redogörs för i det följande.

Studier av vattenföringsuppgifter för perioden 1971-83, dvs tiden efter flottningstappningens upphörande, visar att medelvattenföringarna under juni och juli var högre under perioden

1971-75 än under perioden 1976-83. Speciellt gäller detta juli månad, då medelvattenföringen under de bägge perioderna, i nyss nämnd ordning, uppgick till 109 resp 41 m<sup>3</sup>/s. För juni månad var motsvarande medelvattenföringar 46 resp 39 m<sup>3</sup>/s. Vad gäller augusti var medelvattenföringarna nästan identiskt lika mellan de bägge perioderna och tappningarna låg då i storleksordningen 85 m<sup>3</sup>/s. De redovisade siffrorna visar alltså att någon större vattenvolym ej tappats under åren 1976-83 trots bestämmelsen om höjd minimitappning.

Däremot har bestämmelsen naturligtvis inneburit att tappningar under 35 m<sup>3</sup>/s helt försvunnit från 1976 och framåt och detta är naturligtvis av betydelse i sammanhanget. Under åren 1971-75 förekom tappningar av 15 m<sup>3</sup>/s under i genomsnitt 19 dagar av sommaren, dvs knappt 3 veckor. Fördelningen på olika månader av dessa dagar var juni 12 dagar, juli 6 dagar samt augusti 1 dag per år.

Det faktum att 1975 års bestämmelse om höjd minimitappning ej avsevärt förbättrat vattenföringsförhållandena i Bergnäsälven/Slagnäsforsen måste innebära att de konstaterade förbättringarna i öringbeståndet huvudsakligen måste hänföras till andra, under prøvotiden, vidtagna åtgärder. Dessa åtgärder har, som tidigare nämnts, bestått i biotopförbättringar samt fiskebegränsningar.

Tätheterna av 1-somriga öringungar i Bergnäsälven bedöms huvudsakligen vara en följd av de biotopförbättrande åtgärder som företogs 1979-80. Genom dessa åtgärder tillskapades ett ökat antal lämpliga ståndplatser för öringen. Att denna ökade förekomst av 1-somriga öringungar ej följts av en motsvarande ökning av äldre öringungar, beror ej på avsaknad av lämpliga ståndplatser för dessa senare utan fastmer på de ogynnsamma vattenföringsförhållanden som råder vintertid i Bergnäsälven. Förutom att de reglerade vintertappningarna är 5-6 gånger högre än de tappningar som naturligt rådde, medger gällande vattenhushållningsbestämmelser dessutom stora och hastiga tappningsändringar.

De största och snabbaste tappningsändringarna sker i regel under vårvintern vid nedgång från vintervattenföring till minimi-tappning. Det är också vid dessa tillfällen som de mest negativa förhållandena för fisken uppstår. Vid sådana tillfällen finns nämligen risken att en del av öringungarna ej hinner "följa med vattnet" utan istället blir kvar i de mindre vattensamlingar som uppstår vid vattenståndssänkningarna. Denna instängda miljö är olämplig för fisken eftersom bottenfrysning lätt kan ske. Att detta missförhållande verkligen uppstår vid hastiga tappningsändringar har konstaterats vid elfisken och är även känt sedan tidigare.

Den 1-somriga fisken drabbas mest eftersom den dels är mer strandbunden än äldre fisk och dels att den sannolikt i mindre utsträckning än äldre fisk vandrar ned till selområden under vintern. Dessa vattenområden påverkas i betydligt mindre utsträckning än direkta forsavsnitt av vattenstandsvariationer. Äldre fisk har visat sig klara vinterförhållandena betydligt bättre och en av anledningarna härtill torde vara just dess preferens att uppsöka selområden.

Verkningarna av tappningsändringarna är naturligtvis störst närmast dammen men slår igenom mycket snabbt även i övriga delar av Bergnäsälven. Däremot påverkas ej Slagnäsforsen i samma utsträckning eftersom sjön Naustajaure fungerar som en buffert mellan de bägge strömmarna. De negativa effekterna av tappningsändringar bedöms kunna minskas ifall dessa utförs med mjukare övergångar än som för närvarande sker.

Den ökade fångsten av öring per fisketillfälle 1981 jämfört med såväl 1977 som 1979 beror sannolikt främst på de begränsningar i fisket som infördes 1979. Dessa kom framför allt de första åren att medföra ett väsentligt minskat antal fisketillfällen per år i Bergnäsälven/Slagnäsforsen. Detta lägre fisketryck har helt logiskt inneburit även ett lägre totalt fångstuttag av öring.

Den ökade uppvandringen av öring i fisktrappan under de senaste åren beror ej så mycket på en ökad uppvandring av naturligt re-

producerad öring utan fastmer på ett ökat inslag av odlad fisk. Denna fisk kommer från utsättningar i Storavan-Uddjaur, vilka huvudsakligen bedrivits från 1979 och framåt. För att följa upp effekterna av dessa utsättningar har en viss del av öringen bräckmärkts medan all öring fenklippts. Bräckmärkningen har upphört efter 1982.

Av följande tabell framgår att antalet öringar från dessa utsättningar som fångats i fisktrappan successivt ökat under åren 1979-83.

År	1979	1980	1981	1982	1983
Antal	1	0	9	19	28

Förutom de bräckmärkta öringarna har naturligtvis erhållits fenklippta sådana. Totalt utgjorde bräckmärkta och fenklippta öringar t ex 1983 tillsammans hela 71 av de totalt 97 uppvantrade öringarna, dvs ca 75 %. De naturligt reproducerade öringarnas antal uppgick alltså till endast 26 st och denna siffra ligger ej högre än på 1970-talet. Detta framgår av följande tabell, i vilken redovisas antalet naturreproducerade öringar som fångats i trappan under åren 1976-83. Det enda år som egentligen avviker från övriga är, som synes, 1982.

År	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
Antal	29	22	22	38	21	23	87	26

#### Förslag till slutliga minimitappningar m fl åtgärder

Sammantaget tyder undersökningsresultaten på att det naturreproducerade beståndet av öring i Bergnäsälven/Slagnäsforsen även i dagsläget är relativt svagt. Därför har fiskeriintendenten ej heller ansett sig kunna föreslå lägre slutliga tappningar än de som gällt under prövotiden. Dock bör man kunna frångå bestämmelsen om en konstant minimitappning av 35 m<sup>3</sup>/s över hela sommaren och i stället införa en viss variation i tappningarna. I yttrande 1983-11-30 har fiskeriintendenten således föreslagit följande slutliga minimitappningar vid Storavans utlopp.

Tidpunkt	Tappning (m <sup>3</sup> /s)	Tidpunkt	Tappning (m <sup>3</sup> /s)
16/5-31/5	25	1/8-15/8	35
1/6-15/6	35	16/8-31/8	25
16/6-31/7	45	1/9-15/5	15

Vattentappningarna har i möjligaste mån anpassats till öringens aktivitet, dvs dess krav på bland annat näringsupptag och revirhållning. Den avgörande faktorn i detta sammanhang är vattentemperaturen och denna är i Bergnäsälven/Slagnäsforsen sådan att optimala betingelser för öringen kan sägas råda från början/mitten av juni månad fram till en bit in i augusti. Därför bör även de högsta vattentappningarna förläggas just till denna period.

Den fördelning av tappningarna som skett under sommaren överensstämmer även relativt väl med de naturliga vattenföringar som rådde vid Storavans utlopp. En hög tappning i Bergnäsälven/Slagnäsforsen under juli är dessutom viktig inte minst ur den synpunkten att merparten av fisket bedrivs under denna period.

Beträffande fiskebegränsningar kan fiskeriintendentens slutförslag sammanfattas i följande punkter.

- fisket i Bergnäsälven/Slagnäsforsen upplåtes under tiden 20 juni - 15 augusti  
För att möjliggöra ett visst fiske även under övrig tid föreslås dock att vardera en forssträcka i Bergnäsälven resp Slagnäsforsen undantas från denna bestämmelse. Fisket på dessa sträckor bör upplåtas under tiden 1 juni - 30 september.
- fiskeförbud införes i hela forsens nedströms regleringsdammen. Detta innebär en nedflyttning av nuvarande förbudsgräns som, enligt länsfiskestadgan, är fastlagd till 100 m nedströms dammen.
- förbud mot nätfiske införes i såväl Bergnäsälven som Slagnäsforsen
- förbud mot fiske med mask (inkl maggot o dyl) införes
- för fångst av öring ska gälla minimimåttet 30 cm.

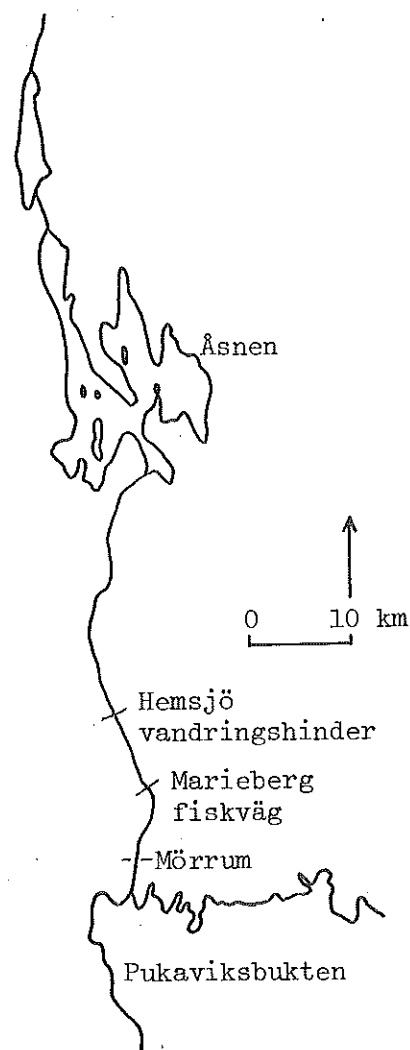
## VATTENFÖRING OCH LAXUPPGÅNG I MÖRRUMSÅN

Åke Petersson

Mörrumsån är det enda kvarvarande laxreproducerande vattendraget av större betydelse i sydligaste delen av Sverige.

Lax och öring kan från havet vandra upp till Hemsjö nedre kraftverk (Figur 1) som utgör definitivt vandringshinder sedan kraftstationens tillkomst 1911. Redan 1907 överbyggdes ån vid Marieberg men där inrättades en fiskväg. Tillgänglig reproduktionssträcka för havsvandrande lax och öring är ca 20 km. Smoltproduktionen har uppskattats till 150 000 - 300 000 stycken.

Vattenföringens betydelse för lax- och öringuppvandringen i Mörrumsån har diskuterats ända sedan början av 1900-talet. Avrinningen från Åsnen har varit påverkad sedan mycket länge tillbaka. I större omfattning har reglering förekommit sedan 1920-talet. Genom en dom 1982, delvis provisoriskt tillämpad sedan 1976 sänktes normal lågvattenföring från  $11,3 \text{ m}^3/\text{s}$  till  $9,2 \text{ m}^3/\text{s}$ . Under vissa förutsättningar - vattenståndet i Åsnen är avgörande - får vattenföringen i Mörrumsån under tiden 6 juli - 15 oktober nedgå till  $7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Under denna period skall vid högst tre tillfällen tappningen ökas till  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  under tre på varandra följande dygn (sk klunkar). Tidpunkten för dessa skall bestämmas av fiskeriintendenten. Av betydelse är också att nedströms Mörrum avleds  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  till Mörrums bruk. Vattenföringen i åns mynning är därför i motsvarande grad lägre.



Figur 1. Karta över nedre delen av Mörrumsån.

En ökad frekvens av låga vattenföringar kan tänkas påverka dels uppvandringen av lekfisk dels produktionen av smolt enligt bl a följande:

### 1. Uppvandring

- a Försenat uppsteg från Pukaviksbukten kan bl a innebära ökad beskattning av lekbeståndet på kusten.
- b Svårighet att passera Kungsbrofallet vid Mörrum.
- c Minskad benägenhet att vandra i ån. Tillsammans med punkt a kan det innebära förskjutning av leken till åns nedre delar.

### 2. Produktion

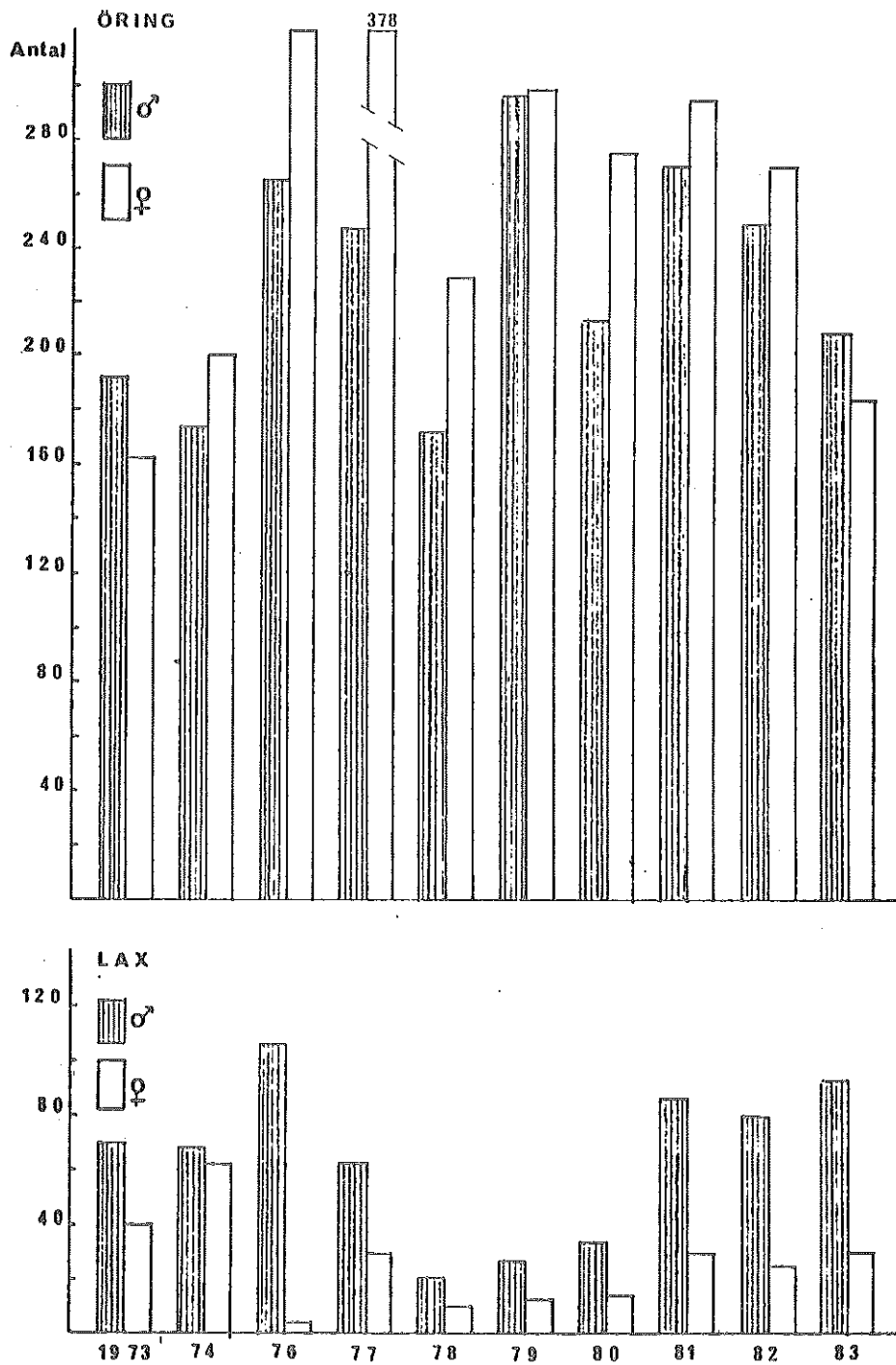
- a Minskad areal lämpliga uppväxtområden.
- b Ökad revirstorlek genom minskad näringstillgång.
- c Ökad möjlighet för predatorer att invadera uppväxtområden.

Dessutom kan de praktiska möjligheterna att utöva sportfiske påverkas.

Frågan om vattenföringens inverkan på reproduktionen enligt ovan är av domstolen satt på provotid till och med 1992 och skall följas av fiskeriintendenten. Detta sker bl a genom beståndsuppskattningar med elfiske samt kontroll av uppvandringen i fisktrappan i Marieberg.

I Figur 2 visas uppvandringen genom fisktrappan. Antalet laxar speciellt honor har vissa år varit mycket lågt. Elfisken har visat att inte något av åren har antalet lekande laxar varit tillräckligt för att optimalt täcka reproduktionsområdena. Det är därför väsentligt att inte bristande vattenföring ytterligare reducerar antalet uppvandrande laxar till området uppströms Marieberg.

För att studera uppvandringen från Pukaviksbukten gjorde Håkan Westerberg, Oceanografiska institutionen, Göteborg, telemetriförsök med lax och öring 1976 i samband med så kallade klunkar, det



Figur 2. Uppvandring av lax och öring uppdelat på honor och hanar i fisktrappan i Marieberg 1973-1983.

vill säga vattenföringsökningar från 7 till 12 m<sup>2</sup>/s. På grund av det ringa antalet försöksfiskar, 12 med sändare och 21 med endast Carlinmärke, har resultaten begränsat värde för bedömning av eventuella lockeffekter. Vid en märkning i mitten av september 1-4 dagar

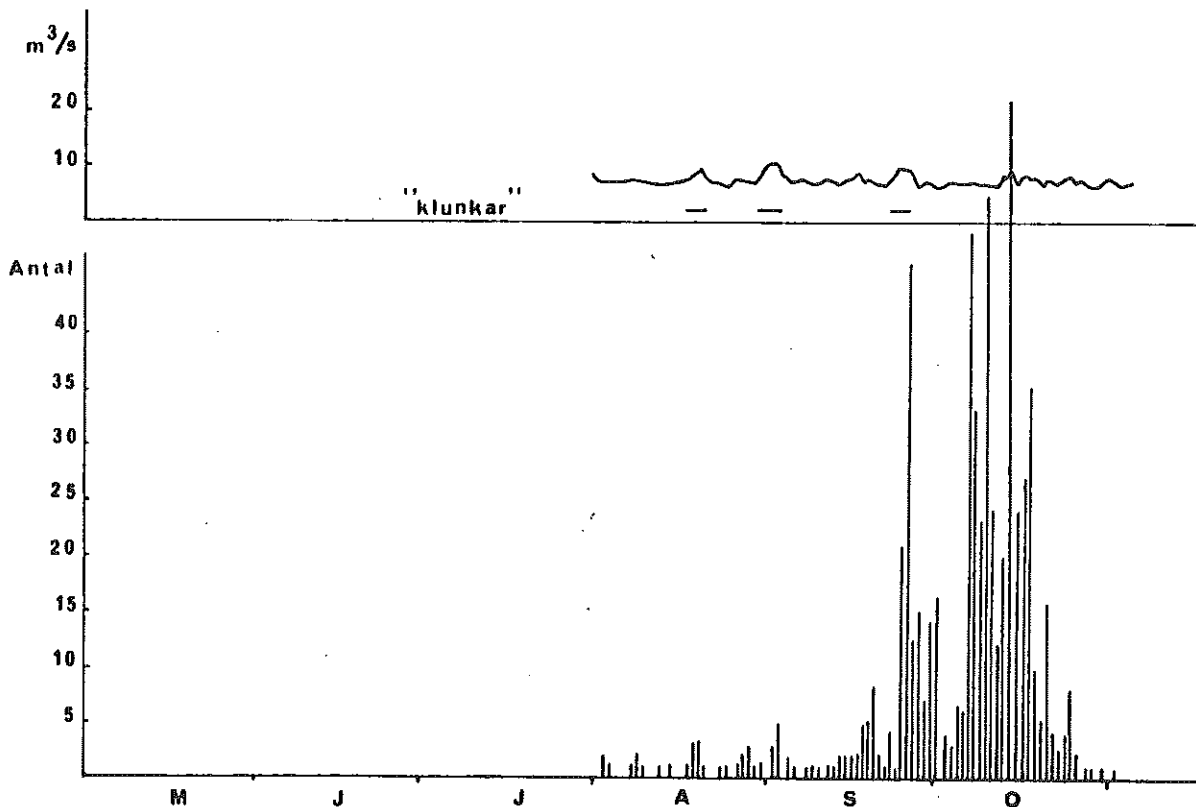


före en "klunk" återfanns ingen i ån förrän 1-2 dagar efter det att "klunken" påbörjats. Vid en märkning i början av oktober (9/10), 4 dagar före en "klunk" återfanns alla i ån innan "klunken" nått Pukaviksbukten. Man kan antaga att benägenheten att vandra upp i ån också kan vara beroende av avståndet till tidpunkten för lek.

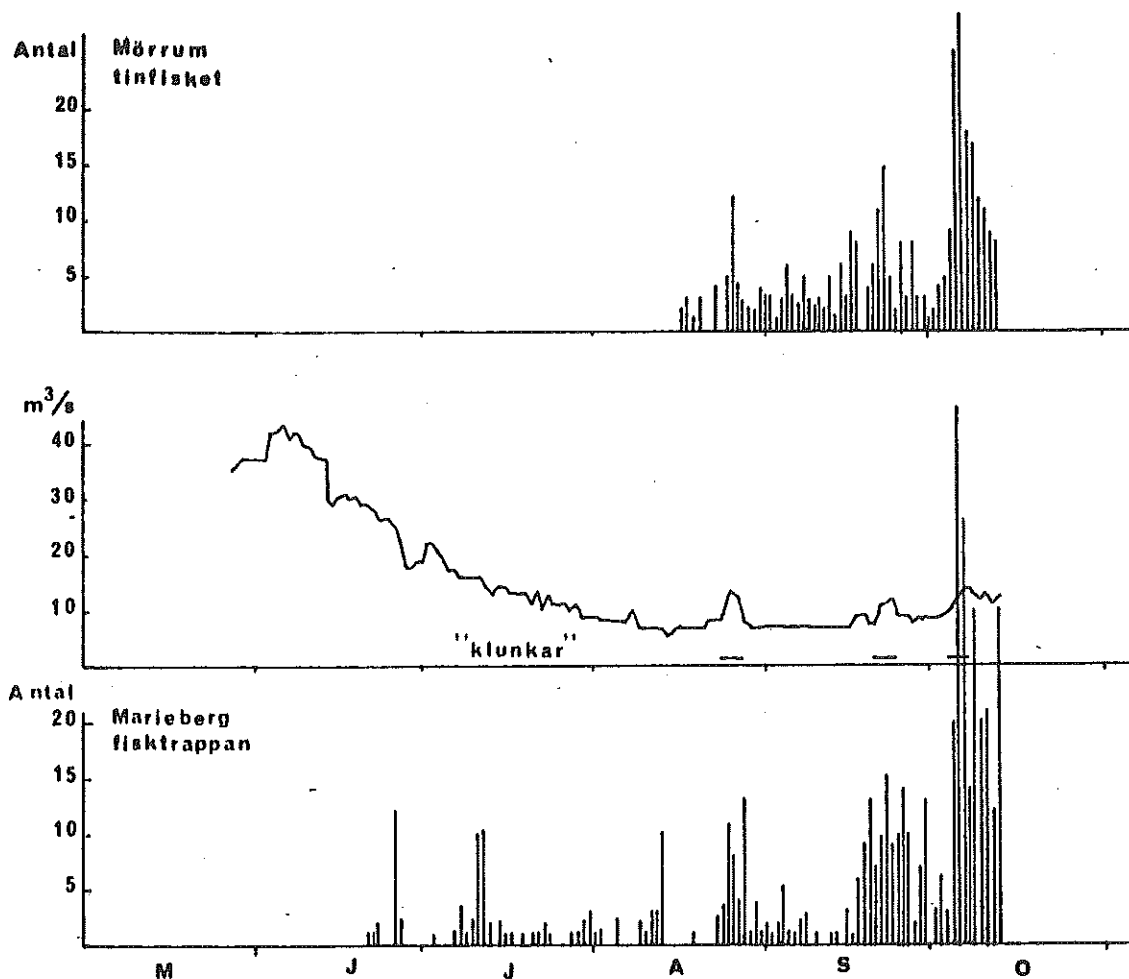
Märkning av lax och öring i Mörrum och återfångstregistrering vid Marieberg har visat att Kungsbrofallet inte utgör något vandringshinder vid  $7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Det kan dock vara en tendens till snabbare uppvandring vid högre vattenföring.

Under försöksperioden har endast åren 1976 och 1983 vattenståndet i Åsnen varit så lågt att vattenföringen i Mörrumsån fått gå ned till  $7 \text{ m}^3/\text{s}$  under tiden 6 juli - 15 oktober och att därmed bestämmelsen om vattenföringsökning från 7 till  $12 \text{ m}^3/\text{s}$  under 3 perioder om 3 dygn trätt i kraft.

Effekten av dessa vattenföringsökningar på uppvandringen har kunnat avläsas genom daglig registrering av antalet uppvandrande fiskar i trappan i Marieberg och under 1983 också i ett tinfiske vid Mörrum (Figur 3 och 4).



Figur 3. Vattenföring vid Marieberg samt daglig registrering av antal lax och öring i fiskvägen vid Marieberg 1976.



Figur 4. Vattenföring vid Marieberg samt daglig registrering av antal lax och öring i fiskvägen vid Marieberg samt tin-fiske i Mörrum 1983.

I samband med klunkarna har kunnat konstateras en ökad vandring i trappan och fångst vid Mörrum. Lax och öring som finns i ån har således satt sig i rörelse i samband med vattenföringsökningen. I vad mån fisk ute i Pukaviksbukten påverkas har inte kunnat fastställas. Under lågvattenperioderna har i samband med sportfisket konstaterats en ansamling av lax och öring på strömsträckor i åns nedre lopp.

## DISKUSSIONSINLÄGG

Gösta Olsson

Jag tror det är viktigt att slå fast, att fiskreproduktion och fiske inte kan ske på hur låga vattenföringar som helst. Risken är att vattnet överströmmar en mycket stor yta motsvarande den forna älvbredden i en alltför tunn vattenfilm av ytterst begränsat värde för bådadera. Ett visst restfiske kan bibehållas om älvbredden "krymps" genom grävning eller trösklar.

Så snart det är fråga om minimitappningar är det viktigt att ambitionsnivån fastläggs på ett tidigt stadium.

- 1) Om målet är att bibehålla en viss naturlig reproduktion måste en viss, ganska hög vattenföring eftersträvas där årstidsvariationerna liknar de naturliga. Älven bör helst fridlysas.
- 2) Om endast ett visst restfiske eftersträvas, kanske det räcker med vattenföring under den gröna årstiden eventuellt i kombination med fiskutsättningar i nedanförliggande sjö.

ENGLISH SUMMARY: AGENDA FROM A MEETING ON WATER FLOW IN EXPLOITED RIVERS

The importance of amplitude and yearly pattern of water flow in rivers, transformed by water power exploitation, was discussed at a meeting at the Institute of Freshwater Research, Drottningholm in October 1983. The papers contain the lectures given at this meeting. Some of the papers include case studies. Some were based on surveys of the literature. Each paper covers a theoretical aspects of the theme.

A wide variety of running water categories was treated, from the largest North-Swedish rivers to small brooks. The strategy of water power exploitation differs between Norway (the paper by Aass and Mellquist) and Sweden.

Some of the material has appeared elsewhere in Scandinavian periodicals, e.g. in "FAK informerar", Härnösand and Drottningholm, "Terskelprojektet, Informasjon", Oslo and "Information från Sötvattenslaboratoriet", Information Institute of Freshwater Research, Drottningholm (full references in the introducing paper).

The aim of the meeting was not to cover all aspects of the theme but rather to present essential information from which future research could start.

Papers in this volume should be referred to in the following manner: Author. 1984. Title. p. x-x. In Inform.Inst.Freshw.Res. (In Swedish with English summary.)