

331

OPPDRAKSMELDING

Metoder for overvåking
av gytebestander av
anadrome laksefisk

Bjørn Mejdell Larsen
Anders Lamberg
Nils Arne Hvidsten



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Metoder for overvåking av gytebestander av anadrome laksefisk

Bjørn Mejdell Larsen
Anders Lamberg
Nils Arne Hvidsten

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Larsen, B.M., Lamberg, A. og Hvidsten, N.A. 1995. Metoder for overvåking av gytebestander av anadrom laksefisk. - NINA Oppdragsmelding 331: 1-36.

Trondheim, mars 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0546-7

Forvaltningsområde:

Norsk:

Engelsk:

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon: Tor G. Heggberget

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout: Siri Aftret

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 13509

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Størrelsen av gytebestander er en nøkkelfaktor i utviklingen og anvendelsen av beskatningsmodeller for anadrom laksefisk på lengre sikt. Rapporten gir en gjennomgang av eksisterende metoder som benyttes for å telle eller estimere antall gytefisk i et vassdrag, og skal identifisere metodenes anvendbarhet, sikkerhet og ressursbehov. Dette gjøres med sikte på en standardisering for at en lettere kan sammenstille resultater fra ulike vassdrag.

Fastsettelse av antall oppvandrende voksen fisk kan tenkes gjennomført ved ulike direkte eller indirekte metoder:

A) Direkte metoder: 1. Fellefangst, 2. Registrering ved automatisk (elektronisk eller akustisk) teller, 3. Formgjenkjenning (digital bildebehandling) og 4. Visuell telling (elvbredd, drivobservasjon, video-overvåking).

B) Indirekte metoder: 1. Fangst/fangststatistikk (fangst-innsats analyse), 2. Utvalgsanalyser, merking gjenfangst og 3. Gytegroptelling (fly/helikopter, elvbredd, drivobservasjon).

De ulike metodene stiller ulike krav til vassdragstype og lokalisering, og estimatene har ulik presisjon m.h.t. nøyaktighet på antall, art og størrelse, og kostnader ved investering og drift varierer betydelig. Kravet til nøyaktighet og presisjon i beregningen av gytebestanden avhenger av bruken av data.

Oppsummerer vi styrken og svakheten til de ulike metodene i forskjellige vassdrag, finner vi ingen enkeltmetode som peker seg ut som ideell. Ut fra eksisterende erfarings- og kunnskapsnivå vil vi imidlertid anbefale at det arbeides videre med:

1. Fangstfeller for absolutte tellinger i lmsa og Halsvassdraget
2. Lednings-mostandstellere av Logie-typen i mindre vassdrag
3. Telling i utvalgte laksetrapper med videreutvikling av automatiske tellemetoder
4. Telling av gytefisk ved drivobservasjoner (dykking) i klarvannselver
5. Gytegroptelling, primært fra lufta, og utvikling av metoden videre
6. Merking-gjenfangst i større vassdrag (store populasjoner)
7. Foreta et utvalg av vassdrag der det kan gjennomføres overvåking med faste metoder og fast personell over tid.

Erneord: Anadrom laksefisk - gytebestand - metodikk - overvåking

Forord

Størrelsen av gytebestander er en nøkkelfaktor i utviklingen og anvendelsen av beskatningsmodeller for anadrom laksefisk på lengre sikt. En overvåking av gytebestandenes størrelse er av sentral betydning i forvaltningsarbeidet. Direktoratet for naturforvaltning (DN) hadde derfor et klart behov for å vurdere eksisterende metoder som grunnlag for senere å velge og prøve ut/evaluere ulike metoder og tekniske hjelpemidler i ulike vassdrag. Norsk institutt for naturforskning (NINA) fikk i denne sammenheng i oppdrag fra DN å identifisere metoder som kunne benyttes i overvåkingen av gytebestander av anadrom laksefisk i forvaltningsmessig og vitenskapelig regi, tilpasset ressurstilgang og kompetanse på statlig, regionalt og lokalt plan.

Prosjektansvarlig på NINA har vært Nils Arne Hvidsten med Bjørn Mejdell Larsen og Anders Lamberg som prosjektmedarbeidere, og ansvarlig for utarbeidelsen av rapporten. En takk rettes til fiskeforvalterne hos Fylkesmannen som ble kontaktet om pågående overvåkingsarbeid og erfaringer med utstyr og metoder. En takk også til Reidar Grande og Kåre Myhre ved DN, Tore Eide og Petter Hieronymus Heyerdahl ved Norges landbrukshøgskole, Hallstein Soleng ved Nordic Supply A/S, Erik Sevaldsen ved Simrad Subsea AS, Arnt T. Romundstad ved Borgund kraftverk og Karl Kivik for nyttige samtaler. Til slutt rettes en takk til Tor G. Heggberget, NINA som har gitt verdifulle kommentarer til rapporten.

Trondheim, februar 1995

Nils Arne Hvidsten

Innhold

Referat	3
Forord.....	3
Innhold.....	4
1 Innledning.....	4
2 Metoder - beskrivelse.....	6
2.1 Direkte metoder.....	6
2.1.1 Fellefangst	6
2.1.2. Registrering ved automatiske tellere.....	10
2.1.3 Formgjenkjenning	18
2.1.4 Visuell telling	19
2.2 Indirekte metoder.....	21
2.2.1 Fangst/fangststatistikk	21
2.2.2 Utvalgsanalyser - merking-gjenfangst	22
2.2.3 Gytegyptelling.....	23
3 Diskusjon.....	25
3.1 Vassdragstyper.....	25
3.2 Presisjon.....	27
3.3 Kostnader og lokal innsats	28
3.4 Tilleggsinformasjon.....	28
4 Anbefalinger	29
5 Litteratur	30
Vedlegg	35

1 Innledning

Laks, sjøaure og sjørøye er en betydelig økologisk og økonomisk ressurs. Det er et internasjonalt anerkjent prinsipp at laksefisk skal forvaltes på populasjonsnivå. Motivasjonen for dette prinsippet er at laksefisk viser stor variasjon mellom populasjoner i morfologiske, økologiske og genetiske karakterer. Pr. 1.1.94 er det registrert 959 vassdrag (inkludert 18 sidevassdrag) med bestander av anadrom laksefisk (Direktoratet for naturforvaltning 1994). Av disse er det laks, sjøaure og sjørøye i henholdsvis 575, 923 og 162 av vassdragene. Bestandsutviklingen for laks har vært mest negativ (Hesthagen & Hansen 1991, Johnsen & Jensen 1991; 1994), og 16 % av bestandene er utryddet eller er truet av utryddelse. Tilsvarende tall for sjøaure og sjørøye er henholdsvis 7 og 3 %, men kjennskapet til utviklingen for disse artene er dårligere enn for laks. Nedgangen i laksebestandene kan føre til at det genetiske mangfoldet utarmes, og behovet for overvåking av bestandene på stammenivå har fått stadig høyere prioritet. Videre har den nye loven om laksefisk og innlandsfisk, som trådte i kraft 1.januar 1993, innført et generelt fredningsprinsipp. Dette øker ytterligere behovet for kunnskap om bestandene i de enkelte vassdrag.

For forvaltningen er det derfor nødvendig å anvende metoder som gir sikrest mulig beregning av størrelsen på gytebestanden i den enkelte elv. Det må dessuten sikres at nødvendig antall gytefisk når fram til gyteområdene slik at lokaliteten sikres maksimal smoltproduksjon. I tillegg til telling/overvåking av gytebestanden er det derfor nødvendig å beregne produksjonspotensialet og det optimale antall gytefisk for lokaliteten. Det er lett å forstå at dette langt på vei er arbeidskrevende og vanskelig, og en rekke direkte og indirekte beregningsmåter må tas i bruk.

Kunnskapen vi har om anadrome fiskebestander i de fleste av vassdragene våre er skaffet tilveie gjennom overvåking og overvåkingsrelatert forskning i forbindelse med f.eks. vassdragsregulering, forsurening/kalking og sykdommer (Direktoratet for naturforvaltning 1993). Aktiviteten på feltet er av betydelig omfang, men mye av overvåkingen er rettet mot snevre problemstillinger, og totalovervåking av hele livssyklus blir ikke utført i noe norsk vassdrag. Det nærmeste vi kommer dette er det omfattende arbeidet som er gjort i Imsa og Halsvassdraget.

Tellinger av oppvandrende voksen fisk er ofte knyttet til fisketrappes bygd for å lette fiskeoppgangen etter vassdragsreguleringer eller for å åpne for nye oppvekstområder ovenfor naturlige oppgangshindre. Av totalt 399 fisketrappes i Norge er 52 anlegg bygget for innlandsfisk, mens 347 er bygget for anadrom laksefisk

(Direktoratet for naturforvaltning og Vassdragsregulantenenes forening 1990). Dette omfatter mer enn 150 lakseførende vassdrag. Fisketellinger har vært utført i mange av disse trappene, men oftest bare i kort tid i forbindelse med igangsetting av anlegget for å sjekke om det fungerte. Avstanden fra fisketrappene til utløpet i sjøen varierer, men er betydelig i mange tilfeller. Dette gjør at bare et fåtall anlegg er velegnet som lokalitet i forbindelse med estimering av vassdragets totale gytebestand. Det er få eksempler på tellinger som primært er rettet mot å beregne den reelle gytebestand i vassdragene, men det gjennomføres gode og systematiske tellinger i et fåtall av landets fisketrapper; i hovedsak manuelle tellinger i fangstkammer/-feller i trappene, eventuelt supplert med automatiske tellere.

Gode metoder for tellinger eller estimater som gir antall gytefisk så nært gytetidspunktet som mulig vil bli lagt størst vekt på i denne fremstillingen. Rapporten skal gi en gjennomgang av eksisterende metoder for å identifisere metodenes anvendbarhet, sikkerhet og ressursbehov. Dette gjøres med sikte på en standardisering for at en lettere kan sammenstille resultater fra ulike vassdrag.

Fastsettelse av antall oppvandrende voksen fisk kan tenkes gjennomført ved ulike direkte eller indirekte metoder:

- Direkte metoder:

1. Fellefangst
2. Registrering ved automatisk (elektronisk eller akustisk) teller
3. Formgjenkjenning (digital bildebehandling)
4. Visuell telling (elvbredd, drivobservasjon, video-overvåking)

- Indirekte metoder:

1. Fangst/fangststatistikk (fangst-innsats analyse)
2. Utvalgsanalyser, merking-gjenfangst
3. Gytegroptelling (fly/helikopter, elvbredd, drivobservasjon)

Forskjellige biologiske aspekter som f.eks. vandringshastighet, betingelser for vandring (vannføring, vanntemperatur m.m.) og atferd i forbindelse med gyting (f.eks. antall gytegroper pr. fisk) vil ha betydning for anvendelsen av enkelte metoder og tolkingen av resultatene.

Omfattende tellinger av gytefisk og estimering av gytebestanden i et vassdrag er ressurskrevende, og ulike metoder griper inn på forskjellig tid og sted i vassdragene. Tellinger i munningsområdet i oppgangsperioden må bl.a. korrigeres for uttak gjennom sportsfisket i elva. Tellinger høyere opp i vassdraget må korrigeres for antall gytefisk nedstrøms tellepunktet. Enkelte metoder har store investeringskostnader mens

andre medfører store utgifter til lønn til ettersyn og kontroll. Alt i alt er det mange hensyn å ta, og metoder som egner seg i en type vassdrag kan være uegnet i en annen type elv. Med dette i tankene sier det seg selv at det ikke er noen enkel oppgave å standardisere opplegg for estimering av den egentlige gytebestanden i et vassdrag. Vi skal imidlertid beskrive de ulike metodene som kan være aktuelle, og ideelt søke etter metoder som forener anvendelighet over et bredest mulig spekter av vassdragstyper, i størst mulig grad fyller kravene til vitenskapelig presisjon og samtidig krever minst mulig ressurser.

2 Metoder - beskrivelse

Metodebeskrivelsen er delt inn i metodetyper som enten direkte teller eller registrerer antall fisk eller som indirekte kan beregne totalantall tilstede. De direkte metodene varierer fra enkle visuelle tellinger til optellinger av mer sofistikert art avhengig av tekniske innretninger. Ulike teknikker og metoder er utviklet i både Nord-Amerika og Europa (Hellawell 1973, Lawson 1975, MacGrath 1975, Ruggles 1975; 1980, Cousens m.fl. 1982). Indirekte metoder kan variere fra bruk av fangststatistikk til mer omfattende merking-gjenfangst program for beregning av totalbestand.

2.1 Direkte metoder

De direkte metodene er delt inn i fire kategorier som omfatter tellinger ved hjelp av 1) felle- eller fangst-innretninger, 2) automatisk telleutstyr der grunn-elementene lys, lyd eller elektrisk konduktivitet er opphav til ulike tekniske innretninger, 3) form-gjenkjenning ved digital bildebehandling og 4) visuelle tellinger som omfatter alt fra direkte synsobservasjoner til video-overvåking.

2.1.1 Fellefangst

En felle kan betraktes som et passivt fiskeredskap, og er avhengig av at fisken selv aktivt svømmer inn i fangstkammeret. Fellefangst kan benyttes til å kontrollere hele den oppvandrende bestanden eller bare ta ut stikkprøver i deler av oppgangsperioden. Det siste krever imidlertid ekstrapolering av resultatene for å oppnå estimat av hele oppgangen ("area under curve"), eller det må i tillegg gjennomføres utvalgsanalyser f.eks. ved merking-gjenfangst (se avsnitt 2.2.2).

Fangst av hele den oppvandrende gytebestanden krever en stenging av oppgangsmuligheten i hovedløpet og leding av fisk inn i et fangstkammer/felle. Det er i bruk mange ulike varianter av felle og fangstinnretninger, og enkelte typer er avledet fra faststående fiskeredskaper. Fasiliteter som teller all fisk krever ofte store investeringer i bygging og drift av anlegget. Oppvandring av fisk er gjerne knyttet til høy vannføring (Jensen 1983, Jensen m.fl. 1986), noe som vanskeliggjør arbeidet rent praktisk. Enklere er det derfor å knytte fangst og telling av fisk i felle til fisketrapp. De kan med enkle midler avstenges slik at antall fisk på et bestemt punkt i trappa kan registreres. Fellefangst gir pålitelige tall for oppvandring, sikker artsbestemmelse, og kan gi viktige data om bestanden når prøvetaking og måling inngår i prosedyren. Fellefangst er ofte et helt nødvendig supplement for å kalibrere og kontrollere automatiske telleinnretninger.

Vi kan i hovedsak skille mellom tre forskjellige metoder der feller eller stengsler er benyttet for telling av oppvandrende fisk:

F1: Partiell fangst av oppvandrende fisk i garnredskap, ruser e.l.

F2: Fangstanlegg i naturlig elveløp for kontroll av opp- og nedvandring

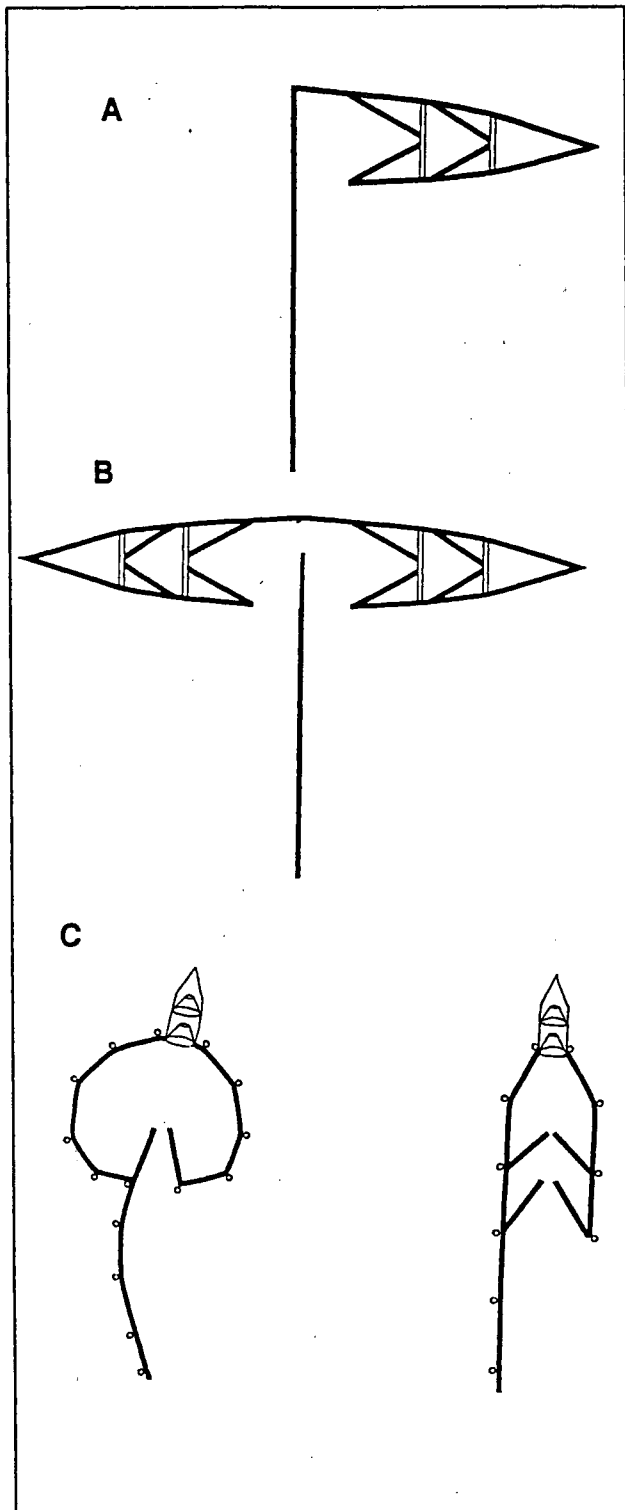
F3: Fangstfelle med manuell kontroll/telling i fisketrapp

2.1.1.1 Partiell fangst av oppvandrende fisk i garnredskap, ruser e.l.

Fastmontert garnredskap er gjerne modifiserte utgaver av kommersielle fangstinnretninger som fanger fisk etter ruseprinsippet (kilenot, bunngarn med påler, ruser, teiner e.l.) (figur 1). Prinsippet går ut på at fisken ledes av en kunstig vegg inn i et fangstkammer gjennom en eller flere "kalver". Veggene som leder fisken kan være både steingjerder og trevegger (spileverk), men kan også være nettredekaper (garn) som er festet til peler eller står oppankret, slik som ledegarn til kilenøter, sitjenøter og krokarn. Fangstkammeret er beregnet på å holde fisken innestengt enten ved at fisken stenges inne automatisk eller ved at åpningen inn til fangstkammeret lukkes manuelt. Fastmontert garnredskap i elver eller elvemunninger krever imidlertid mye arbeid og vedlikehold for å holde utstyret fritt for blader, kvister o.l. spesielt i perioder med høy vannføring.

Ruggles & Turner (1973) og Ruggles (1975) beskriver fangstinnretninger i Miramichi River i New Brunswick. I de fleste tilfellene benyttes garnredskap til periodevis innsamling og prøvetaking eller som lokalitet for merking av fisk for senere gjenfangst på gyteområder eller i sportsfiske eller for kontroll av tilbakevandring av tidligere merket smolt e.l. Utstyret er ikke så kostbart, men røkting av garn over en lengre periode krever en stor arbeidsinnsats.

I Salvassdraget (Moelva) i Nord-Trøndelag er kilenot forsøkt til telling og registrering av all oppvandrende fisk ved utløpet av Salsvatnet (A.Rikstad pers.medd.). Erfaringene har vært gode, men det er nødvendig med flere modifiseringer av utstyret - bl.a. må ledegarnene i større grad tilpasses størrelsen på fisken slik at skader unngås.



Figur 1 A Enkel kilenot. B Dobbelt kilenot. C Bunnegarn. Fra Hansen (1987).

2.1.1.2 Fangstanlegg med fullstendig stenging i naturlig elveløp

Fiskestengsler eller dammer har vært benyttet av mennesket i årtier for å fange oppvandrende fisk. Ideen er videreutviklet og i østlige Canada har biologer benyttet fiskestengsler for å studere populasjoner av laks i mange elver og vassdrag i hele regionen. En av de første beskrivelsene av slike fangstinnretninger er gitt av White (1939). For å fange vandrende fisk bygget man lede- og fangstinnretninger på tvers av elva slik at de dannet en fullstendig barriere for oppgang. Blair (1957) og Murray (1968) beskriver en fiskefelle laget av garn som ble benyttet for å telle all oppvandrende voksen fisk og all nedvandrende smolt i flere av elvene på Newfoundland (figur 2A). Den grunnleggende ideen er å filtrere utvandrende fisk fra vannet, og avlede fisk som vandrer opp inn i en fangstfelle (Wolf 1951, Clay 1961, McGrath 1974). Det er senere utviklet transportable feller på Newfoundland som raskt kan utplasseres og tilpasses lokaliteten (Whelan m.fl. 1989, Mullins m.fl. 1991, figur 2B). Fiskestengsler som kontrollerer hele elvebredden benyttes vanligvis i mindre elver eller sidebekker til større vassdrag vesentlig på grunn av kostnadene, men også av praktiske årsaker. Det er også laget felleinnretninger som bare fanger en del av bestanden. Det er i det hele et utall av variasjoner med hensyn til konstruksjon og virkemåte, og det vil føre for langt å gå ytterligere i detalj her. Men alle felle- eller fangstinnretninger forsinker gytevandringen (Ruggles 1980), og vandringsdistansen ovenfor fella er kortere for merkede fisk enn for umerkede. Det er likeledes kjent at behandling og prøvetaking av fisken bl.a. kan føre til adferdsforstyrrelser og nedstrøms vandring umiddelbart etter fangst/behandling. Dette er bl.a. kjent fra radiomerking av laks i elv (T.G.Heggberget og F.Økland pers.medd.).

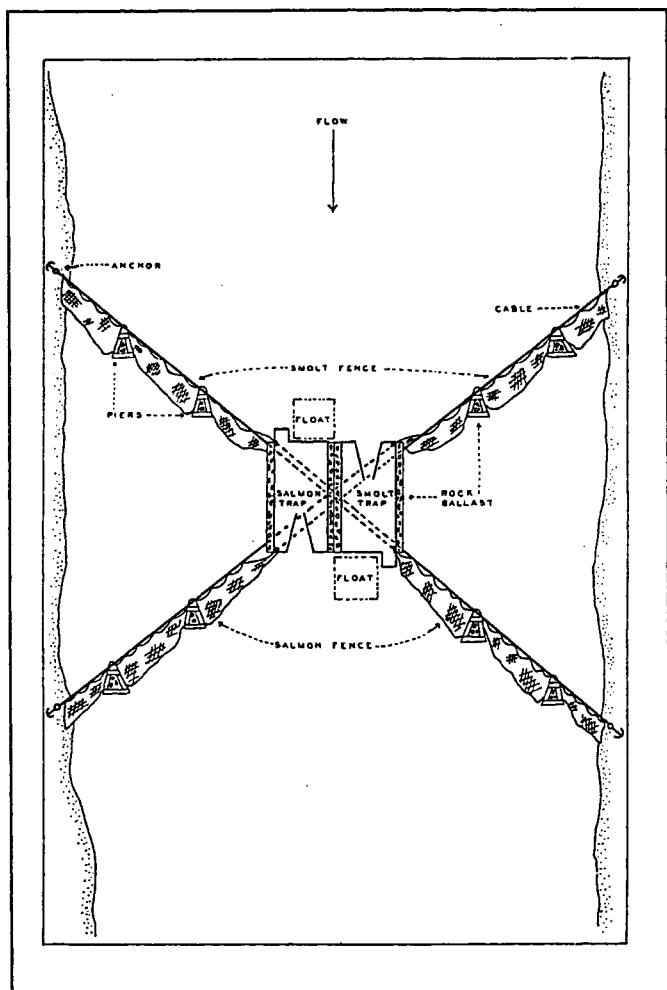
Fangstfeller for registrering av all ned- og oppvandrende fisk finner vi i Norge i Imsa (Rogaland) og i Halselva (Finnmark).

I Imsa ligger fiskefella ca 150 m ovenfor utløpet i sjøen (ferdig 1975) (figur 3). Fiskefella fanger all opp- og nedvandrende fisk større enn ca 10 cm. Nedgangsfella er en Wolf-felle (Wolf 1951). Den har en liggende aluminiumsrist tvers over elva. Risten er 10 m bred, 3 m lang og har et fall på 1:10. Spileavstanden i rista er 10 mm. Oppgangsfella er ei fisketrapp på tre trinn som ender i et fangstkammer. Vannstanden i fella reguleres med ei luke som stenges helt når fisken tas opp for registrering. Fella røktes vanligvis to ganger om dagen, men i perioder, som under flom og ved store fiskevandring, er det kontinuerlig vakthold.

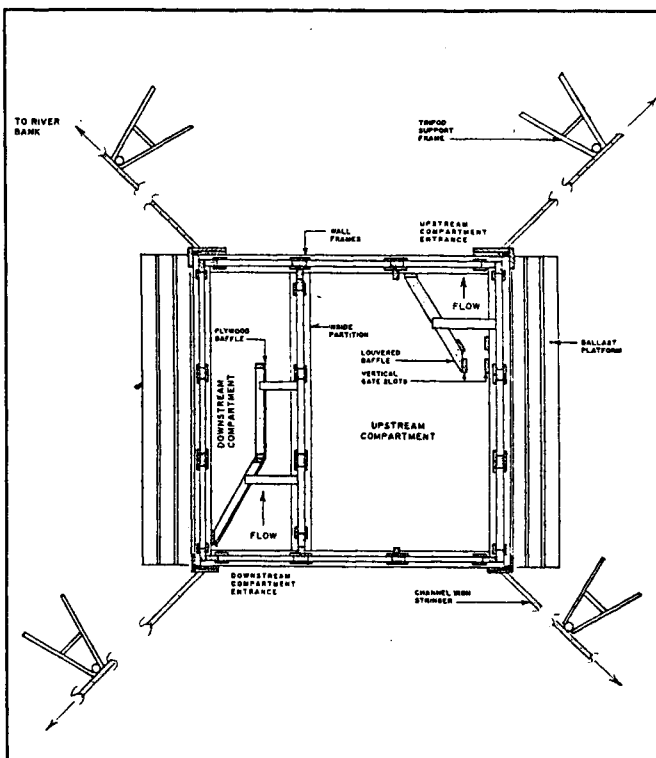
I Halselva ligger fiskefella ca 200 m ovenfor elvemunningen (ferdig 1987). Fangst av nedvandrende

fisk skjer på samme måte som i Imsa. Oppgangsfella har en åpning på 50x50 cm, og en kanal leder fisken inn i et fangstkammer med minknettingbur. All fisk som blir fanget føres inn i fellehuset uten håndtering og bedøves, lengdemåles, veies og merkes. Det er utviklet et datasystem som automatiserer all registrering.

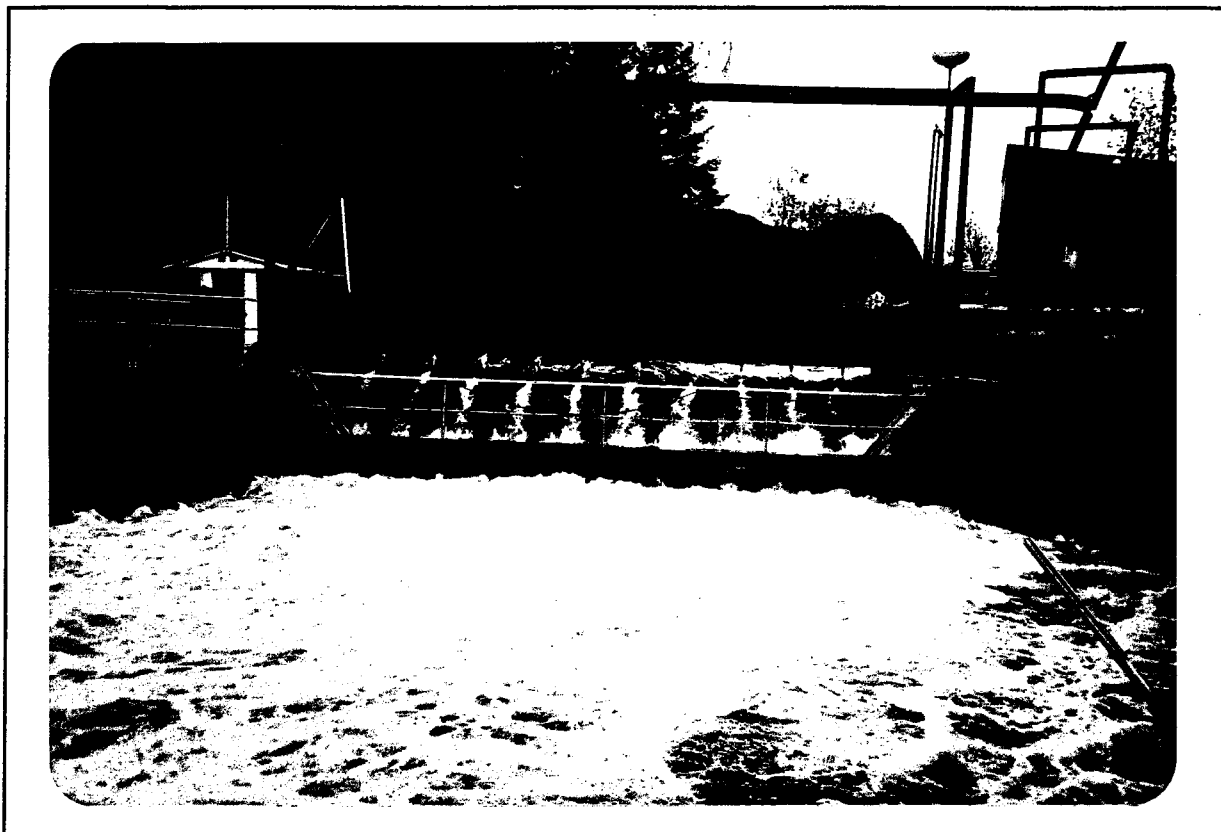
Fangstfellene og omkringliggende fasiliteter i Imsa og Halselva er kostbare både i bygging og drift, og vil være forbeholdt spesielle vassdrag der det foregår et vidt spekter av forsknings- og overvåkningsoppgaver.



Figur 2a Skisse av felle for telling av all oppvandrende voksen fisk og nedvandrende smolt brukt i elver på Newfoundland. Fra Blair (1957).



Figur 2b Oversikt over fangstkammeret i toveis-felle beskrevet av Mullins m.fl. (1991).



Figur 3 Fiskefella i Imsa der all opp- og nedvandrende fisk blir kontrollert. Foto: Jon G. Backer.

2.1.1.3 Fangstfelle med manuell kontroll/telling i fisketrapp

I vassdrag der oppvandrende fisk må passere fisketrapp, dammer eller terskler er det ofte enkle innretninger som skal til for å kunne kontrollere og telle all fisk som passerer. I flere vassdrag er det montert egne fangstkammer, eller en eller flere kummer i trappa blir avstengt slik at fisken kan håves opp og eventuelt måles, prøvetas og merkes før den blir satt ut ovenfor fangststedet. I alle nye trapper som bygges i Norge nå blir det stilt krav om at det skal inngå fangstfelle eller fasiliteter som gjør det mulig å telle/registrere fisk som passerer. Det foregår regelmessige registreringer i mange av laksetrappene i Norge, og i flere av vassdragene har overvåkingen pågått i mange år (bl.a. Glomma (Sarfsfossen), Drammenselva (Hellefossen), Vefsna (Laksforsen), Ranavassdraget (Reinsforsen) og Neidenvassdraget (Skoltefossen)). Det er imidlertid et ressurskrevende arbeid idet fella må ettersees helst hver dag, og i perioder med stor oppgang flere ganger om dagen. Når oppgangsperioden kan strekke seg over 4-5 måneder, og eventuell prøvetaking gjør at det må være to personer tilstede tilsier dette at arbeidsinnsatsen blir stor. En åpenbar fordel er selvsagt at antall fisk og fordeling mellom ulike arter blir presist samtidig som skjellprøver gir nyttig informasjon om alderssammensetning og vekst. Enkelte felleinnretninger

vil imidlertid være størrelsesselektive idet nettingstørrelse eller avstand mellom gitteret i fella kan slippe små individer gjennom.

En ulempe ved fellefangst er at fisken hemmes på oppvandringen ved at den blir stående noe tid i fangstrommet, og det kan oppstå skader ved behandling av fisken. Det er viktig at driftsrutinene er slik at fisken ikke utsettes for unødig stress. Forsinkelser i oppvandringen og stress kan endre atferden og påvirke fordelingen av gytefisk i elva.

Manuell telling av fisk i fisketrapp blir brukt i mange land, og er også standardmetode for å kalibrere automatiske fisketellere. Nøyaktigheten på estimatet av antall gytefisk er høyt, men det får naturlig nok mindre verdi for vassdraget som helhet jo høyere opp i vassdraget fisketrappa er plassert. Likeledes må man vite sikkert at fisk ikke passerer utenom trappa i deler av sesongen eller på spesielle vannføringer. I tillegg må bestandsestimatet korrigeres for fangst ved sportsfiske og naturlig dødelighet etter talletidspunktet.

Det foregår også telling av oppvandrende fisk i laksetrapp uten at fisken direkte behandles. Normalt stenges trappa slik at fisken blir stående i en av kulpene eller i et tellekammer i trappa. Etter opptelling åpnes trappa, fisken slippes videre og den går ut av kulpen

eller i et tellekammer i trappa. Etter opptelling åpnes trappa, fisken slippes videre og den går ut av kulpen uten behandling. Dette gir gode data på antall fisk som passerer, men artsbestemmelsen blir noe mer usikker, og man får ingen informasjon om bestandsparametere som alder og vekst. Opplegget er likevel ressurskrevende ved at tellekammeret må kontrolleres og fisken slippes videre med jevne mellomrom.

2.1.2. Registrering ved automatiske tellere

For å registrere fisk i et system må fysiske forskjeller mellom fisken og omgivelsene undersøkes for å kunne utnytte muligheten som en eller flere av disse faktorene har til å aktivere en registrator. Fisk kan beskrives ved flere klare fysiske egenskaper: massevekt, tetthet, volum (med en definert form), farge, elektriske egenskaper, bevegelsesenergi (gir opphav til bølgebevegelser og trykkforandringer) og kjemiske ulikheter i forhold til omgivelsene (eks. pH, Beach & Walker 1975). Ikke alle disse egenskapene egner seg imidlertid til å registrere fisk i naturen, men tilgjengelig teknologi og stadig mer avansert utstyr har gjort at mulighetene har endret seg underveis, og det har vært en løpende utvikling av metoder de siste 50 årene.

I tråd med dette har utviklingen av utstyr og valg av metode variert over tid, og det er miljøer i Storbritannia/Irland og Nord-Amerika som har vært ledende i arbeidet. Vi kan skille mellom fire ulike hovedtyper av automatiske tellere som hver for seg har en rekke varianter:

1. Mekaniske tellere
2. Foto-elektriske tellere
3. Ledningsmotstands-tellere
4. Sonar/ekkolodd

Det eneste utstyret for automatisk fisketelling i bruk fram til 1950-årene var mekaniske eller fotoelektriske. Disse ble imidlertid raskt avskrevet som upålitelige og lite effektive, og videre forskning og utvikling av denne typen tellere ble ikke prioritert utover på 1960- og 1970-tallet. Derimot ble mye av forsknings- og utredningsarbeidet konsentrert om utviklingen av ledningsmotstands-tellere som baserer seg på prinsippet om at ledningsevnen i vann og fisk er forskjellig. Bruk av rettede lysstråler (fotocelle) ble tatt opp igjen på 1980- og 1990-tallet i bl.a. Norge, Island og Sverige, og utviklingen av de nye tellerne har vist lovende resultater.

Teknikken med bruk av sonar ble utviklet i forbindelse med Vietnamkrigen, men ble senere tatt i bruk til fredeligere formål på 1970- og 1980-tallet i elver i vestlige USA og Canada til telling av stillehavslaks (bl.a. Bendix sonar counter). Sonar eller ekkolodd har

imidlertid vært brukt lite på atlantisk laks eller andre anadrome arter i Europa.

En annen type teller som ble utprøvd i England baserte seg på registrering av elektrisk aktivitet i musklene til aktivt svømmende fisk (Sharkey Delta-V counter). Denne metoden ble imidlertid forkastet etter noen år fordi de elektriske signalene ble for svake, og ble ofte overdøvet av bakgrunnsstøy slik at telleresultatet ble for unøyaktig.

På tross av et stort antall lakseelver og fisketrapper i Norge var det bare installert og i bruk utstyr for automatisk telling av fisk på 12 lokaliteter i 1994. I tillegg var ekkolodd til utprøving i Numedalslågen.

2.1.2.1 Mekaniske tellere

De rent mekaniske eller elektro-mekaniske tellerne krever at fisken ved fysisk kontakt aktiverer en telleinnretning. Metoden ble ikke vurdert som særlig effektiv eller pålitelig, og kunne ikke skille på fiskestørrelse eller oppstrøms/nedstrøms vandring. De fikk derfor aldri noen stor utbredelse, og var bare i bruk en kort periode i England, og er også erstattet med nyere teknologi på Island. I Norge har mekaniske tellere (Abrahamsen-telleren) vært i bruk en kort periode i Neidenvassdraget (Bjerknes & Rikstad 1977) og Namsen (A.Rikstad pers.medd.). I Vefsna derimot ble den første rent mekaniske telleren installert i 1975 (Jensen 1983), og etter en modifisering i 1978 til elektrisk drift har den vært i bruk helt til ca 1990 (M.Håker pers.medd.). Den teller bare antall fisk, og et forsøk på å vurdere fiskens størrelse utfra signalstyrke ble for spekulativt. Det gir derfor ingen mulighet for å skille mellom arter uten at man i tillegg har en fangstinnretning for jevnlig kontroll, telling og artsbestemmelse av oppvandrende fisk.

2.1.2.2 Foto-elektriske tellere

De fotoelektriske tellerne baserer seg på prinsippet om brytning av parallelle lysstråler. Når fisk svømmer gjennom målefeltet registreres dette av en logger. Nøyaktigheten og informasjonsmengden avhenger av antall lysgitter i horisontal og/eller vertikal retning. Metoden er videreutviklet på 1980- og 1990-tallet, og vi skal beskrive to aktuelle typer nærmere: Kilvik-telleren (modell FL60) og biomassemåleren (bl.a. River Stock Monitor).

Kilvik-telleren - fotocelle - modell FL60

Den mest utbredte telleinnretningen i bruk i Norge er produsert av siv.ing. K. Kilvik (**figur 4**). Telleren er basert på prinsippet om brytning av rettede lysstråler

(synlig eller infrarødt lys). En detektor reagerer når et legeme (fisk) passerer mellom denne og tilhørende emitter. Emittere og detektorer er plassert i hver sin rad med en bestemt avstand (b , figur 4) mellom radene. Retningsbestemmelsen skjer ved å plassere to sett emitter/detektorrader i en bestemt avstand (a , figur 4). For tiden er følgende data tilgjengelig:

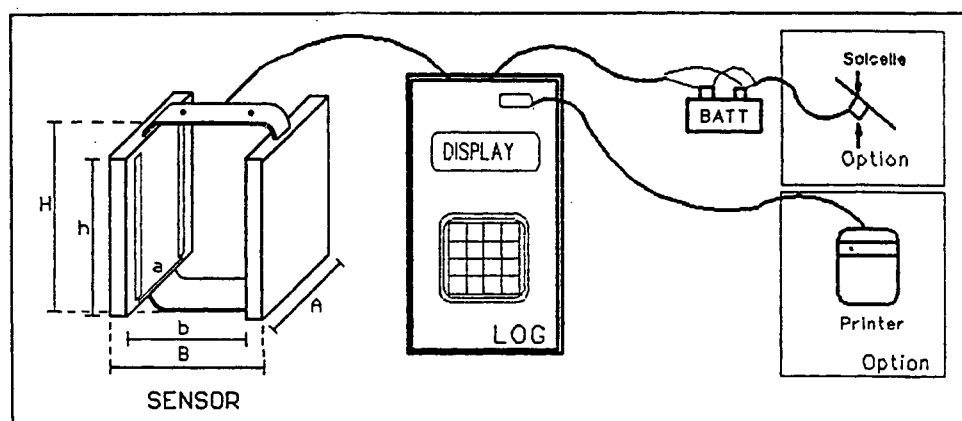
- antall fisk som passerer i hver retning
- fiskens høyde i centimeter med nøyaktighet $\pm 5-10$ mm
- passeringstidspunkt (år, måned, dag, time, minutt og sekund)

Programvare som beregner fiskens lengde fra innsamlede data (nøyaktighet ca ± 5 cm) vil bli levert fra 1995.

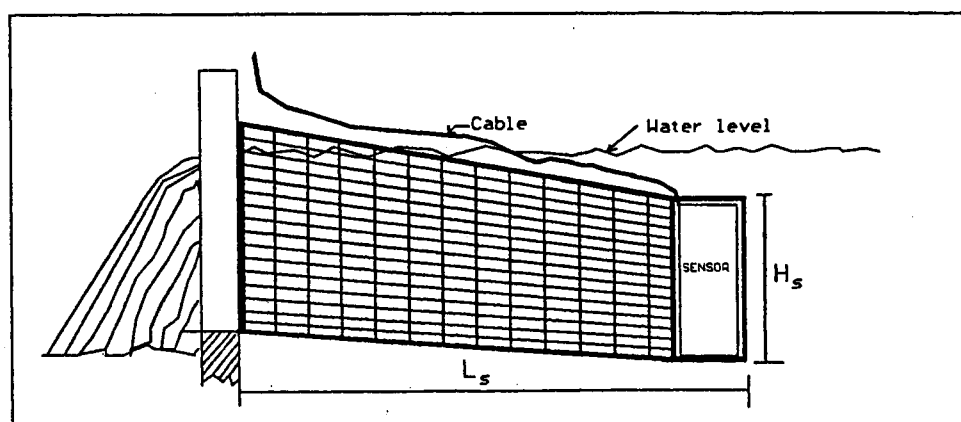
Sensorenheten plasseres i en ledeinnetning der dimensjonene tilpasses de aktuelle forholdene i tellekulpen. Det er viktig at sensorenheten er helt

neddykket og plasseres i en kulp med minimalt av luftbobler eller turbulens.

Kilvik-telleren er montert og er i bruk/har vært i bruk i 12 vassdrag i Norge (vedlegg, tabell I), samt to vassdrag i Sverige og ett i Finland. En evaluering av telleren ble foretatt i 1994, og resultatet viser noe blandede erfaringer med utstyret. Ikke alle tellerne fungerte tilfredsstillende, men dette knytter seg til problemer med å holde sensorenheten neddykket, luftbobler i vannet og dårlig skjerming mot direkte sollys eller kraftledninger. I tillegg må fotocellene rengjøres for belegg etter noen tid, og tellfeltet må i enkelte tilfelle skjermes bedre for kvister o.l. Dette er imidlertid ting som med omtanke kan rettes på, og den generelle oppfatningen er at utstyret fungerer bra når det bare blir riktig montert. I Øyensåa ble telleren kontrollert i perioder, og antall fisk som ble registrert stemte 100 % overens med virkelig oppgang (A.Rikstad pers.medd.).



Figur 4a Kilvik-tellerens funksjonsenheter. Fra Kilvik (1994).



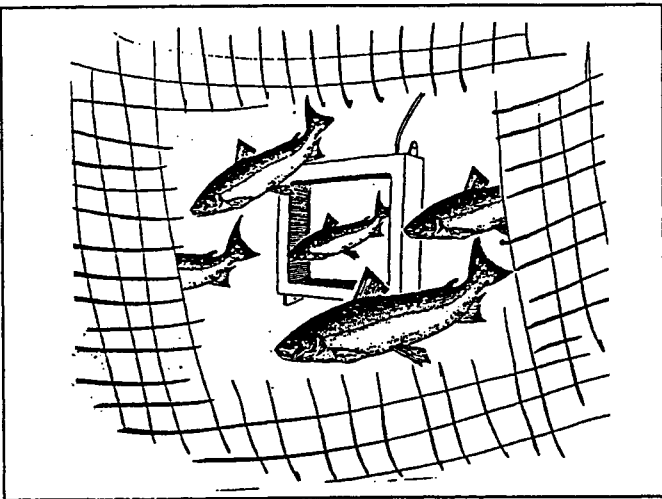
Figur 4b Montering i kalv i fisketrapp sett fra siden. Fra Kilvik (1994).

Det er imidlertid nødvendig med systematiske undersøkelser på andre lokaliteter også for å få en kontroll på hva som skjer ved telleren, for bedre kvalitetssikring av data og bedre kalibrering av målt fiskehøyde. I Vikedalselva er det periodevis registrert et stort antall nedvandrende fisk (20 % av totalantall i juni-august 1994) uten at dette kan spores til reell nedvandring av fisk eller drift av kvister, blader e.l. (A.Mikkelsen pers.medd.). Det er derfor nødvendig å kombinere telleren med en form for videoregistrering slik at feilkildene kan identifiseres. Forsøk med kombinasjonen video/teller er forsøkt i Neiden-vassdraget i 1994, men resultatet av dette er ikke kjent enda (L.Karlsen pers.medd.).

Investeringskostnadene er lave, og en komplett telleinnretning beløper seg til ca kr 25 000 eks. moms, kalv og batteri, noe som er rimeligere enn sammenlignbare tellere fra andre produsenter.

Biomassemåler - optisk biomasseestimering av fisk

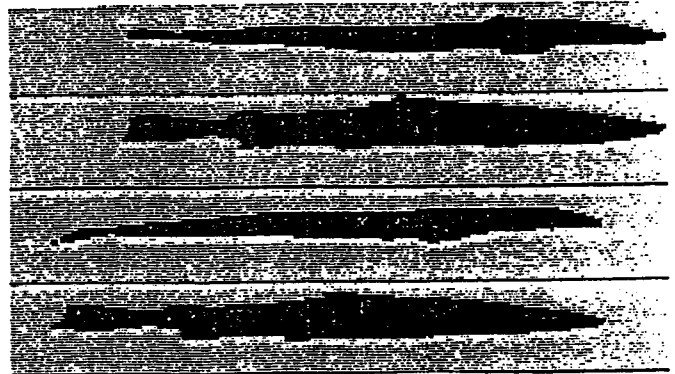
Ved Norges landbrukshøgskole er det utviklet et instrument for automatisk bestemmelse av fiskens størrelse under vann (Heyerdahl 1994). Instrumentet er utviklet med tanke på oppdrettsnæringen og viktige bruksområder er bestemmelse av antall, størrelsesfordeling og biomasse av fisken i merder og dammer (figur 5). Men utstyret vil også kunne vise seg anvendelig ved telling og måling av fisk i elver.



Figur 5 En tenkt situasjon i en merd der fisk svømmer gjennom sensoren. Lysåpningen er 50X50 cm, og lengden er 20 cm. Fra Heyerdahl (1994).

Det er sammenhenger mellom fiskens indre kvaliteter og dens ytre form og signaturer. For eksempel kan fiskens ytre form indikere hvor fet den er. Biomasseestimatoren som er beskrevet her er derfor bygget som en sensor som måler data for enkeltfisk. En måleramme med indre mål på 50x50 cm senkes ned i

merden eller dammen der trafikken av fisk er passe stor. På tvers inne i rammen er det to horisontale og to vertikale gitter med parallelle infrarøde lysstråler. Når en fisk tilfeldig svømmer gjennom rammen bryter den lysstrålene slik at det dannes skyggebilder av fisken i hele dens lengde (figur 6). På denne bakgrunn kan fiskens volum og dermed vekt beregnes. En eller flere målerammer sender sine data til en oppsamlingsenhet på merdkanten eller til datamaskin på land for statistikk og presentasjon. Rammen bestemmer vekt, kondisjonsfaktor og hastighet til enkeltfisk som svømmer gjennom. Når et tilstrekkelig antall fisk har passert gjennom rammen får man en vektfordelingskurve, og en oversikt over hvor mange prosent av bestanden som finnes innen hver vektklasse. Målingen skjer uten stress av noe slag da de foregår "frivillig" og uten berøring.



Figur 6 Rådata for en laks fra målerammen. De to øverste seriene viser bredde og høyde for fisken i første kamera. De to nederste viser bredde og høyde for samme fisk forskjøvet 100 mm i svømmerretningen. Fra Heyerdahl (1994).

To prototyper av biomasseestimatoren har vært til utprøving på mange lokaliteter de siste to-tre årene. På sju forskjellige anlegg ble gjennomsnittsvekten av fisk estimert av telleren sammenlignet med virkelige verdier etter slaktning (rund, ikke sløyd fisk). Hvert estimat baserte seg på målinger av 800 - 2000 enkeltfisk, og vektavviket lå innenfor $\pm 5\%$ (Heyerdahl 1994). Utstyret vil bli tilgjengelig på det åpne markedet våren 1995 (P.Heyerdahl pers. medd.).

Et tilsvarende instrument er også konstruert av Vaki aquaculture systems ltd. på Island. En nedsenkbar biomassemåler bygd på samme prinsipp som det norske instrumentet er utviklet for montering i fiskepassasjer eller trapper. River Stock Monitor (RSM) teller og registrerer bevegelsesretning, hastighet, lengde og høyde og tidspunkt til enkeltfisk, og estimerer vekten av fiskebestanden i en elv. Antall fisk som

passerer telleren er vist på tellerens display. Data overføres til en datamaskin for videre bearbeiding og rapportering. Telleren er batteridrevet og benytter solcellepanel for opplading av batteriene.

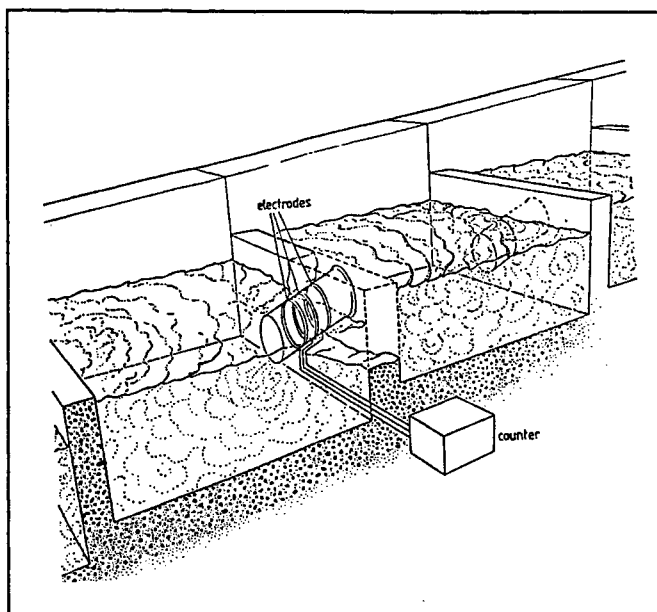
RSM er prøvd ut siden 1991, og i 1994 er 10 tellere i bruk i åtte islandske elver, og er også tatt i bruk i England. I Blanda på Island finnes røye og laks, og telleren estimerer lengden av enkeltfisk og klassifiserer fisken som røye eller laks etter størrelsen. Resultatet fra tellingene er meget gode, med nær 100 % samsvar mellom manuell og automatisk telling - også med hensyn til artsfordeling (Gudmundsson 1994, Gudjonsson & Gudmundsson 1994). Nøyaktigheten til vektestimater (enkeltfisk) var >90 %.

Investeringskostnadene er relativt høye, og komplett utstyr inkludert tilpassing, montering og instruksjon av Vaki River Stock Monitor beløper seg til ca kr. 200 000 eks. moms.

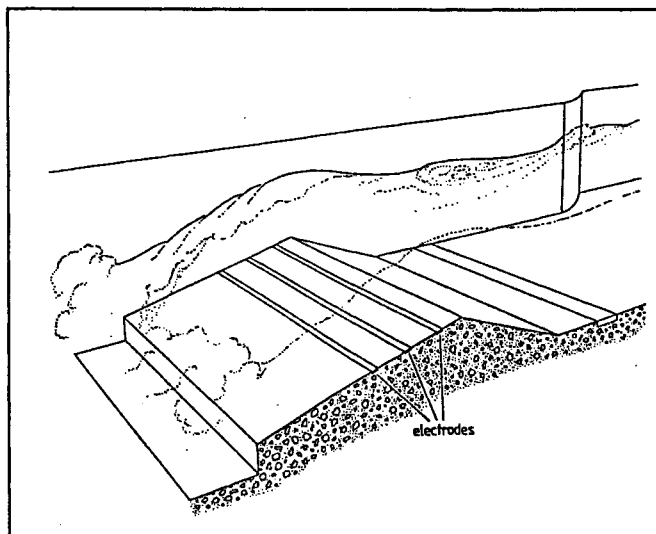
2.1.2.3 Lednings-motstandstelere

På grunn av de mange motforestillingene mot de mekaniske og foto-elektriske tellere ble det startet forsknings- og utredningsarbeid for å undersøke alle typer forstyrrelser i vann som kunne forekomme utenom det fisken selv forårsaket. Dette ble gjort for å isolere en metode som ignorerte alt annet enn fisk som passerte. Konklusjonen på dette arbeidet var at den mest pålitelige løsningen lå i prinsippet om ulik elektrisk ledningsevne i ferskvann og i fisk. De første automatiske ledningsmotstands-tellerne ble beskrevet av Lethlean (1953), og The North of Scotland Hydro-Electric Board (NSHEB) utviklet den første "tube resistivity counter". Siden den gang er det utviklet mange ulike typer tellere med varierende konstruksjon, og metoden har fått en vid utbredelse (Saila m.fl. 1972, Hellawell 1973, Lawson 1975, McGrath 1975, Walker & Beach 1975). Ledende på 1970-tallet var imidlertid tellerne fra NSHEB og Sharkey tellere fra Marine Electrics Ltd., Irland. De ble benyttet i to ulike "format" som i prinsippet er to ulike typer der elektrodene plassering er avgjørende: "tube" og "stripe" (figur 7a og b).

De første telleinnretningene benyttet et sett av tre ringformede elektroder som var montert på innsiden av et neddykket rør som fisken passerte gjennom. Når en fisk svømmer settes det imidlertid opp en trykkbølge ut til sidene, og når fisken svømmer inn i et langt rør vil den reflekterte trykkbølge fra veggene kunne framkalle fryktreaksjoner slik at fisken snur eller ikke svømmer gjennom (Heyerdahl 1994).



Figur 7a Ledningsmotstandsmåler i "tube"-format montert i fisketrapp. Fra Dunkley & Shelton (1991).



Figur 7b Lednings-motstandsmåler i "stripe"-format. Elektrodene er montert i nedstrømsenden av en terskel (Crump weir). Fra Dunkley & Shelton (1991).

Senere ble arbeidet konsentrert om konstruksjon av et åpent telleområde der elektrodene var lagt ut som striper i bunnen av en kanal, terskel eller dam. Årsaken til at man ønsket å gå over til en åpen løsning var faren for tetting av tuben og hemming av fisken på oppvandring. På slutten av 1970-tallet og utover 1980-årene ble forsknings- og utviklingsarbeidet omkring ledningsmostandstellere i Skottland konsentrert om påliteligheten av NSHEB Mark 8 teller (Dunkley & Shearer 1982) og svømmeadferd hos fisk som passerte telleinnretningen (Dunkley & Shearer 1989). I 1980 ble det bygget en terskel kun med hensikt å kunne telle vandrende fisk i North Esk ved Logie Mølle (Brown 1981). Opprinnelig ble det benyttet Mark 8 tellere, men hyppig kalibrering av utstyret var nødvendig for å kompensere for varierende ledningsevne. I tillegg ble hyppige feilregistreringer notert på grunn av overflatebølger og dravis om vinteren. Detaljerte studier av signalenes bølgeform ble sentralt, og utviklingen av en mikroprosessor-basert teller som idag er kjent som Logie-telleren ble et resultatet av dette arbeidet. I følge Dunkley & Shelton (1991) er "resistivity" metoden den eneste teknikken som er tilstrekkelig pålitelig. Men Logie-telleren er foreløpig avhengig av montering av elektrodene i en terskel eller damkonstruksjon (Crump weir, Crump 1952), og som oftest er det også nødvendig for å konsentrere fiskeoppgangen til et mindre vannvolum eller til en mindre del av elva. Dette gjør at de bygningsmessige kostnadene blir høye, og dette har begrenset metodens utbredelse. Det har også gjort at det fortsatt arbeides med utvikling av andre metoder og utstyr for telling og registrering av fisk.

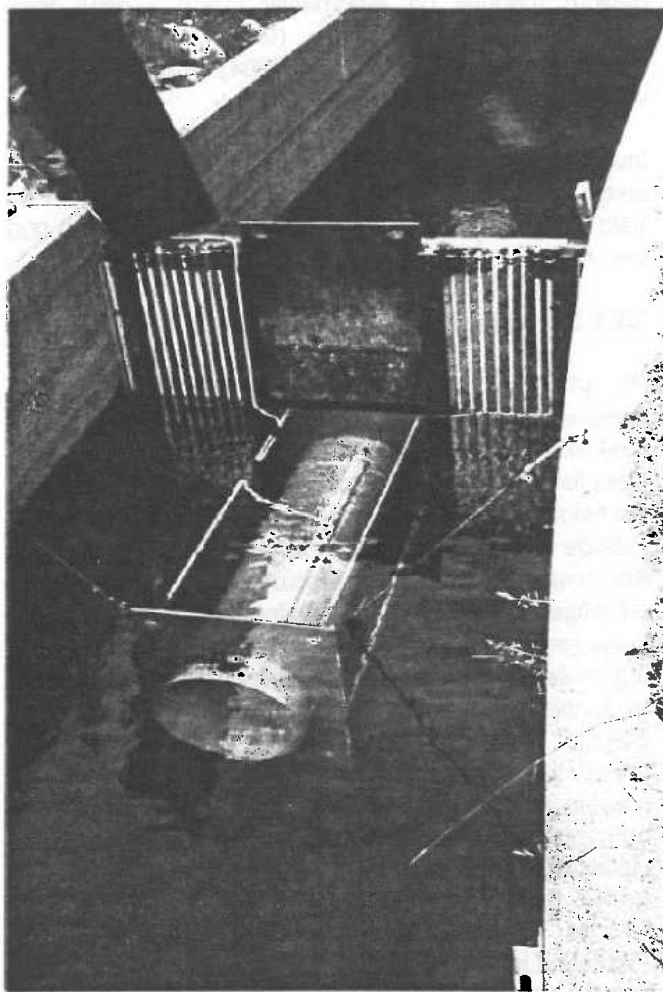
Senere har NSHEB utviklet en elektronisk fisketeller med betegnelsen MK 10. Den er primært konstruert for bruk i fisketrapper/-passasjer, og kan kobles sammen med foto- eller videoregistrering av fisk som telles. Tellefeltet består av tre eller fem elektroder, og en enhet kan bestå av hele fire tre-elektroders eller tre fem-elektroders felt. MK 10 er konstruert for maksimal nøyaktighet og pålitelighet, og har allerede vist forbedrede resultater i forhold til tidligere tellere som oppnådde 92 % nøyaktighet i estimatene. Foruten 15-20 installasjoner i Skottland er Hydro-Electric Board tellere i bruk i bl.a. Portugal, Finland, Frankrike og Canada.

I Norge har vi bare to ledningsmotstands-tellere i drift; en "tube"-teller i Lærdalselva av typen Atlantic 22 og en Logie fisketeller i Orkla som vil bli beskrevet nærmere i det følgende.

Atlantic 22 (Marine Electrics Ltd.)

I Lærdal elva har Østfold energiverk (Borgund kraftverk) installert elektroniske fisketellere i fisketrappene i Sjurhaugfoss og Svartegjelsfoss. Fisketelleren er en

Atlantic 22 i "tube" format produsert av Marine Electrics Ltd. i Irland (figur 8). Tellerne består av et pleksiglassrør med tre elektroder, og idet fisken passerer fella måles forandringen i ledningsevnen. Testing av apparatur og forsøk som er utført for å registrere utstyrets følsomhet er beskrevet av Romundstad (1983). Resultatene fra telleregistreringene i 1980-1986 er beskrevet av Larsen m.fl. (1988). Det kan i tillegg monteres felle for manuell registrering i Sjurhaugfoss.



*Figur 8 Fisketeller i Sjurhaugfossen i Lærdalselva.
Foto Reidar Grande*

Telleren er egnet i alle typer fisketrapper/-passasjer og eneste krav til monteringen er at røret (tunnelen) går full med vann, og at vannhastigheten er stor nok til at fisken passerer raskt igjennom. Utstyret kan kalibreres slik at fisk bare av en viss størrelse blir registrert (f.eks. >1 kg). En riktig montering skal kunne oppnå å registrere med 95% nøyaktighet all oppvandrende fisk. Antall individer kan lett underestimeres hvis flere fisk passerer tuben samtidig (Cousens m.fl. 1982).

Logie Fish Counter (Aquantic Ltd.)

Logie-telleren har navn etter lokaliteten der den først ble utprøvd: Logie i River North Esk i Skottland. I Norge er Logie-telleren montert i Orkla (Bjørsetdammen) som eneste vassdrag. Utstyret består av tre parallelle stålelektroder med 45 cm avstand og dimensjonene 3x50 mm som monteres vinkelrett på vannstrømmen (figur 9). Elektrodene støpes ned i damkronen på passeringspunktet, og lengden av elektrodene tilpasses bredden av dammen. Det er imidlertid en øvre begrensning på 15-20 m elvebredde bl.a. avhengig av vannets ledningsevne. Elektrodene kobles til en 1700A/2100A Logie Fish Counter som er basert på batteri eller nettdrift. Utstyret kalibreres automatisk slik at utslag forårsaket av andre gjenstander enn fisk (is, kvister, overflatebølger) ikke registreres. Data om enkeltfisk lagres med informasjon om tidspunkt, fiskestørrelse og retning. Reddin m.fl. (1992) evaluerte Logie-telleren, og konkluderte med at telleren faktisk registrerte all oppvandrende fisk. Påliteligheten av Logie telleren på damkonstruksjonen ved Logie i North Esk ble testet ved hjelp av CCTV (closed-circuit television - internovervåking) og time lapse video opptak, og det ble funnet at telleren fungerte med stor nøyaktighet

(Dunkley & Shelton 1991). Når antall fisk registrert av telleren ble sammenlignet med observerte fisk som skulle vært telt, var korrelasjonen 0,99 for både oppstrøms og nedstrømstillinger.

Ett problem med utstyret i større vassdrag er hva som registreres ved høy vannføring. Når vannhøyden blir større enn avstanden mellom elektrodene kan fisk passere i de øvre vannlag og unngå registrering (Dunkley & Shearer 1989). Det synes imidlertid som om dette i større grad gjelder nedvandrende fisk som går høyere i vannmassene, og at oppvandrende fisk blir telt. I likhet med andre ledningsmotstands-tellere vil variasjon i vannets ledningsevne forandre følsomheten til utstyret. En stor fordel, og egentlig en nødvendighet, er det derfor at utstyret med korte intervaller kalibreres automatisk.

Investeringskostnadene er relativt høye, og utstyr med montering i eksisterende dam i Orkla beløp seg til kr 250-300 000. Selve loggeren kostet ca kr 80 000, og en stor del av utgiftene lå i selve elektrodene og monteringen av disse i damkronen.



Figur 9 Terskel for telling av fisk med Logie Fish Counter i West Water, en sideelv til river North Esk. Fra Scottish Office Agriculture and Fisheries Departement (1991).

2.1.2.4 Sonar/ekkolodd

En sonarbasert teller sender lydbølger og fanger opp ekko fra fisk i "synsfeltet". Sonar og ekkolodd er blitt benyttet med godt hell i bestandsestimering i innsjøer (Mathisen 1980), og teknikken ble derfor forsøkt også i andre situasjoner f.eks. i elver i Alaska i forbindelse med forvaltningen av stillehavslaks (Mathisen & Nunnallee 1975, Menin & Paulus 1975). I elver ble sonar benyttet fra båt på samme måte som i innsjøer, men i tillegg ble det utviklet to fastmonterte systemer: 1) "bottom-up scanner" og 2) "side scanner". Resultatene i den første tiden var ikke særlig oppløftende da bare en liten del av vannmassen ble dekket av signalene, og bruk av båt på grunt vann skremte fisken unna og registreringene ble dårlige. Ved utplassering av transduseren på elvebunnen ble turbulens og luftbobler et problem som gjorde metoden uegnet på mange lokaliteter.

Sonartellere ble primært utviklet for telling av stillehavslaks som forekommer i store og tallrike bestander med stor kommersiell verdi slik at høye investeringer i kostbart utstyr kunne forsvares (Cousens m.fl. 1982). Firmaet Bendix corporation utviklet i samarbeid med Alaska Departement of Fish and Game på 1960- og 1970-tallet en sonarteller for utplassering på elvebunnen (Bendix Salmon counter, **figur 10A**). Den består av en ca 15 m lang "stige" med 48 transdusere. Systemet kan stilles inn for telling av fisk ned til en ønsket minimum vekt, og "lydgardinen" kan tilpasses elvebunnen på lokaliteten og manuelt endres med økende vannføring. På 1970-tallet ble det i tillegg utviklet en akustisk side scanner som "ser" tvers over elva til motsatt elvebredd (**figur 10B**). Det setter klare begrensninger til elveprofilen idet bunnen må være relativt jevn og uten større steiner. Vannstrømmen forbi målefeltet må være så uforstyrret som mulig, og vannhastigheten bør være $>0,6$ m/s. Fisken må ha jevn svømmehastighet og retning forbi sonaren, og kjennskap til fiskens adferd og fysiske forhold i elva øker muligheten for større presisjon på estimatene.

Erfaringene fra Fraser River viste betydelig overestimering av bestanden ved bruk av mobile transducere (C. Levings pers.medd.). Dette skapte i sin tur store problemer for forvaltningen av laksebeskatningen da det foregår et økonomisk viktig kommersielt fiske i elva.

Utprøving av Bendix sonartelleren i engelske elver viste imidlertid at metoden var lite tjenlig for telling av atlantisk laks idet fisk passerte gjennom "hull" i lydgardinen og unngikk registrering. I tillegg var bakgrunnsstøy et problem. En annen sonarteller som ble utviklet av Birmingham University i 1971 (Birmingham sonar counter) ble forsøkt gjennom flere år (Braithwaite 1975), men ble også betraktet som upålitelig, og videre

utvikling av metoden ble ikke prioritert. Arbeidet med sonarbaserte tellere har imidlertid fortsatt, og nytt utstyr fra bl.a. Simrad subsea, med bedret teknologi kan gjøre metoden interessant. Metodikken og utstyret er til utprøving i Numedalslågen, og vil bli beskrevet nærmere i det følgende.

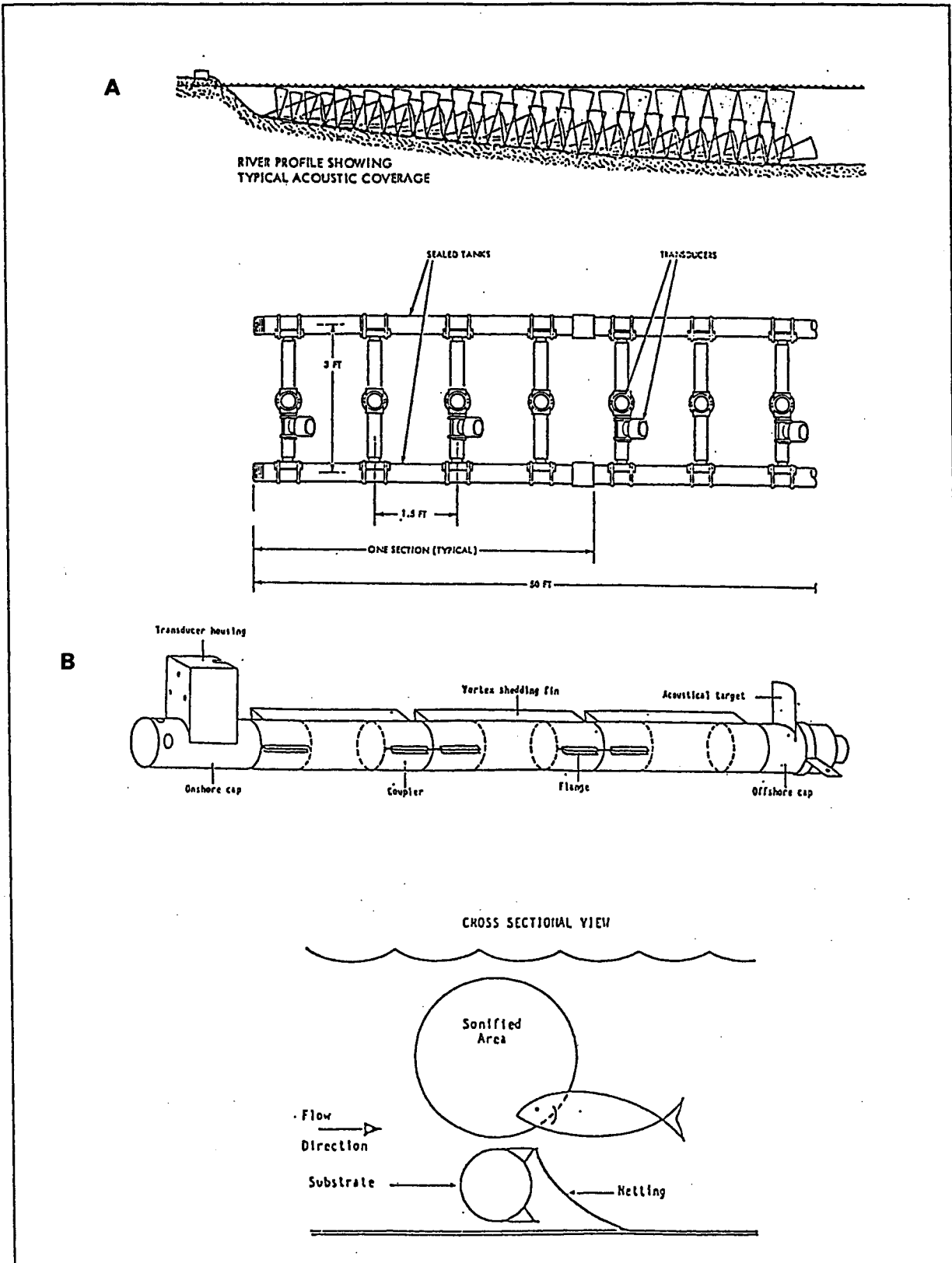
Simrad Subsea

Et portabelt ekkolodd (EY 500) kan sammen med etterprosesseringsystemet (EP 500) brukes til å observere og studere atferd til fisk i elver og vann. Utstyret detekterer og teller fisk, angir bevegelsesretning, størrelsesfordeling osv., og overfører dette til datamaskin og skjerm. Via telefon kan ekkoloddet fjernstyres. Ekkoloddet kan gå på batteri, men det er en fordel med tilkobling til vanlig strømnett.

Ekkolodd svingeren (transducer) - den enheten som omgjør elektriske signaler til lydbølger og omvendt - installeres i vannet slik at signalene sendes ut og mottas nær horisontalt på tvers av elva. Ekkoloddet sender ut lydbølger og tar imot reflektert lyd i en konisk sektor. I elver brukes elliptiske svingere som betegnes slik fordi et tverrsnitt av den koniske sektoren vil være elliptisk med den lange akselen horisontalt og den korte vertikalt. Dette fordi man ønsker å følge fisken over en viss strekning. Den beste plasseringen av ekkoloddet er i en innersving av elva da elva normalt blir dypere over mot andre siden, og dette passer bra til "synsfeltet". Svingeren monteres på en fast struktur/stolpe, brygge eller egnet tripod, og skal peke mot motsatt elvebredd. I større og dypere elver kan det være nødvendig med to svingere, en på hver side av elva, for å oppnå best mulig dekning av vannvolumet.

Utstyret er installert og er under utprøving i Canada, på fem lokaliteter i England og i Numedalslågen i Norge. Det har imidlertid bare vært funksjonelt i 1994, og det er for tidlig å si noe sikkert om anvendelighet og pålitelighet. I Numedalslågen ble ikke installasjonen i 1994 optimal, og tekniske problem med modemforbindelse og PC gjorde utbyttet lavere enn forventet. Det vil imidlertid være interessant å følge disse forsøkene videre. En viktig oppgave blir nettopp å finne et sted som er mer optimalt når det gjelder dybde, strøm og avstand til området hvor laksen forventes å bevege seg.

Investeringskostnadene er høye, og EY 500 systemet koster i størrelsesorden kr 350 000 - 400 000.



Figur 10 Bendix acoustic Salmon counter. A Sonarteller for utplassering på elvebunnen. Fra Bendix Electrodynamics Division (1975). B Sonarteller med side scanner benyttet i Upper Cook Inlet, Alaska. Fra King (1984).

2.1.3 Formgjenkjenning

Formgjenkjenning er noe langt mer enn bare en tellemetode, og antall fisk er nærmest et biprodukt av totalanalysen. Vi har derfor valgt å skille det ut som en egen metodegruppe selv om det har elementer både av fellefangst, automatisk telleinnretning og visuell metode.

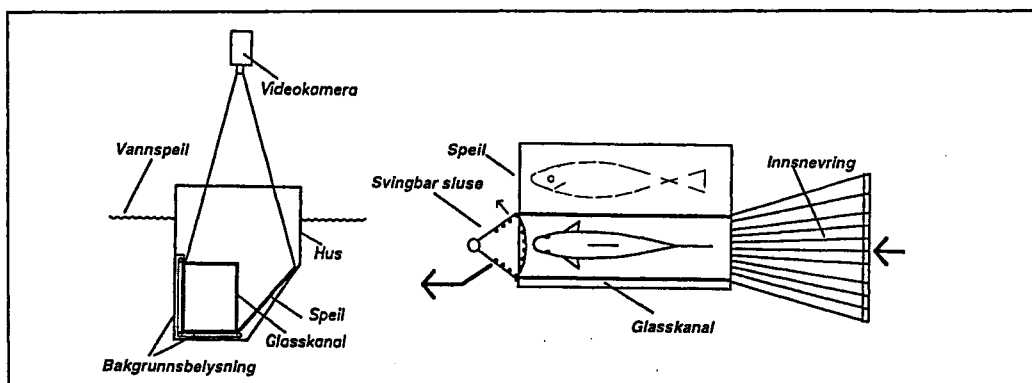
Det eksisterer mange teknikker for å avbilde en scene, og det er ofte sensorens bølgelengde-område som skiller dem (f.eks. røntgen, ultralyd, radar eller fotografi). Informasjonen fra sensorene er som regel en kontinuerlig (analog) representasjon av bildet som må diskretiseres (digitaliseres) før datamaskinen kan behandle den. CCD-videokamera er i dag en mye brukt sensor for analyse i det synlige bølgelengdeområdet.

2.1.3.1 Digital bildebehandling

Selvom fisk kan fanges og måles manuelt, har nyere teknologi nå gjort det mulig å automatisere arbeidet med hensikt å spare arbeidskraft, gi økt nøyaktighet og sikkerhet, og redusere stress på fisken. Irvine m.fl. (1991) beskriver forsøk med et datastyrt videokamerasystem som teller og måler levende ungfisk i naturen. Smolt av sølvflaks, *Oncorhynchus kisutch*, ble videofotografert idet de passerte gjennom et gjennomsiktig rør, og opptakene ble analysert av en datamaskin. Maskinen underestimerte antall fisk med 25 % fordi fisk som svømte ved siden av hverandre ble oppfattet som en fisk. Når deler av videoopptakene ble analysert manuelt ble det bestemt en omregningsfaktor som korrigerer datamaskinens estimerer nær opp til det virkelige antall ($\pm 6\%$). Det var en nær korrelasjon ($r^2 = 0,93$) mellom manuell måling og fiskelengde målt utfra videobildet. Det vil også være mulig å skille mellom arter, og forhåpentligvis mellom ulike bestander (Winans 1984, Taylor & McPhail 1985) basert på morfometriske karakteristika.

Siden 1992 har Norges landbrukshøgskole drevet forskning på digital bildeanalyse for å kunne bestemme ytre parametre og egenskaper hos fisk rettet mot registrering og klassifisering av oppvandrende gytefisk i vassdrag (Eide 1994). Digital bildeanalyse foregår ved at en datamaskin analyserer informasjon som kommer fra en avbildningsenhet, f.eks. et videokamera, tolker innholdet i en scene og tar beslutninger ut fra dette. Objekter i bildet kan klassifiseres etter et utvalg av parametre som beskriver deres særtrekk (mønstergjenkjenning). Digital bildeanalyse benyttes idag ved produksjon av frukt og vegetabiler der en inspiserer og sorterer produktene automatisk, identifisering og sortering av hvitting fra hyse i foredlingsanlegg og registrering av fiskelengde ved foredling (Davenel m.fl. 1988, Shave 1993, Strachan 1993). Scenene som observeres i naturen er imidlertid mer sammensatt, og forhold som belysning, bakgrunn, bevegelse o.l. kan vanligvis ikke kontrolleres.

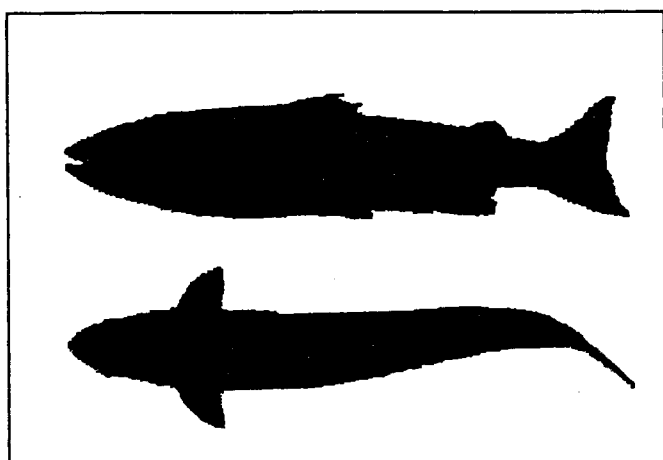
Våren 1993 ble det utviklet utstyr og teknikker som gjorde det mulig å registrere og analysere fisk på vandring i elv (Eide 1994). Systemet er basert på at fisken må svømme gjennom en glasskanal for å bli fotografert (figur 11). En svingbar sluse hindrer fisken i å passere før analysen er gjennomført. Det benyttes et videokamera tilkoblet en datamaskin som digitaliserer og samler inn bilder i rask rekkefølge som den vurderer før den velger det bildet som egner seg best for analyse/klassifisering (figur 12). Deretter slippes fisken automatisk videre. Det er enklest å montere registreringsenheten i en laksetrapp der det allerede finnes en innsnevring fisken må passere, men det er teoretisk mulig også å stenge av elva i forbindelse med naturlige innsnevring. I tillegg til fysiske størrelser som lengde, høyde, bredde og vekt finner programmet ut fra morfologiske særtrekk også art og kjønn på fisken.



Figur 11 Registreringsenhet for oppvandrende gytefisk. Fisken svømmer inn gjennom glasskanalen og blir fotografert fra siden og ovenfra. Enheten sett forfra (venstre) og ovenfra (høyre), Fra Eide (1994).

Det stilles mye strengere krav til metoden i feltstudier enn ved anvendelse i industrien, og det er vanskeligere å lage et system som fungerer stabilt ved alle forhold. Fiskens adferd er uberegnelig, og omgivelsene i elva kan forandre seg hurtig, og lysforhold, turbiditet, luftbobler og partikler i vannet kan forstyrre fotograferingen. I tillegg hemmer installasjonen oppvandringen, og på linje med andre fangstinnretninger er det et spørsmål om fisken endrer atferd.

Investeringskostnadene er høye da den digitale bildeanalysen krever mye regnekraft. Prisen vil imidlertid gå ned etter som nytten av metoden og utstyret i kommersiell industri øker, og prisen på kraftige datamaskiner synker.



Figur 12 Eksempel på videobilde av fisk som er digitalisert, filtrert, tersklet (svart/hvitt) og klar for analyse. Fra Eide (1994).

2.1.4 Visuell telling

De direkte visuelle tellingene av fisk i et vassdrag kan foregå på flere måter: fra elvebredden, fra båt eller kano, ved dykking eller snorkling, fra fly eller fra særskilte observasjonstårn. Flytelling av gytepopulasjonen av rød laks (*Oncorhynchus nerka*) er gjennomført i flere år i Alaska (Eicher 1953), og arten er lett å observere på grunn av fargen. Neilson & Geen (1981) gjennomførte helikoptertelling av kongelaks (*Oncorhynchus tshawytscha*) på gyteplassene i Morice River, British Columbia. Både vannfarge, værforhold, flytype og erfaring til observatør og flyger er nevnt som viktige faktorer ved påliteligheten av de visuelle estimatene (Bevan 1961). Antall påfølgende telling og tidspunktet for tellingene i forhold til gytetidspunktet vil også påvirke estimatene. Atlantisk laks og sjøaure er imidlertid vanskeligere å observere fra lufta (Heggberget m.fl. 1986), og metodene med flyregistreringer og observasjoner av vandrende fisk fra utkikkstårn er ikke aktuelle metoder for telling av våre anadrome fiskarter.

Vi avgrensner derfor beskrivelsen til tellinger fra elvebredden og ved drivobservasjoner (dykking) her. Visuelle tellinger er i mange tilfeller grove anslag for antall, og egner seg best for å se på utviklingstendenser og må ikke betraktes som egentlige totaltall (Bevan 1961, Neilson & Geen 1981). De visuelle tellingene krever også innsamling av informasjon om bestandskarakteristika i tillegg.

Visuell telling er et noe upresist begrep idet det i tillegg til å omfatte direkte tellinger eller synsobservasjoner av fisk på elva også innbefatter automatisert overvåking ved hjelp av video.

2.1.4.1 Fisketelling ved drivobservasjoner (dykking)

Undervannsobservasjoner og tellinger foretatt ved dykking eller snorkling i overflate er benyttet som metode for å estimere tettheter av ungfisk og voksen gytefisk i elver (Keenleyside 1962, Northcote & Wilke 1963, Whitworth & Schmidt 1980, Gardiner 1984). Visuelle tellinger er tiltalende fordi det raskere og med relativt mindre arbeidsinnsats enn andre metoder gir et estimat på fiskemengde samtidig som man slipper å behandle fisken med de ulemper det medfører mht. atferdsforstyrrelser og dødelighet. Resultatene fra drivobservasjoner har imidlertid vært sprikende, og erfaringen med metoden noe varierende. Northcote & Wilke (1963) fant at metoden ga moderat gode resultater i klarvannselver i British Columbia. Gjennomførte tellinger av flere fiskearter var ikke markert forskjellig fra antall fisk som ble telt opp etter giftbehandling av områdene. Under gode forhold kan dykkere kartlegge fiskebestanden over store strekninger, og oppnå estimater på tetthet og artsfordeling i habitat som er vanskelig å telle på annen måte. Slaney & Martin (1987) fant at estimering av aurepopulasjoner ved drivobservasjon med snorkel underestimerte bestanden av "cutthroat trout" (*Salmo clarki lewisi*) >20 cm med 26% sammenlignet med estimering av bestanden ved merking-gjenfangst. Zubik & Fraley (1988) konkluderte at i større elver med lite vegetasjonsdekke ga drivobservasjoner raskt pålitelige estimater, men til lavere kostnad enn ved merking-gjenfangst.

Drivobservasjoner (dykking) og telling av gytefisk om høsten er også gjennomført i flere norske vassdrag. Metoden er beskrevet av Sægrov m.fl. (1994). To personer med dykkerdrakter, maske og snorkel driver med hovedstrømmen nedover elva og krysser fram og tilbake der elva er vid og stilleflytende. Målsettingen er å dekke hele elvearealet kontinuerlig. Når det blir observert fisk gir personene i elva signal, og observasjonen blir notert og nedtegnet på kart av en person på elvebredden. Metoden har imidlertid klare begrensninger. Observasjonene bør helst gjennomføres på lav vannføring på grunn av trygghet og kvalitet på observasjonene; bl.a. blir sikten dårligere ved stigende

vannføring. Det kan også være et problem å skille laks og aure da det ikke er godt nok å skille på størrelse. I tillegg er det et problem å skille ut små oppdrettslaks. Trening og erfaring er imidlertid nøkkelord for å øke presisjonen. Mannskapsbehovet vil i stor grad avhenge av elvas størrelse ved at behovet for en eller to mann på land og en eller opptil tre personer i elva må avveies i det enkelte vassdrag utfra sikkerhet og ønsket nøyaktighet på observasjonene.

Erfaringene fra andre elver på Nordvestlandet tilsier at drivobservasjoner (med tørrdrakt uten gassflaske) i klarvannselver kan være en god metode for telling av gytefisk (Sættem 1991b, Sættem pers. medd.). Det klare vannet gjør det unødvendig å dykke ned i hølene. Dette er en fordel da det virker forstyrrende på fisken både ut fra svømmeaktivitet og luftbobler som stiger opp til overflaten. I elver med brun vannfarge eller i elver med brepåvirkning og blakket vann kan metoden være uegnet. Gytefisken observeres som regel på skrå eller i horisontalplanet, og selv en svak vannfarge gir vanskelige arbeidsforhold. Erfaringene fra Orkla høsten 1993 og 1994 viste nettopp at sikten var begrensende for sikker telling og skapte problemer for driverne med å dekke hele elvebredden. Erfaringene fra Orkla peker også på forhold som i enda større grad gjelder for telling av fisk fra elvebredden; at tellingene burde gjennomføres rett før gyting mens laksen og auren står på gyteplassene på grunnere vann (se nedenfor).

2.1.4.2 Telling fra elvebredden

Bozek & Rahel (1991) sammenligner elektrofiske og observasjon fra elvebredden som metoder for å estimere antall voksne *Oncorhynchus clarki pleuriticus*, og konkluderer med at visuelle tellinger var en dårlig estimator for denne arten fordi de ofte gjemte seg under overheng eller vegetasjonsdekke. Nøyaktigheten av metoden er sjelden evaluert, og faktorer som overflate-reflekser, turbulens, liten siktbarhet, dybde, vegetasjon, fiskens kamuflasjefarge og fluktrespons hos fisken før telleren observerer den virker inn på nøyaktigheten av resultatet.

Registrering av gytefisk fra land er i Norge primært gjennomført i elver i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal (Jensen 1979, Rosseland 1979, Sættem 1991a) (vedlegg, tabell I). Gjennom sommeren er det vanskelig å observere laks og sjøaure i elva. Om høsten derimot eksponerer fisken seg ved større aktivitet i gyteområdene som i de fleste tilfeller er grunne deler av elva. I tillegg er gytefisken lettere å oppdage ved at den har en mørkere pigmentering enn om sommeren. I Lærdalselva er det foretatt visuell telling fra begge elvebredder. Høststillingen har foregått på slutten av gytetida på lav vannføring. Foruten at elva må være liten og klar må det ikke være mye vind. Det

benyttes polaroidbriller, og en kikkert med polariserte forsatsglass kan være en fordel. Bratt landskap nær elva gir bedre oversikt. Det kan være vanskelig å oppdage utgytt fisk som har vandret til mørke/dype områder. I klarvannselver på dager med godt lys kan man få et godt bilde av bestanden. Det vil aldri bli eksakte tall, men årlige registreringer etter samme mønster vil fange opp svingninger i bestanden.

Telling fra land gir det beste resultat ved å gå oppover langs elva. Det er viktig å unngå forstyrrelser i elva som gjør det vanskelig å telle. Telling fra land er vanskelig å utføre etter at det har kommet snø i landskapet nær elva. Dette skaper et sjenerende skinn i vannet som gjør det vanskelig å se fisken. Metoden har derfor klare begrensninger, og er ikke minst personavhengig. Metoden krever lokalkunnskap om vassdraget og stor kunnskap om fiskenes biologi og adferd. Innlæring og bruk av metoden er i stor grad en modningsprosess, og det kan gå år før observasjonsevnen er tilstrekkelig god til at resultatet blir pålitelig. Dette gjør at metoden ikke uten videre kan anbefales i overvåkingssammenheng uten i helt spesielle vassdrag eller strekninger innen et vassdrag.

2.1.4.3 Video-overvåking (optisk overvåking)

Optisk overvåking er sjelden benyttet som eneste registreringsmetode. Oftest blir video-opptak eller annen kamera-overvåking brukt sammen med annet registreringsutstyr, og som oftest som kontroll på dette. Men det er ingen grunn til at ikke video-overvåking alene kunne benyttes. Turbiditet, vannfarge og vind (overflatebølger) kan være begrensende, og vandedybden må ikke være for stor. Telleområdet kan imidlertid tilrettelegges, og kontrasten mellom fisk og bunnsstratet kan økes ved å farge underlaget lyst. Bruk av infrarødt lys gjør det også mulig med døgntkontinuerlige opptak. For at arbeidet med å gå igjennom innspilt tape ikke skal bli for arbeidskrevende bør det investeres i en oppgradering av kamera, opptaker og skjerm for avspilling og/eller i en oppgradering av selve motivet (forandring av bakgrunnsfarge for økt kontrast og økt belysning) for å oppnå et godt bilde. Det kan være en fordel med automatisert søk etter fisk under avspilling eller automatisert avmerking av fisk under opptak.

Bruk av undervannsvideo er likevel lite utbredt i feltstudier. Metoden er i bruk i Neidenvassdraget, men primært som kontroll på annen telleinnretning. Fylkesmannen i Finnmark har i samarbeid med Tenojoen kalantutkimusasema i Utsjoki (Finland) montert video i fisketrappa i Skoltefossen som registrerer oppgangstidspunkt. Det tas fire bilder i sekundet, slik at en 3-timers videokassett holder til ett døgn opptak. Video-overvåking er langt bedre enn

manuell overvåking på grunn av stabile observasjoner over lang tid ("går ikke trøtt"), og det er billigere i bruk.

Investeringskostnadene er moderate, og ett komplett kameraoppsett koster i størrelsesorden kr 50 000 - 70 000.

2.2 Indirekte metoder

Ståhl & Hindar (1988) beregnet antall gytelaks for alle elvene i laksestatistikken i Norge. De baserte beregningene på resultater som forelå av tellinger fra elvebredd (Rosseland 1979), tellinger i oppgangsfelle (Berg 1977) og merking-gjenfangst samt tellinger i oppgangsfelle (Hansen m.fl. 1986). For andre elver antok de at antall gytelaks i elva var lik det antallet som ble tatt i løpet av en sesong i elva ifølge laksestatistikken (dvs. at fangstraten i elva var 50 %). Ut fra flere gitte forutsetninger og antagelser kom de fram til at antall gytelaks varierte mellom 0 og 25 000 individer, med 10-100 som de vanligste verdiene.

Beregningene til Ståhl & Hindar (1988) er utledet fra antall rogn lagt i én gytesesong (N_0), gjennomsnittsalderen til reproduserende hunnfisk (t) og sannsynligheten for at et individ (nybefruktet rogn) når reproduktiv alder (l) (Crow & Kimura 1972) ved hjelp av formelen

$$N_e = N_0 t^l$$

Det finnes flere slike modeller og stock-recruitment undersøkelser som gjennom et sett forutsetninger og tilnærmelser kan beregne antall gytefisk i vassdrag. Generelt er det imidlertid ikke nok å bruke f.eks. smoltproduksjonen i ei elv for å estimere hvor mange gytefisk som kommer tilbake til elva. Det er heller ingen klar sammenheng mellom antall egg lagt i elvegrusen og antall smolt som vandrer ut. Avstanden i tid fra egg-ungfisk-smolt til gytmoden fisk, og usikkerheten med hensyn til overlevelse i ulike deler av livssyklus (spesielt sjøfasen) gjør at modellene er beheftet med usikkerhet. Teorien bak modellene er imidlertid interessant, og matriser kan være et alternativt verktøy når noen relativt sikre opplysninger om en bestand finnes, men hvor data om deler av livshistorien mangler. Metoden kan i et slikt tilfelle hjelpe til med å teste eksisterende data, peke ut områder hvor mer data trengs og undersøke effekten av gitte forandringer ved hjelp av simuleringer.

Disse indirekte beregningsmetodene faller imidlertid utenfor omfanget av denne rapporten som går direkte på estimater av antall gytefisk på oppvandring. Anadrome fiskearter som har vandring til og fra havet gjør, som vi har sett, tellinger av individer mulig, men

dette forutsetter at fisken passerer et relativt snevert område hvor det er mulig å observere alle individene som passerer. Denne forutsetningen er imidlertid oppfylt bare i et fåtall av vassdragene. Det er derfor utviklet metoder som gjør det mulig å estimere antall oppvandrende fisk ved kjennskap til **deler** eller **utvalg** av populasjonen. Generelt finnes det tre typer metoder; 1) estimater som tar utgangspunkt i fangst-innsats analyser, 2) utvalgsanalyser f.eks. merking-gjenfangst estimater og 3) gruppe (kohort) analyser. De to første typene er avhengige av matematiske og statistiske modeller. Gruppeanalyser krever også ofte statistiske modeller, men i denne rapporten omtales bare estimater av laks- og sjøaurepopulasjoner via tallet på gytegrøper.

2.2.1 Fangst/fangststatistikk

Informasjon om hvor mange fisk som blir fanget i et system kan benyttes for å estimere antall fisk i hele populasjonen. Fangstdata kan skaffes tilveie enten gjennom systematisk fangst eller via fangststatistikk fra sports- og næringsfiske. Ved bruk av systematisk utfisking over tid vil man kunne beregne nedgangen i antall fisk fanget pr. fangstinnsatsenhet. Denne nedgangen gir grunnlag for estimering av totalpopulasjonen. I elver og bekker er gjentatt utfisking med elektrisk fiskeapparat mye benyttet for bestandsberegninger (Zippin 1958, Bohlin m.fl. 1989). Metoden kan også benyttes for å fange stor fisk, men kan ikke anbefales i bestandsestimering av gytefisk da fangsteffektiviteten er antatt å være liten (fisk rømmer eller unnslipper fangst), og faren for å skade fisken er meget stor.

Fangst ved sportsfiske er benyttet som en indikasjon på gytebestandenes størrelse i flere sammenhenger (Chadwick 1982, Guillouët & Caron 1994). Effektiviteten av fiskeriene kan sammenlignes med andre estimater av populasjonsstørrelse, f.eks. sammenstilling av fangstdata og antall laks ved gytetidspunkt (Jensen 1981) eller bruk av merking-gjenfangst (Hansen 1990). Mer avanserte modeller som tar i bruk flere faktorer (vannføring, fiskekvoter, fangstreguleringer o.a.) sammen med data for fangst og fangstinnsats har vist seg å gi gode estimater for enkelte kanadiske elver (Guillouët & Caron 1994).

Det er imidlertid mange faktorer som påvirker påliteligheten av fangstoppavene - f.eks. vannføring og fangstinnsats. Innlevering av fangstoppavene skjer frivillig, og i tillegg til mottatte oppgaver kan det være nødvendig å foreta en spørreundersøkelse blant et tilfeldig utvalg av fiskere for å estimere totalfangst. Dette er bl.a. gjort i Vikedalselva i 1979 og 1987 (Nordland 1981, Hindar m.fl. 1989) og i Gaula og Driva 1978-1980 (Gjøvik 1981). Det er samsvar i undersøkelsene om at oppgitt fangst av laks var relativt sett bedre enn for

sjøaure, men oppgitt fangst av laks var likevel bare 1/3 (1/2-1/4) av total fangst. For sjøaure var variasjonen større, og estimatene lå 3-6 ganger høyere enn oppgitt fangst. Selv om nivået av oppgavene for laks- og sjøaurefisket er usikkert regner man med at statistikken likevel gir et godt bilde av utviklingen i fisket (Statistisk sentralbyrå 1979).

Ved siden av stor usikkerhet om den egentlige fiskemengde vil opplysninger fra sportsfiske begrense seg til bare en del av oppgangsfisken. Det vil komme fisk opp i vassdragene etter at fiskesesongen er over og fangstredskapene fisker i noen grad selektivt.

Mange av de metoder som benyttes i telling av oppvandrende fisk er avhengig av gode fangstdata i tillegg. Det er derfor meget viktig å motivere til økt innsats for å bedre kvaliteten på fangstdata slik at beskatningsraten blir riktig og beregningen av gytebestandens størrelse blir korrekt. Et utvalg som arbeider med videreutvikling av fangststatistikken (Direktoratet for naturforvaltning 1995) peker også på at det i mange tilfeller er behov for fangststatistikk med bedre oppløsning. Det er ikke realistisk ifølge utvalgets mening å øke oppløsningen på den generelle fangststatistikken utover kanskje å innføre elementet innsats. Fangstdata med økt oppløsning, såkalt dybdestatistikk, kan kun oppnås på enkelte lokaliteter og vil måtte begrenses geografisk til enkeltvassdrag eller -vald. Hovedmålsettingen med dybdestatistikken er at all fangst fra lokalitetene blir meldt inn, og at enkeltfisk blir registrert med utfyllende opplysninger som fangstdato, lengde, vekt, kjønn, skjellprøve osv.

2.2.2 Utvalgsanalyser - merking-gjenfangst

Den eldste og mest brukte metoden for bestandsberegning er merking og gjenfangst, eller den såkalte Petersen-metoden. Metoden er benyttet for flere anadrome fiskearter (Cousens m.fl. 1982, Simpson 1984, Johnston m.fl. 1986, Schwarz m.fl. 1992). Antall fisk i bestanden eller i en gitt bestandskategori beregnes ved at et tilfeldig utvalg fisk fra en populasjon først fanges og merkes med godt gjenkjennbare merker før de slippes ut igjen. Ved et senere tidspunkt fanges et nytt tilfeldig utvalg fisk. Antall merkede og umerkede fisk i dette utvalget samt antall merkede fisk totalt benyttes så for å estimere totalpopulasjonen (N) etter ligningen:

$$N = MC/R$$

der M = totalantall merket fisk, C = totalfangst ved kontrollfiske og R = antall merket fisk ved kontrollfiske. For små prøvestørrelser vil ligningen ha en tendens til å

overestimere N, og Ricker (1975) anbefalte at bestanden beregnes etter en korrigeret formel:

$$N = (M+1)(C+1)/(R+1)$$

Metoder for beregning av konfidensintervall er gitt bl.a. i Ricker (1975).

Det er imidlertid visse forutsetninger som må være oppfylt ved en slik beregningsmåte:

1. Populasjonen må være lukket for innvandring og utvandring
2. Merket fisk må ikke endre atferd, men oppføre seg likt med umerket fisk. Dette betyr at dødeligheten må være lik, atferden i møte med fangstredskap må være ens osv.
3. Merket fisk må ikke miste merket
4. Alle gjenfangster av merket fisk må innrapporteres
5. Utvalg av fisk både ved merking og gjenfangst må være tilfeldig

Brudd på disse forutsetningene er diskutert i Robson & Regier (1968), Seber (1973) og Ricker (1975). Det er utviklet mer sofistikerte merking-gjenfangst metoder som tillater brudd på flere av forutsetningene for et Petersen-estimat. Spesielt kan nevnes den såkalte Jolly-Seber metoden (Pollock m.fl. 1990) som tillater at den første forutsetningen ovenfor ikke er tilstede. Det betyr at metoden kan benyttes på anadrom laksefisk der stadig nye individer vandrer opp i et vassdrag eller vann i løpet av en lengre tidsperiode (Schwarz m.fl. 1992).

Antall fisk som må merkes varierer mellom populasjonsstørrelse og etter hvilke metoder som benyttes (Simpson 1984). En generell målsetting har i noen studier vært å merke 1% av populasjonen (Woodey 1984). Dette er tilstrekkelig i store populasjoner, men i mellomstore og små populasjoner må andelen merket fisk økes betydelig, og arbeidsinnsatsen for å få pålitelige estimater kan bli stor. Det må dessuten tilstrebes at utvalget av merket fisk fordeler seg på hanner, hunner og ulike størrelsesgrupper.

For sølv laks (*Oncorhynchus kisutch*) og ketalaks (*O. keta*) med kjent populasjonsstørrelse på henholdsvis 991 og 196 individer ble ca 15% av bestanden merket (Johnston m.fl. 1986). Estimatet av populasjonsstørrelse ved merking-gjenfangst ble henholdsvis 546 (underestimert på 45%) og 566 individer (overestimert på 189%). I små populasjoner kan feilmarginene derfor bli store, og erfaringsmessig endrer presisjonen seg med art og populasjonsstørrelse. For stillehavslaks finner man generelt at merking-gjenfangst nesten alltid overestimerer bestanden (Simpson 1984).

I følge Ståhl & Hindar (1988) var det bare fem lakseelver i Norge som hadde mer enn 2000 gytelaks i hvert av de tre årene 1984, 1985 og 1986: Tanaelva, Numedalslågen, Gaula (Sør-Trøndelag), Orkla og Namsen, og bare et tyvetalls elver med mer enn 1000 gytelaks (figur 13). De vanligste verdiene var 10 til 100 individer, og merking-gjefangst vil aldri gi gode estimater i så små populasjoner.

Merketypen benyttet for estimering ved Petersen-metoden behøver ikke skille mellom individer eller mellom flere utvalg siden det bare gjøres ett utvalg for merking. Ved metoder som krever flere utvalg over tid og gjenkjenning av undergrupper i utvalget kan det benyttes individmerker (Scott 1978), f.eks. Carlinmerker (Carlin 1955), eller for enda mer detaljert informasjon, radiosendere (Heggberget & Økland 1992).

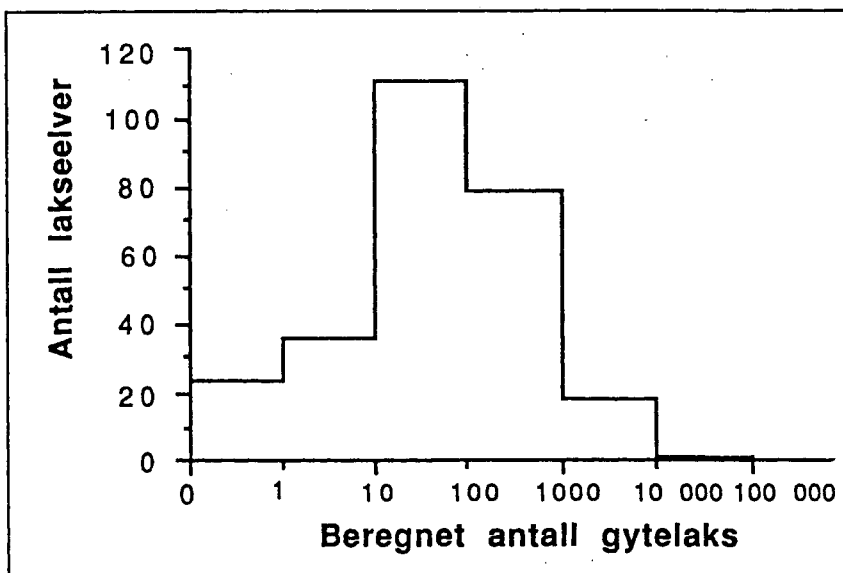
Ved radiomerking av et tilstrekkelig antall fisk kan disse også gi en kontroll på alle automatiske telleinnretninger, og gir gode data på oppvandringshastighet, vandringsmønster, kjønnsmodningstidspunkt, tidspunkt for gyting, oppholdssted under gyting og aktivitet før, under og etter gyting. Dette kan være helt nødvendig informasjon for eksempelvis å få effektive tellinger av gytefisk basert på visuelle metoder. For å registrere vandringsmønsteret og fordeling i elva hos rømt oppdrettsfisk er radiomerking spesielt aktuelt fordi den kommer så sent inn at en ikke får noen fullstendig rapportering av vanlige merker i eksisterende fiskerier.

2.2.3 Gytetroptelling

Tidligere var mye av kunnskapen om gytebestander og forvaltningen av disse basert på gytetroptelling (Dunkley & Shearer 1982). Gytegroper forekommer som lysere felter i elvebunnen, og oppstår når hunnlaksen graver i substratet før gyting. Under denne aktiviteten fjernes alge-, mose- og slambelegg samtidig som en del steiner blir snudd. Dersom elvebunnen ikke er ekstremt lys blir feltene relativt lett å observere. Metoden er testet ved at det er gravd i en del av de observerte gropene (Heggberget m.fl. 1982; 1986). Denne gravingen har vist at det er rogn i 88-97 % av gropene som er registrert, og indikerer at det er liten mulighet for å feiltolke observasjonene. Graving utenfor områdene med gytegroper har ikke ført til påvisning av rogn. Generelt gjelder at i elver hvor det ikke er meget bratte dalsider er det meget vanskelig å observere gytegroper fra land.

2.2.3.1 Telling ved drivobservasjoner (dykking)

Tellinger av gytegroper ved drivobservasjon (dykking) er bare forsøksvis gjennomført i Norge i Audna og Vossovassdraget (Barlaup 1994, Sægvog m.fl. 1994). Gytegroperne i Vosso ble registrert ved kombinasjon av observasjon fra elvebredd og drivobservasjon under og etter gytingen på lav vannføring ved å lete på tradisjonelle gyteplasser og på steder der substratet så velegnet ut for gyting. Det som ellers er sagt under telling av gytefisk ved drivobservasjoner vil gjelde her også.



Figur 13 Beregnet antall gytelaks i norske lakseelver basert på gjennomsnittsverdier fra laksestatistikken for 1984-1986. Fra Ståhl & Hindar (1988).

2.2.3.2 Telling fra fly/helikopter

De tidligste forsøk med registrering av gytegroper fra fly hos atlantisk laks ble foretatt av Heggberget m.fl. (1986). Det ble forsøkt flere typer en-motors Cessna, og Cessna 172 ble valgt som det mest fordelaktige utfra størrelse og gode manøvreringsegenskaper ved lav hastighet. Observasjonene ble gjennomført fra høyde 500-1000 fot (160-320 m) og ved 60-80 mph. Foruten en trenet pilot er det behov for to observatører - en som teller og kartfester gytegroperne, og en som fotograferer områdene for detaljstudier i ettertid. For å kunne vurdere materialet må man ha supplerende kunnskap om artenes gyteatferd slik at antall gytegroper kan korreleres til antall gytefisk som faktisk er tilstede.

Gytesesongen i norske vassdrag strekker seg fra oktober til januar. Generelt gjelder at vintervarme vassdrag har senere gytetidspunkt enn vinterkalde (ofte kontinentale) vassdrag (Heggberget 1988). For enkelte elver kan gyteaktiviteten være fordelt i nesten hele dette tidsrommet. Normalt starter sjøauren i september, og har i visse tilfeller overlappende gytesesong med laksen i samme vassdrag. Toppen i aktivitet er likevel som regel godt adskilt, og sjøauren gyter omlag 15 dager tidligere enn laksen (Heggberget m.fl. 1988). En telling av gytegroper i et vassdrag må derfor gjøres flere ganger pr. sesong for å skille artene. Samtidig vil gytegroperne etter en tid bli mindre synlige på grunn av nedslamming og begroing. Gytegroptelling gir et tall på antall gytende hunner, men ikke på antall hanner. Supplerende undersøkelser må derfor utføres for å fremskaffe opplysninger om kjønnsfordeling.

På grunn av høy turbiditet ved stor vannføring, isdekke o.a. vil muligheten for å overse gytegroper alltid være der. Metoden viste seg best egnet i grunne, hurtigrennende elver, og i Numedalslågen som er dyp, roligflytende i store områder og med mørkere vannfarge ble det ikke observert gytegroper i det hele tatt (Heggberget m.fl. 1986). Heller ikke bruk av helikopter ga resultater i dette vassdraget (Larsen unpubl. materiale). I Nidelva (Sør-Trøndelag) gjorde leirslam som blakket vannet siktforholdene umulig til flyobservasjoner i de fleste forsøkene (Arnekleiv m.fl. 1994).

Helikopter er mer kostbart pr. flytime, men øker observasjonsnøyaktigheten ved at flyhastigheten blir lavere, og manøvreringsdyktigheten større. Registrering utført fra helikopter har ifølge Paulsen m.fl. (1991) vist seg svært egnet og effektivt i Namsen, og de anbefaler telling på stedet framfor bruk av foto (dårlige lysforhold). Foto vil imidlertid være et godt supplement og i mange tilfelle også en god kontroll på de direkte tellingene. I Numedalslågen ble det gjennomført videooptak av elva parallellt med tellingene, men nytten ble vanskelig

å vurdere da det ikke ble gjort pålitelige observasjoner av gytegroper i vassdraget (Larsen, unpubl. materiale). Mer avansert utstyr vil imidlertid gi bedre bildekvalitet, og med kameraplasseringen rett under, på utsiden av helikopteret gjør at man kan fly rett over elva, og dermed unngå en større del av sjenerende reflekser i vannet. Det finnes systemer i dag som kan festes på utsiden av helikopteret og styres fra innsiden. Opptakene foregår i Betacam SP (Sony) eller M II (JVC/Panasonic) med svært høy oppløsning. Leie av utstyr og operatør beløper seg til ca kr 5000 pr. dag.

2.2.3.3 Telling fra elvebredd eller båt

Telling av gytegroper fra land har vært mye benyttet for anadrome stillehavslaks (Cousens m.fl. 1982), og er også benyttet i Europa for atlantisk laks (Hay 1984). Metoden er anvendt i grunne og ikke for brede elver (maks. 20 m) med liten turbiditet. Metoden er enkel og rimelig, men krever kvalifisert personell. Under optimale forhold kan estimatene bli gode, men tellingene er generelt forbundet med store feilkilder. I følge Cousens m. fl. (1982) underestimerer metoden antall gytegroper, og selv under optimale forhold kan gytegroperne være vanskelige å skille ut, og etter flomperioder kan de være umulige å oppdage. Hay (1984) fant imidlertid ved sammenligning av denne metoden med fellefangst at estimatene av antall fisk basert på gytegroptelling lå mellom -10% og +15% av fellefangst fisk.

I Suldalslågen gjennomførte Suldal elveeigarlag registrering av gytegroper fra båt (Johnsen 1994), men det finnes ingen opplysninger om påliteligheten av tellingene. Korsen (1979) gjennomførte telling av gytefisk på gyteplassene og antall gytegroper fra elvebredden i Driva. Han sier at en forutsetning for slike registreringer er at elva er klar, og at terrenget omkring er slik at observatøren kommer tilstrekkelig høyt over vannflaten. Av seks undersøkte vassdrag i Midt-Norge var Driva det gunstigste. Tellingene ble foretatt ved at deler av elvestrekningen ble telt. Svakheten ved bare å ta stikkprøver på de største og mest kjente gyteplassene er at en ikke får oversikt over hva som finnes på de andre områdene i elva.

Det som ble angitt under telling av gytefisk fra elvebredden vil også gjelde her, og gjør at metoden ikke uten videre kan anbefales i overvåkingssammenheng uten i helt spesielle vassdrag eller strekninger innen et vassdrag.

3 Diskusjon

Det kan allerede innledningsvis konstateres at den ene, ideelle tellemetode for estimering av antall gytefisk knapt finnes. Det nærmeste man kommer er fellefangst som kontrollerer all oppvandrende fisk (f.eks. fiskefellene i Imsa og Halsvassdraget), men disse må også korrigeres for naturlig dødelighet og eventuell fangst fram til gytetidspunktet. De ulike metodene stiller ulike krav til vassdragstype og lokalisering, og estimatene har ulik presisjon m.h.t. nøyaktighet på antall, art og størrelse, og kostnader ved investering og drift varierer betydelig (tabell 1). Kravet til nøyaktighet og presisjon i beregningen av gytebestanden avhenger av bruken av data. Noen hevder at konsistens fra år til år er viktigere enn nøyaktigheten i selve estimatet. Men dårlige estimater kan på sin side forårsake en forvaltning av bestandene som begrenser avkastningen unødig. Oversikten over metodenes anvendbarhet i ulike vassdragstyper, presisjon, kostnader og mulighet for lokal innsats med tilhørende vurderinger (tabell 1) er sammenfallende med målsetningen for prosjektet, og danner grunnlaget for anbefalinger for videre arbeid.

3.1 Vassdragstyper

Ulike typer vassdrag kan karakteriseres ut fra to hovedelementer - den abiotiske (fysiske) delen og den biotiske (levende) delen. De abiotiske karakteristika omfatter vassdragets størrelse (lengde, bredde, dybde, vannføring), vannkvalitet (bl.a. ledningsevne og siktedyp) og om det finnes fisketrapper eller andre ledeinnretninger i elveløpet. De biotiske karakteristika beskriver hvilke arter som finnes, populasjonsparametere (antall individer, alderssammensetning, andel kjønnsmodne individer, andel stasjonære individer osv.) og atferd (vandringstidspunkt, gyteatferd osv.).

De fleste norske elver kan fysisk sett regnes som små til middels store sammenlignet med f.eks. Nord-Amerikanske vassdrag (der mange av metodene er testet). Flere av tellemetodene blir mer kostbare jo større vassdragsområdet er som skal undersøkes. Visuelle tellinger til fots eller fra vannet, enten av gytefisk eller av gytegroper, krever stor arbeidsinnsats om hele elveløpet med sideelver i et vassdrag skal undersøkes flere ganger i sesongen. For å gjøre en slik telling effektiv i store vassdrag, er trolig fly eller helikopter et godt alternativ. En telling fra lufta er imidlertid brukbar bare for gytegroper og ikke for gytefisk hos laks og sjøaure (Heggberget m.fl. 1986). Et supplement til flytelling vil være å bruke fotodokumentasjon eller video.

I elver med stor vannføring kan det være vanskelig å foreta fullstendig fellefangst. Det vil likevel være mulig å fange et utvalg av fisken som igjen kan danne grunnlag for estimater av totalpopulasjonen. Merking-gjenfangst kan gi et slikt estimat.

Klart vann er en forutsetning for all form for visuell telling, men enkelte metoder fungerer godt også uavhengig av siktedypet. Av disse er akustiske metoder (sonar/ekkolodd) beregnet for store populasjoner, mens tellere basert på variasjon i ledningsevne også kan brukes i små populasjoner.

Fisketrapper eller andre innsnevninger hvor all fisk er nødt til å passere, gir gode muligheter for telling; forskjellige metoder fra fellefangst med eller uten håndtering av fisken, til sofistikerte elektroniske tellere kan gi svært nøyaktige og presise estimater på antall gytefisk ovenfor tellepunktet. I eksisterende trapper er grunnlags-investeringene gjort, og det er snakk om utgifter til installasjon av fisketellere, fangstanordning og manuell kontroll av fisken og utstyret. I fangstfeller har man i tillegg muligheten til å skaffe informasjon om en rekke viktige bestandsparametere som sikker arts-sammensetning, alders- og kjønnsfordeling. Nyttan av slike tellinger vil avhenge av hvor stor del av bestanden som passerer trappa. Som regel er det trappens beliggenhet i vassdraget som bestemmer dette, og for anadrome fiskearter er det viktig at tellingene utføres så nær munningsområdet som mulig. I vassdrag der trappa ligger et stykke opp i vassdraget må det gjennomføres tilleggsundersøkelser nedenfor trappa. Hansen m.fl. (1986) estimerte gytebestanden i Drammenselva ved bruk av fangststatistikk, telling i fangstfelle i fisketrappa og merking-gjenfangst eksperimenter i vassdraget nedenfor fossen.

En ulempe med tellinger knyttet til fisketrapper er usikkerheten om trappenes funksjon i forhold til vannføring, vanntemperatur og trappetypenes eventuelle selektivitet. Under flomforhold som normalt stimulerer oppgang vil vannføringen i trappene variere mindre og være relativt liten i forhold til hovedelva. Dette kan minske fiskens mulighet til å finne trappemunningen. Libby (1981) fant for alewife, *Alosa pseudoharengus*, at virkningsgraden av trapper var forskjellig for hanner og hunner. I Vefsna og Namsen ble det ikke funnet bevis for at trappetekniske forhold gjorde de selektive m.h.t. størrelsen av fisken som passerte (Direktoratet for naturforvaltning og Vassdragsregulantenes forening 1990). Derimot er det klart at dårlig teknisk stand på mange trapper hemmer eller direkte hindrer oppgang. Vi kan tenke oss at variasjoner i vannføring mellom år gir seg utslag i oppgangen gjennom fisketrapper.

Tabell 1. Direkte og indirekte metoders anvendbarhet i ulike vassdragstyper, presisjon, kostnad og mulighet for lokal innsats.

Presisjon: Nøyaktighet (n): høy (h), middels (m) og lav (l). Konsistens (k): høy (h), middels (m) og lav (l). Skiller arter (sa): ja (skiller arter), Nei (skiller ikke arter) og o skiller arter bare ved størrelsesfordeling. Skiller størrelsesstørrelsesgruppe (ss): ja/nei. Registrerer opp- og nedvandring (on): ja (skiller mellom opp- og nedvandrende fisk), nei (registrerer bare fisk på oppvandring) - åpent felt: sp.målet er ikke relevant. **Kostnad:** Driftskostnad (drift): høy (h, >400000 kr), middels (m, 100-400000 kr) og lav (l, <100000 kr), investeringskostnader (inv.): høy (h, >400000 kr), middels (m, 100-400000 kr) og lav (l, <100000 kr). **Lokal innsats:** høy (h), middels (m) og lav (l).

Metoder	Vassdragstype	Presisjon					Kostnad drift inv.	Lokal innsats	Nødvendig tilleggsinformasjon	Kommentar	
		Nøyaktighet n	Konfidens k	Skiller arter sa	Skiller størrelsesstørrelsesgruppe ss	Registrerer opp- og nedvandring on					
DIREKTE Fellefangst	Kilenot, ruser etc.	Moderat vannføring. Ikke for mye drivende materiale.	l	m	ja	ja	nei	m l	m/h	Andel av pop. som vandrer utenom felle. Naturlig dødl. og fangstdata	Brukes også for å fange fisk i merking-gjenfangst forsøk.
	Fangstanlegg i elv	Moderat vannføring.	h	h	ja	ja	ja	h h	m	Naturlig dødlighet og fangstdata	Brukes som kontroll for andre metoders presisjon.
	Fisketrapp med felle	Vassdrag med trapp der all fisk må passere.	h	h/m	ja	ja	nei	m l	m	Naturlig dødlighet og fangstdata	Brukes som kontroll for andre met. presisjon Presisj. blir lavere der fisk ikke håndteres.
Automatisk teller	Fotoelektrisk	Vassdrag med trapp eller ledeinnretning der all fisk passerer.	h/m	h	o	ja	ja	l l/m	m/l	Naturlig dødlighet og fangstdata Andre arter i telleområdet	Presisj. avh. av type apparatur. Skiller arter bare ved størrelsesfordeling
	Lednings- motstands- teller tube stripe	Trapp eller ledeinnretning	h	h	o	ja	ja	l m	l	Naturlig dødlighet og fangstdata Andre arter i telleområdet	Skiller arter bare ved størrelsesfordeling.
	Sonar / ekkolodd	Terskel eller dam. Bredde avh. av lednings- evne - maks 15 - 20 m. Stabil vannføring. Passer for vassdrag med store pop. Setter krav til dybde og bunnf. på montasjested.	h	h	o	ja	ja	l m/h	l	Naturlig dødlighet og fangstdata Andre arter i telleområdet	Elva kan deles i opptil fire segmenter. Skiller arter bare ved størrelsesfordeling.
Formgjenkjenning	Digital bildebehandling	Vassdrag med trapp eller ledeinnretning.	(h)	(h)	ja	ja	nei	l h	l	Naturlig dødlighet og fangstdata	Stiller krav til liten turbulens og god obs.forh. på montasjested. Ikke utprøvd i elver (i Norge)
Visuell telling	Driv / dykk	Klart vann. Egner seg til mellomstore og små vassdrag. Vanndybde over 30 - 40 cm.	m	m	ja	ja		m l	m	Naturlig dødlighet og fangstdata Gytetidspunkt	Kostnader avh. av størrelse på vassdrag og innsamlings design.
	Fra elvebredden	Klart vann. Muligheter for å gå langs bredden. Fordel med utkikkspunkter.	l/m	m	nei	nei		l l	m/h	Naturlig dødlighet og fangstdata Gytetidspunkt	Presisjon avh. av subjektive vurderinger hos telle mannskapene.
	Video med timelaps	Klart vann. Maks. bredde ved montasjested med ett kamera ca. 20 m. Rolig overflate.	h	h	o	ja	ja	l m	m	Naturlig dødlighet og fangstdata	Brukes hovedsaklig som kontroll av andre metoder. Skiller arter bare ved størrelsesfordeling
Fangststatistikk		Vassdrag med stabil fangstinnsetts.	l	m	ja	ja		l l	h	Fangsteffektivitet også over tid. Redskapstypers selektivitet.	
INDIREKTE Gytegrop telling	Utvalgsanalyse	Merking-gjenfangst	Mulighet for fangst av individer for merking. Middels til store populasjoner.	m/h	m	ja	ja	m l	m/h	Naturlig dødlighet og fangstdata	Merking kombineres med fellefangst. Gjenfangst data avh. av god innrapportering.
	Gytegrop telling	Driv / dykk	Klart vann. Egner seg til mellomstore og små vassdrag. Vanndybde over 30 - 40 cm.	l/m	m	nei	nei	m l	m	Forhold mellom antall gytegrøper og antall gytefisk.	Presisjonsnivå ennå usikkert.
		Fra elvebredden/båt	Klart vann. Muligheter for å gå langs bredden. Fordel med utkikkspunkter.	l	m	nei	nei		l l	m/h	Forhold mellom antall gytegrøper og antall gytefisk.
	Fly/helikopter	Klart vann. Flybart luftrom.	m	m	nei	nei		m l	l	Forhold mellom antall gytegrøper og antall gytefisk.	Kostnader og presisjon avh. av om det benyttes foto og eller video-opptak i tillegg

I mange av vassdragene finnes både laks og aure, og i en del også røye i tillegg. Noen tellemetoder skiller mellom arter, andre skiller arter bare dersom det er klare størrelsesforskjeller eller adskilte gytetidspunkt, mens andre igjen ikke kan skille mellom arter eller grupper i det hele tatt.

For å klargjøre hvilke problemer man står ovenfor i estimering av antall gytefisk i en bestand er det nødvendig å gi en kort beskrivelse av de ulike artene, og forskjellene som gjør at enkelte tellemetoder må utelukkes i vassdrag der flere arter opptrer sammen.

Laks, aure og røye viser avtagende grad av anadromitet vurdert ut fra utvandringmønster, oppholdstid i havet og hyppighet av ikke-anadrome stammer (Rounsefell 1958, Hoar 1976; 1988, Heggberget m.fl. 1992). Laks vandrer ut i sjøen når den er 1-6 år gammel, og vanligvis 11-15 cm lang. Den foretar som regel lange vandring, og overvintrer 1-3 år i havet før den vender tilbake til oppvekstelva for å gyte. I de fleste laksepopulasjoner er det hanner som kjønnsmodner før utvandring. Andelen av tidlig kjønnsmodning varierer sterkt mellom ulike vassdrag og laksestammer, fra ca 3 % i Altaelva (Heggberget 1989) til ca 80 % i andre bestander (Myers 1984). Telling av gytefisk på vandring opp i vassdraget vil ikke ta hensyn til andelen gytepar i systemet, og må korrigeres for dette.

Aure og røye viser stor fleksibilitet i valg av livshistorie. Begge disse artene har anadrome bestander som vandrer til sjøen som smolt ved varierende alder og størrelse, avhengig av breddegrad og vassdrag. De gyter i ferskvann, foretar forholdsvis korte vandring i kystnære områder, og både umoden og moden sjøaure og sjørøye overvintrer i ferskvann. Umoden fisk kan overvintrer i et annet vassdrag enn den vokste opp i, men vender sannsynligvis tilbake til oppvekstvassdraget for å gyte når den blir kjønnsmoden. Sjøauren er i likhet med laksen utbredt langs hele kysten i motsetning til sjørøya som ikke finnes naturlig utbredt sør for grenseområdet mellom Nord-Trøndelag og Nordland. Hos både røye og aure finner vi at en del av populasjonen, både hanner og hunner, ikke vandrer ut i sjøen, men forblir i ferskvann hele livet (ferskvannsstasjonære). Ved telling av oppvandrende aure og røye må det korrigeres for innslaget av umoden fisk, og det må korrigeres for bidraget fra stasjonære individer for å finne den egentlige gytebestanden i vassdraget.

Tidspunkt for oppvandring og fordeling av gytefisken i vassdraget vil også spille inn for valg av egnet tellemetode. Sjøauren har f.eks. viktige gyteområder i sidebekker og -elver, og telling av fisk eller gytegroper i hovedvassdraget blir mangelfullt. I Vikedalselva utgjorde sidebekker og -elver 8 % av oppvekstarealet,

men stod for 24-30 % av yngelproduksjonen. Laks derimot ble bare registrert sporadisk i sidebekkene som stod for <1 % av yngelproduksjonen (Larsen upubl. materiale). Hos røye foregår mye av gytingen på stille vann, og skiller seg dermed fra laks og aure. Dette gjør at gytegroptelling er uegnet for de fleste bestander av sjørøye.

3.2 Presisjon

Presisjonen i de ulike metodenes estimater er delt i fem komponenter: 1) nøyaktigheten (hvor nær estimatet ligger i forhold til det virkelige tallet), 2) konfidens (målet på om metoden gir stabile estimater over tid selv om angitt antall ikke stemmer med den virkelige populasjonsstørrelsen), 3) evne til å skille arter, 4) evne til å skille størrelsesgrupper og 5) evne til å skille mellom opp- og nedvandring.

Det er gjort en rekke sammenligninger mellom ulike metoders presisjon både i små og store populasjoner. Det viser seg at fellefangst fortsatt blir sett på som den mest pålitelige metoden, og i de fleste tilfellene benyttes total fellefangst som kontrollmetode (bl.a. Symons & Waldichuk 1984, Johnston m.fl. 1986, Prouzet & Dumas 1988). Fotoelektriske tellere gir estimater med varierende presisjon alt etter type apparatur. Nøyaktigheten ligger nær 100 % for de beste tellerne (River Stock Monitor, Gudjonsson & Gudmundsson 1994), mens påliteligheten av Kilvik-telleren er mer variabel; fra usikre registreringer og funksjonssvikt til 100% samsvar under kontrollerte forhold (A.Mikkelsen, A.Rikstad pers.medd.). Ledningsmotstands-tellere har en testet nøyaktighet på 90-100% (McGrath 1975, Mann m.fl. 1983, Dunkley & Shelton 1991, Reddin m.fl. 1992), og har oppnådd stadig bedre resultater. Siste generasjon ledningsmotstands-tellere må betraktes som svært pålitelige. Akustiske tellere har hatt svært varierende nøyaktighet, fra kraftig overestimering (>1000%, Johnston m.fl. 1986) til 90-95% registrering under optimale forhold (Cousens m.fl. 1982). Dette gjelder imidlertid telling av stillehavslaks, og det finnes ingen refererte estimater for atlantisk laks. Visuelle telling varierer mye i nøyaktighet avhengig av metode og art, men de er betraktet som relativt unøyaktige (20-90% av totalantall). Fangststatistikken underestimerer antall fanget fisk ved at bare 30-50% av reell fangst innrapporteres (Gjøvik 1981, Symons & Waldichuk 1984). Merking-gjenfangst gir ikke tilfredsstillende estimater før populasjonene etter norske forhold blir store, og presisjonen øker med antall merkede og gjenfangede individer. Hay (1984) beskriver gytegroptelling som ga -10% til +15% variasjon i estimatet i forhold til telling av fisk i fangstfelle, men generelt vil gytegroptelling underestimere antall reir.

3.3 Kostnader og lokal innsats

Kostnader direkte knyttet til tellemetodene og graden av lokal medvirkning, er to sider av samme sak. Høy grad av lokal innsats vil minske kostnadene til reise- og oppholdsutgifter. Metodene krever i varierende grad teknisk og biologisk kompetanse og/eller lokalkunnskap. Mye av denne kompetansen kan finnes i lokalmiljøet blant grunneiere og sportsfiskere i vassdraget. Særlig de visuelle tellemetodene krever erfaring, og er vanskeligst å lære. Variasjon i erfaringen med arbeidet gir seg størst utslag for disse metodene, og påvirker presisjonen av estimatene mest.

Kostnadene er fordelt på investeringer og driftskostnader. De fleste automatiske tellerne krever høye investeringer, men har lave driftskostnader (eks. Bendix sonar, tabell 2). Motsatt vil de manuelle metodene kreve mange arbeidstimer, men ofte mindre investeringskostnader (eks. fellefangst, tabell 2). Unntaket her er de store felleanleggene som er kostbare i produksjon og tilpassing. Innsats i "mann-dager pr. dag" var 2,4 for fellefangsten, 1,7 for merking-gjenfangst og 0,2 for sonaren. Investeringene var størst for sonaren, men pga. arbeidskostnader var fella dyrest totalt sett med merking-gjenfangst som den billigste metoden.

Et åpent spørsmål ved alle tekniske innretninger er driftssikkerhet og værbestandighet. Avansert teknologi og datautstyr kan gjøre at den lokale operatør blir ute av stand til å rette opp feil som måtte oppstå, og teknisk fagpersonell fra utstyrsleverandøren må tilkalles. Selv om mindre tekniske feil kan repareres lokalt vil det oppstå avbrudd i registreringene som er vanskelige å dekke opp på annen måte. Tordenvær satte Logie-telleren i Northeast River på Newfoundland ute av drift (Reddin m.fl. 1992), og strømbrudd kan være et

problem for flere tekniske innretninger som ikke har alternative strømkilder i form av batteri eller solcelleanlegg. Johnston m.fl. (1986) angir 30% driftsavbrudd for sonartelleren, men bare 7% for fangstfeller. Driftsavbrudd er generelt vanskelig å gardere seg mot, men det bør settes store krav til leverandør med hensyn til driftssikkerhet og -pålitelighet når teknisk avansert utstyr velges.

3.4 Tilleggsinformasjon

Metodene som teller all oppvandrende fisk over sesongen eller som baserer seg på uttak over en lang tidsperiode må korrigeres for flere forhold. Primært må det tas hensyn til naturlig dødelighet etter oppvandring som er forårsaket av 1) sportsfiske inkludert dødelighet som følge av mislykket fangst (kroking, utmatting), 2) sykdom (f.eks. furunkulose), 3) parasitter (f.eks. Gyrodactulus) og 4) vannkvalitet (sure nedbørsepisoder/sjøsaltepisoder, landbruksforurensning o.a.). Metoder som teller gytefisk så nær opp til gytetidspunktet som mulig vil være fordelaktig fra denne synsvinkel da de direkte estimerer antall fisk som virkelig er tilstede for å gjennomføre gyting. Estimering av antall gytefisk basert på fangststatistikk har også klare begrensninger nettopp ut fra tidsaspektet da det fortsatt vandrer opp gytefisk etter at den normale fiskesesongen er avsluttet. Særlig vil innslaget av rømt oppdrettsfisk øke utover i sesongen med hovedinnvandring etter at fiskesesongen er slutt.

I tillegg vil forskjellige biologiske aspekter som vandringshastighet, betingelser for vandring (f.eks. vannføring, vanntemperatur) og atferd i forbindelse med gyting ha betydning for presisjonen og anvendbarheten av enkelte metoder og for tolkingen av resultatene.

Tabell 2 En sammenligning av kostnader og driftssikkerhet for tre metoder for estimering av antall gytefisk. Alle arbeidskostnader er oppgitt i antall mann-dager. Priser i kanadiske dollar. Fra Johnston m.fl. (1986).

	Temporary Counting Fence	Mark-Recapture	Bendix Sonar
Capital costs:			
materials	\$ 3900	\$ 800	\$ 80000
fabrication labour	10	-	-
installation labour	15	-	19
removal labour	7	-	5
Operating costs:			
materials	\$ 200	\$ 775	\$ 50
labour per operating day	2,4	1,7	0,2
Reliability:			
per cent time usable	93	75	70

Det er viktig å innse at automatiske telleinnretninger alene, uansett type, ikke kan gi tilstrekkelig informasjon til å beskrive den egentlige gytebestand og populasjonens struktur. I tillegg til å telle antall fisk er det en stor fordel at en teller kan skille mellom ulike størrelser av fisk. I det minste bør det kreves at utstyret i rene lakseelver kan skille ensjø-vinter laks (smålags) fra flersjø-vinter fisk (mellom- og storlags). Å skille på størrelse er spesielt viktig i vassdrag der det forekommer andre arter (sjøaure, sjørøye, ål, gjedde og niøye), og dette stiller store krav til nøyaktighet og artsgjenkjenning. I mange tilfeller kan det være nødvendig å overvåke telleren og aktiviteten i telleområdet f.eks. med time lapse video. Det må likeledes tilstrebtes at fisken kan passere telleinnretningen uhindret slik at ikke vandringss- atferden blir forstyrret. Det er i det hele tatt viktig at fisketellingene legges opp så skånsomt som mulig for fisken. Det er i flere vassdrag observert at fisk kan vandre nedover i elva etter merking. Dette viser at fisk endrer atferd ved behandling, og dette er en av de viktigste motforestillingene mot fellefangst som tellemetode i tillegg til den stengelseeffekt fella kan ha som gjør at oppvandringen hemmes eller hindres.

I forvaltningssammenheng er det nødvendig å ha kjennskap til antall gytefisk i et vassdrag. Men det er også viktig å vite noe om hva som er det optimale antall gytefisk. Hvor mye fisk må det være for å optimalisere ungfisk- og smoltproduksjonen kvalitativt og kvantitativt? Vil en økt mengde gytefisk automatisk øke mengden ungfisk? I Girnock Burn var det stor variasjon i antall kjønnsmodne hunnlaks, men det var ingen produksjonsmessig gevinst i de årene antall rogn overskred 3,4 rogn pr. m² elvebunn (Buck & Hay 1984). Denne problemstillingen vil det imidlertid gå for langt å diskutere videre her, men det er viktige aspekter i videre forvaltning av bestander av anadrom laksefisk.

4 Anbefalinger

Oppsummerer vi styrken og svakheten til de ulike metodene i forskjellige vassdrag, finner vi ingen enkeltmetode for overvåking av gytebestander som peker seg ut som ideell. Ut fra eksisterende erfarings- og kunnskapsnivå vil vi imidlertid anbefale at det arbeides videre med enkelte av metodene. Rekkefølgen angir ingen prioritering da vassdragstype og ønsket presisjonsnivå vil avgjøre metodevalget.

1. Fangstfellene for absolutte tellinger i lmsa og Halsvassdraget opprettholdes. Fangstinnretninger som kontrollerer all opp- og nedvandrende fisk er imidlertid så ressurskrevende at det aldri kan bli noen anbefalt generell overvåkingsmetode. Fellefangst er imidlertid den metoden som gir de mest akseptable estimatene for antall tilbakevandrende fisk. Transportable feller som raskt kan utplasseres og tilpasses lokaliteten er ikke forsøkt i Norge, og kan være interessant i enkelte mindre vassdrag. Når vi ikke umiddelbart anbefaler dette baserer det seg på høye kostnader, og de negative sidene som fangst og behandling av fisken kan ha på atferd og overlevelse.

2 (åpen elv). Lednings-motstandstillere av Logie-typen i mindre vassdrag (eller i større vassdrag der terskler, dammer e.l. konsentrerer oppgangen til et mindre vannvolum). Som et alternativ til bygging av permanente terskler eller dammer der elektrodene monteres ser vi for oss at det er mulig å prefabrikere betongelementer med innstøpte elektroder for utplassering i mindre vassdrag. Dette gjør installasjonene fleksible, men krever utrednings- og utviklingsarbeid før en prototyp vil være funksjonell og i drift. Uprøving og testing av metodens pålitelighet må skje ved videoregistrering.

3 (fisketrapper). Tellingene i utvalgte laksetrapper med videreutvikling av ulike former for automatisk telling. Mange fisketrapper har i de seneste årene fått montert fotocelle-tellere av typen Kilvik. På grunn av varierende kvalitet på innsamlede data er det noe usikkert hvor pålitelige disse tellerne er pr. idag. Vi vil anbefale at utstyret fortsatt betraktes som interessant utfra kostnad, men ytterligere satsing må følges opp med midler til å utvikle utstyret og få redegjort for påliteligheten. Det må gis mulighet til en tettere oppfølging fra produsent som i sterkere grad må trekkes med i montering og utprøving på lokaliteten. Tilleggsutstyr som gjør det mulig å koble videoregistrering til utstyret er en del av oppfølgingen, og det må arbeides med kalibrering av fiskestørrelse slik at lengde kan utledes. En slik videreutvikling av Kilvik-telleren må selvsagt avveies mot utprøving av

dyrere utstyr som allerede er operativt og som har vist pålitelige resultater (primært River Stock Monitor eller tilsvarende telleinnetninger). I kombinasjon med automatisk telleutstyr er det nødvendig med fasiliteter som muliggjør innsamling av data om artsfordeling og generelle bestandsparametere (fellefangst).

4. Telling av gytefisk ved hjelp av drivobservasjoner (dykking) kan utføres i en del klarvannselver (spesielt på Vestlandet). Det er imidlertid nødvendig med en generell kontroll av metodens pålitelighet. Dette kan tenkes gjennomført ved fisketelling forut for rotenonbehandlinger i gyro-infiserte vassdrag, sammenholdt med telling av død fisk innenfor avgrensede soner i vassdraget etter behandling. Dette vil gi gode data også på drivernes evne til artsgjenkjennelse og størrelsesvurdering.

5. Gytegroptelling, primært fra lufta, egner seg i mange vassdrag, og bør utvikles videre. Det trengs imidlertid mer kunnskap om hvor mange gytefisk et gitt antall gytegroper representerer. Påliteligheten av tellingene mener vi kan økes ved bruk av video-opptak med høy oppløsning.

6. Merking-gjenfangst. Merking av oppvandrende fisk gjennomføres ved hjelp av kilenot i munningsområdet eller indre fjordområder til vassdraget, eller fisk merkes i fangstfelle i elver som har slike fasiliteter nær utløpet. Estimer av gytebestanden baseres på gjenfangst i uttak gjennom sportsfiske og/eller ved drivobservasjoner av gytefisk i tida nær gytetidspunktet. Estimer basert på gjenfangst ved sportsfiske begrenser seg til bestandsstørrelsen ved fiskesesongens slutt. Dette krever bl.a. innlevering av alle merker fra sportsfiskere samt gode fangstdata forøvrig. For å få til dette må det innføres høye depositum ved kjøp av fiskekort som returneres ved riktig utfyllt fangstskjema, eventuelt kombinert med premiering. Merking-gjenfangst kan på denne måten gi sikker informasjon i en del store vassdrag der andre telling er umulig.

7. Det er viktig at det foretas et utvalg av vassdrag der det satses på overvåking av gytebestander. I disse vassdragene må det gjennomføres overvåking med faste metoder og med fast personell for å sikre at resultatene blir sammenlignbare over tid. Det kan være riktig å gruppere vassdragene (f.eks. etter størrelse, lengde lakseførende strekning, vannføring, vanndybde, fiskemengde eller trusselfaktorer) før man anbefaler metoder i typevassdrag (referansevassdrag). En metode som er velegnet i en type vassdrag kan være nærmest ubrukelig eller gi liten informasjon i et annet typevassdrag.

5 Litteratur

Henvisninger med * foran forfatternavnet er artikler som ikke er sett, men beskrevet i annen litteratur.

- Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1994. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). - Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1994-7: 1-56.
- Barlaup, B. 1994. Audna. Fisk. - I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1992. DN-Notat nr.3-1994. s. 29-35.
- Beach, M.H. & Walker, L.H. 1975. The application of electrical automatic counters to fisheries. - I: Welcomme, R.L. (red.). Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers. EIFAC Tech. Pap. 23 Suppl. 1/I: 400-405.
- Bendix Electrodynamics Division 1975. Proposed salmon counter and side scanner. - Brosjyre. 22 s.
- Berg, M. 1977. Tagging of migrating salmon smolts (*Salmo salar* L.) in the Vardnes River, Troms, Northern Norway. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56: 5-11.
- Bevan, D.E. 1961. Variability in aerial counts of spawning salmon. - J. Fish. Res. Board Can. 18: 337-348.
- Bjerknes, V. & Rikstad, A. 1977. Fiskeribiologiske undersøkelser i den norske del av Neiden-vassdraget i 1975 og -76. - DVF - Fiskerikon-sulenten i Finnmark. 46 s.
- Blair, A.A. 1957. Counting fence of netting. - Trans. Am. Fish. Soc. 86: 199-207.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. - Hydrobiologia 173: 9-43.
- Bozek, M.A. & Rahel, F.J. 1991. Comparison of streamside visual counts to electrofishing estimates of Colorado River cutthroat trout fry and adults. - N. Am. J. Fish. Managm. 11: 38-42.
- Braithwaite, H. 1975. Sonar fish counting. - I: Welcomme, R.L. (red.). Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers. EIFAC Tech. Pap. 23 Suppl. 1/I: 369-380.
- *Brown, D.W. 1981. The design and construction of an experimental fish counter in the River North Esk, at Logie, near Montrose. - Civil Engineering and Water Services, Scottish Development Departement. 20 s.
- Buck, R.J.G. & Hay, D.W. 1984. The relation between stock size and progeny of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. - J. Fish. Biol. 14: 1-11.

- Carlin, B. 1955. Tagging of salmon smolts in the River Lagån. - Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 36: 57-74.
- Chadwick, E.M.P. 1982. Recreational catch as an index of Atlantic salmon spawning escapement. - ICES, C.M.1982/M:43. 5 s.
- *Clay, C.H. 1961. Design of fishways and other fish facilities. - Ottawa, Queen's Printer. 301 s.
- *Cousens, N.B.F., Thomas, G.A., Swann, C.G. & Healy, M.C. 1982. A review of salmon escapement estimation techniques. - Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1108.
- Crow, J.F. & Kimura, M. 1972. The effective number of a population with overlapping generations: A correction and further discussion. - Am. J. Hum. Genet. 24: 1-10.
- *Crump, ES. 1952. A new method of gauging stream flow with little afflux by means of a submerged weir of triangular profile. - Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Part 1: Design and construction 1: 223-242.
- *Davenel, A., Guizard, C., Labarre, T. & Sevilla, F. 1988. Automatic detection of surface defects on fruit by using a vision system. - J. Agric. Eng. Res. 41: 1-9.
- Direktoratet for naturforvaltning 1993. Overvåking og overvåkingsrelatert forskning på anadrom laksefisk. Innstilling fra arbeidsgruppe. Dokumentutkast. - 22 s. (i manus).
- Direktoratet for naturforvaltning 1994. Oversikt over norske vassdrag med anadrome laksefisk pr. 01.01.1994. Utskrift fra lakseregisteret. - 42 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 1995. Videreutvikling av fangststatistikken for anadrome laksefisk. - 35 s. + vedlegg (i manus).
- Direktoratet for naturforvaltning og Vassdragsregulantenenes forening 1990. Fisketrapper. Funksjoner og virkemåte. Innstilling fra fisketrapputvalget. - 72 s.
- Dunkley, D.A. & Shearer, W.M. 1982. An assessment of the performance of a resistivity fish counter. - J. Fish. Biol. 20: 717-737.
- Dunkley, D.A. & Shearer, W.M. 1989. Swimming height of Atlantic salmon *Salmo salar* L., crossing a Crump weir. - Aqua. Fish. Managm. 20: 193-198.
- Dunkley, D.A. & Shelton, R.G.J. 1991. Recent developments in automatic fish counters for salmon rivers. - ICES, C.M.1991/M:27. 5 s.
- Eicher, G.J. 1953. Aerial methods of assessing red salmon populations in Western Alaska. - J. Wildl. Managm. 17: 521-527.
- Eide, T. 1994. Klassifisering/sortering av fisk ved digital bildebehandling. - NJF-Teknikk-94, Kolbotn 7.-9.november 1994. Manus 4 s.
- Gardiner, W.R. 1984. Estimating population densities of salmonids in deep water in streams. - J. Fish. Biol. 24: 41-49.
- Gjøvik, J.A. 1981. Undersøkelser av lakse- og sjøaurefisket i Gaula og Driva 1979 og 1980. - DVF - Fiskerikonsulentene i Midt Norge. 73 s.
- Gudjonsson, S. & Gudmundsson, H. 1994. Development and testing of a new light gate fish counter in rivers. - ICES, C.M.1994/M:14. 10 s.
- Gudmundsson, H. 1994. The River Stock Counter in Blanda 1993. - Vaki Aquaculture Systems Ltd. Rapport. 8 s.
- Guillouët, J. & Caron, F. 1994. Indirect estimate of Atlantic salmon escapement in Quebec rivers. - ICES, C.M.1994/M:21. 6 s.
- Hansen, L.P. 1987. Laks. - I: Borgstrøm, R. & Hansen, L.P. (red.). Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo. s. 50-66.
- Hansen, L.P. 1990. Exploitation of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from the River Drammenselv, SE Norway. - Fisheries Research 10: 125-135.
- Hansen, L.P., Næsje, T.F. & Garnås, E. 1986. Stock assessment and exploitation of Atlantic salmon *Salmo salar* L. in the river Drammenselv. - Fauna norv. Ser. A 7: 23-26.
- *Hay, D.W. 1984. The relationship between redd counts and the numbers of spawning salmon in the Girnock Burn (Scotland). - ICES, C.M.1984/M:22. 4 s.
- Heggberget, T. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. Fish. Aquat. Sci. 45: 845-849.
- Heggberget, T.G. 1989. The population structure and migration system of Atlantic salmon *Salmo salar*, in the River Alta, North Norway. A summary of studies 1981-1986. - I: Brannon, E. & Jonsson, B. (red.). Proceedings of the Salmonid migration and distribution symposium. 23.-25.juni 1987. School of Fisheries, University of Washington/Norwegian institute for nature research. s. 124-139.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T. & Veie-Rosvoll, B. 1982. Gytregistreringer i Orkla høsten 1981. - Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Rapport. 7 s.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T. & Veie-Rosvoll, B. 1986. An aerial method of assessing spawning activity of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in Norwegian streams. - J. Fish. Biol. 28: 335-342.
- Heggberget, T.G., Haukebø, T., Mork, J. & Ståhl, G. 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. - J. Fish. Biol. 33: 347-356.
- Heggberget, T.G., Staurnes, M., Strand, R. & Husby, J. 1992. Smoltifisering hos laksefisk. - NINA-Forskningsrapport 31: 1-42.
- Heggberget, T.G. & Økland, F. 1992. Telemetri i fiskeundersøkelser - Muligheter og

- begrensninger. - NINA-Oppdragsmelding 128: 1-15.
- *Hellawell, J.M. 1973. Automatic methods of monitoring salmon populations. - International Atlantic salmon symposium, St.Andrews, Canada, 1972. Spec. Publ. Atlant. Salm. Fdn. 4: 317-337.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. - *Aqua. Fish. Managm.* 22: 85-91.
- Heyerdahl, P.H. 1994. Optisk biomasseestimering av svømmende fisk. - NJF-Teknikk-94, Kolbotn 7.-9.november 1994. Manus 5 s.
- Hindar, A., Larsen, B.M., Hesthagen, T., Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 1989. Vikedalselva, Rogaland - I: Kleiven, E. (red.). Kalkingsvirksomheten i 1987. DN-Rapport nr.6-1989. s. 31-46.
- Hoar, W.S. 1976. Smolt transformation: evolution, behaviour and physiology. - *J. Fish. Res. Board Can.* 33: 1233-1252.
- Hoar, W.S. 1988. The physiology of smolting salmonids. - I: Hoar, W.S. & Randall, D.J. (red.). *Fish physiology. The physiology of developing fish. Viviparity and posthatching juveniles.* Volume XI B. Academic Press, New York, NY. s. 275-343.
- Irvine, J.R., Ward, B.R., Teti, P.A. & Cousens, N.B.F. 1991. Evaluation of a method to count and measure live Salmonids in the field with a video camera and computer. - *N. Am. J. Fish. Managm.* 11: 20-26.
- Jensen, A.J. 1983. Oppgang av laks i Vefsnavassdraget i forhold til vannføring og vanntemperatur. - Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene. Rapport nr.6- 1983. 57 s.
- Jensen, A.J., Heggberget, T.G. & Johnsen, B.O. 1986. Upstream migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the River Vefsna, northern Norway. - *J. Fish. Biol.* 29: 459-465.
- Jensen, K.W. 1979. Lakseundersøkelser i Eira. - I: Gunnerød, T.B. & Mellquist, P. (red.). *Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver.* NVE/DVF. s. 165-173.
- Jensen, K.W. 1981. On the rate of exploitation of salmon from two Norwegian rivers. - *ICES, C.M.* 1981/M:11. 8 s.
- Johnsen, B.O. (red.) 1994. Ulla-Førrereguleringen. Rapport fra rådgivende arbeidsgruppe for vurdering av undersøkelser og tiltak. - NINA Utredning 64: 1-51.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1991. The Gyrodactylus story in Norway. - *Aquaculture* 98: 289-302.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1994. The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers. - *J. Fish. Biol.* 45: 47-55.
- Johnston, N.T., Irvine, J.R. & Perrin, C.J. 1986. A comparative evaluation of fence count, mark-recapture, and Bendix sonar estimates of salmon escapements in the Keogh River, a variable-flow coastal B.C. stream. - *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1453. 44 s.
- Keenleyside, M.H.A. 1962. Skin-diving observations of Atlantic salmon and brook trout in the Miramichi River, New Brunswick. - *J. Fish. Res. Board Can.* 19: 625-634.
- Kilvik, K. 1994. Fisketeller type FL60. - Brosjyre. 2 s.
- King, B.E. 1984. Site characteristics for Bendix side scanner sonar deployment in Upper Cook inlet, Alaska. - I: Symons, P.E.K. & Waldichuk, M. (red.). *Proceedings of the workshop on stream indexing for salmon escapement estimation, West Vancouver, B.C., 2.-3. februar 1984.* *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1326. s. 187-196.
- Korsen, I. 1979. Reproduksjonsundersøkelser i regulerte laksevassdrag i Midt-Norge. - I: Gunnerød, T.B. & Mellquist, P. (red.). *Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver.* NVE/DVF. s. 201-228.
- Larsen, B.M., Jensen, A.J. & Johnsen, B.O. 1988. Oppgang av laks og sjøaure gjennom fisketrappa i Sjurhaugfossen, Lærdalselva. - Direktoratet for naturforvaltning, Reguleringsundersøkelsene. Rapport nr.5-1988. 43 s.
- Lawson, K.M. 1975. The electronic monitoring of salmon in Lancashire, England. I: Welcomme, R.L. (red.). *Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers.* EIFAC Tech. Pap. 23 Suppl. 1/I: 388-399.
- *Lethlean, N. G. 1953. An investigation into the design and performance of electric fish-screens and an electric fish-counter. - *Trans. R. Soc. Edinb.* 62: 479-526.
- *Libby, D.A. 1981. Difference in sex ratios of the anadromous alewife, *Alosa pseudoharengus*, between the top and bottom of a fishway at Damariscotta lake, Maine. - *Fish. Bull.* 79: 207-211.
- *McGrath, C.J. 1974. The fish trapping installation at the Salmon Leap, Furnace, Co. Mayo. - EIFAC/74//Symp.20. 9 s.
- McGrath, C.J. 1975. A report on fish counting installations in Ireland. - I: Welcomme, R.L. (red.). *Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers.* EIFAC Tech. Pap. 23 Suppl. 1/II: 447-465.
- *Mann, R.H.K., Hellawell, J.M., Beamont, W.R.C. & Williams, G.I. 1983. Records from the automatic fish counter on the river Frome, Dorset. 1970-1981. - *Freshwater biological association, Occasional publication* 19. 100 s.

- Mathisen, O.A. 1980. Acoustic stock assessment. I: Backiel, T. & Welcomme, R.L. (red.). Guidelines for sampling fish in inland waters. - EIFAC Techn. Pap. 33. s. 115-141.
- Mathisen, O.A. & Nunnallee, E.P. 1975. Acoustic stock estimation as a tool in management of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*, Walbaum) runs. - I: Welcomme, R.L. (red.). Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers. EIFAC Techn. Pap. 23 Suppl. 1/I: 346-363.
- Menin, A. & Paulus, R.D. 1975. Fish counting by acoustic means. - I: Welcomme, R.L. (red.). Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers. EIFAC Techn. Pap. 23 Suppl. 1/I: 364-368.
- Mullins, C.C., Claines, P.L., Caines, D. & Peppar, J.L. 1991. A two-compartment fish trap for simultaneously counting downstream and upstream migrants in small rivers. - North Am. J. Fish. Managm. 11: 358-363.
- Murray, A.R. 1968. Estuarine net counting fence for trapping Atlantic salmon. - Trans. Am. Fish. Soc. 97: 282-286.
- Myers, R.A. 1984. Demographic consequences of precocious maturation of Atlantic salmon (*Salmo salar*). - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1349-1353.
- Neilson, J.D. & Geen, G.H. 1981. Enumeration of spawning salmon from spawner residence time and aerial counts. - Trans. Am. Fish. Soc. 110: 554-556.
- Nordland, J. 1981. 10-års verna vassdrag i Vest-Norge. Vikedalsvassdraget. - DVF-Fiskerikonsulentene i Vest-Norge. 42 s.
- Northcote, T.G. & Wilkie, D.W. 1963. Underwater census of stream fish populations. - Trans. Am. Fish. Soc. 92: 146-151.
- Paulsen, L.I., Rikstad, A. & Einvik, K. 1991. Lakseundersøkelser i Namsenvassdraget i perioden 1987-90. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Miljøvernavdelingen. Rapport nr.5 - 1991. 78 s.
- *Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C. & Hines, J.E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. - Wildl. Monogr. 107: 1-97.
- Prouzet, P. & Dumas, J. 1988. Measurement of Atlantic salmon spawning escapement. - I: Mills, D. & Piggins, D. (red.). Atlantic salmon: planning for the future. The proceedings of the third international Atlantic salmon symposium, Biarritz, Frankrike, 21.-23. oktober 1986. s. 325-344.
- Reddin, D.G., O'Connell, M.F. & Dunkley, D.A. 1992. Assessment of an automated fish counter in a Canadian river. - Aqua. Fish. Managm. 23: 113-121.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - Bull. Fish. Res. Board Can. 191: 1-382.
- Robson, D.S. & Regier, H.A. 1968. Estimation of population number and mortality rates. - I: Ricker, W.E. (red.). Methods for assessment of fish production in fresh waters, 2nd edition. IBP Handbook No. 3, Blackwell, Oxford. s. 131-165.
- Romundstad, A.T. 1983. Erfaringer med fisketrappene i Lærdalselven. - I: Vassdragsregulantenenes forening. Fiskesymposiet høsten 1983. VR/LFI. s.9-16.
- Rosseland, L. 1979. Litt om bestand og beskatning av laksen fra Lærdalselva. - I: Gunnerød, T.B. & Mellquist, P. (red.). Vassdragsreguleringens biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. NVE/DVF. s. 174-186.
- Rounsefell, G.A. 1958. Anadromy in North American Salmonidae. - U.S. Fish. Wildl. Ser. Fish. Biol. 58: 158-171.
- Ruggles, C.P. 1975. The use of fish passes, traps and weirs in Eastern Canada for assessing populations of anadromous fishes. - EIFAC Techn. Pap. 23 Suppl. 1/II: 466-489.
- Ruggles, C.P. 1980. Sampling migrating salmon. - I: Backiel, T. & Welcomme, R.L. (red.). Guidelines for sampling fish in inland waters. - EIFAC Techn. Pap. 33. s. 143-158.
- Ruggles, C.P. & Turner, G.E. 1973. Recent changes in stock composition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Miramichi River, New Brunswick. - J. Fish. Res. Board Can. 30: 779-786.
- Saila, S.B., Polgar, T.T., Sheehy, D.J. & Flowers, J.M. 1972. Correlations between alewife activity and environmental variables at a fishway. - Trans. Am. Fish. Soc. 101: 583-594.
- Scott, B. 1978. Marking and tagging. - I: Ricker, W.E. (red.). Methods for assessment of fish production in fresh waters, 2nd edition. IBP Handbook No. 3, Blackwell, Oxford. s. 82-97.
- Scottish Office Agriculture and Fisheries Department 1991. Freshwater fisheries laboratory Pitlochry. Annual Review 1989-1990. Rapport. 45 s.
- Schwarz, C.J., Bailey, R.E., Irvine, J.R. & Dalziel, F.C. 1992. Estimating Salmon spawning escapement using capture-recapture methods. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 1181-1197.
- Seber, G.A.F. 1973. The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin, London. 506 s.
- *Shave, J. 1993. A shipboard imaging systems to sort and identify live fish. - Advanced Imaging xx: 57-59.
- Simpson, K. 1984. The accuracy of mark-recapture estimates of escapements. - I: Symons, P.E.K. & Waldichuk, M. (red.). Proceedings of the workshop on stream indexing for salmon escapement estimation, West Vancouver, B.C.,

- 2.-3. februar 1984. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1326. s. 209-225.
- Slaney, P.A. & Martin, A.D. 1987. Accuracy of underwater census of trout populations in a large stream in British Columbia. - N. Am. J. Fish. Managm. 7: 117-122.
- Statistisk Sentralbyrå 1979. Lakse- og sjøaurefiske 1978. - Statistisk sentralbyrå. Norges offisielle statistikk B 77. 91 s.
- *Strachan, N.J.C. 1993. Length measurement of fish by computer vision. - Comp. and Elec. in Agric. 8: 93-104.
- Ståhl, G. & Hindar, K. 1988. Genetisk struktur hos norsk laks: status og perspektiver. - Direktoratet for naturforvaltning, Fiskeforskningen. Rapport nr.1-1988. 57 s.
- Symons, P.E.K. & Waldichuk, M. 1984. Proceedings of the workshop on stream indexing for salmon escapement estimation, West Vancouver, B.C., 2.-3. februar 1984. - Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1326. 258 s.
- Sæggrov, H., Kålås, S., Lura, H. & Urdal, K. 1994. Vosso-laksen, livshistorie - bestandsutvikling - gyting - rekruttering - kultivering. - Zoologisk Institutt, Økologisk avdeling, Universitetet i Bergen. Rapport. 44 s.
- Sættem, L.M. 1991a. Oppvandring av laks og fordeling av gytefisk i Lærdalselva og andre vassdrag i Sogn. - I: Krogh, F.E. & Sættem L.M. (red.). Villaksseminaret Lærdal 31.mai - 1.juni 1991. s.50-63.
- Sættem, L.M. 1991b. Gytefisk og gyteområde. - I: Søreide, L.P. (red.). Gloppenelva - folket og laksen. s. 72-73.
- Taylor, E.B. & McPhail, J.D. 1985. Variation in body morphology among British Columbia populations of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 2020-2028.
- Walker, L.H. & Beach, M.H. 1975. The development of a fish counter for use in open channels. I: Welcomme, R.L. (red.). Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers. EIFAC Tech. Pap. 23 Suppl. 1/I: 406-413.
- Whelan, W.G., O'Connell, M.F., Hefford, R.N. 1989. Improved trap design for counting migrating fish in rivers. - N. Am. J. Fish. Managm. 9: 245-248.
- *White, H.C. 1939. Bird control to increase the Margaree river salmon. - Bull. Fish. Res. Board Can. 58. 30 s.
- *Whitworth, W.R. & Schmidt, R.E. 1980. Snorkeling as a means of evaluating fish populations in streams. - New York Fish and Game Journal 27: 91-94.
- Winans, G. 1984. Multivariate morphometric variability in Pacific salmon: technical demonstration. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1150-1159.
- Wolf, P. 1951. A trap for the capture of fish and other organisms moving downstream. - Trans. Am. Fish. Soc. 80: 41-45.
- Woodey, J.C. 1984. Escapement estimation in the mangement of Frazer River sockey salmon. - I: Symons, P.E.K. & Waldichuk, M. (red.). Proceedings of the workshop on stream indexing for salmon escapement estimation, West Vancouver, B.C., 2.-3. februar 1984. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1326. s. 197-208.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. - J. Wild. Manag. 22: 82-90.
- Zubik, R.J. & Fraley, J.J. 1988. Comparison of snorkel and mark-recapture estimates for trout populations in large streams. - N. Am. J. Fish. Managm. 8: 58-62.

Vedlegg

En oversikt over vassdrag i Norge der det over noe tid er forsøkt eller forekommer en eller annen registrering av gytebestanden - enten direkte eller indirekte - omfatter 58 anadrome vassdrag (tabell 1). I tillegg finnes det vassdrag som har tellinger fra mange år tilbake, eller vassdrag der det er utført mindre systematiske registreringer i deler av elva eller deler av sesongen, men omfang og presisjon gjør at det er utelatt fra tabellen (eks. Sandvikselva (OA), Æneselva (HO), Fortunelva (SF), Vettefjordelva (SF), Eidselva (SF), Rauma (MR) og Mattiselva (FI)). Fangststatistikk finnes for de fleste av elvene i tabellen i oversiktene fra Statistisk sentralbyrå, men nøyaktigheten av fangstdataene er usikker. Enkelte vassdrag der fangsttinnmeldingen er oppgitt å være god er tatt med i oversikten. Dette bygger imidlertid på skjønn, og flere vassdrag kan sikkert fortjene en plass her.

Tabell 1 Vassdrag i Norge med telling/estimering av antall oppvandrende anadrom laksefisk.

D1: Fellefangst (F1: Fangst i gam, ruse o.a., F2: Fangstanlegg i elv, F3: Fangstfelle i fisketrapp)

D2: Automatisk teller (M: mekanisk, K: foto-elektrisk (Kilvik.teller), L: ledningsmotstand (La: Atlantic, Li: Logie), E: sonar/ekkolodd)

[D3: Formgjenkjenning]

D4: Visuell telling (E: elvebredd/båt, D: drivobservasjon, V: videoovervåking)

I1: Fangst/fangststatistikk (F: god fangststatistikk, B: brukerundersøkelse)

I2: Merking-gjenfangst (X)

I3: Gytegroptelling (F: fly, H: helikopter, E: elvebredd, D: drivobservasjon)

Fylke	Vassdrag	D1	D2	D4	I1	I2	I3
ØS	Glomma	F3					
	Enningdalselva				F		
BU	Drammenselva	F3				(X)	
VE	Numedalslågen	F3	(E)		F		(F/H)
TE	Skienelva	F3	K				
AA	Nidelva	F3	K ¹				
	Storelva		K				
VA	Audna			D			D
	Mandalselva	F3					
RO	Imsa	F2				X	
	Vikedalselva	(F3)	K		B		
	Suldalslågen	F3			F		E
HO	Etneelva				F		
	Oselva				F		
	Vossovassdraget			D			(E)/D
	Modalselva	F3					
SF	Aurlandselva			E			
	Strynseelva			(E)/D			
	Lærdalselva	(F3)	La	E/D			
	Utlia (Årdal)			E			
	Nærøydalselva			E			
	Flåmselva			E			
	Årøyelva			E/D			
	Mørkridselva			E			
	Vikja			E			
	Gloppenelva (Breimselva)	F3		D			
MR	Eira						E/F
	Litledalselva						E
	Isa		K				
	Driva			E	F/B		E/F
ST	Orkla		LI	D	F		F/H
	Gaula				F/B		F/H
	Nidelva						(F)

Fylke	Vassdrag	D1	D2	D4	I1	I2	I3	
NT	Mossa	F3					(E/F)	
	Salvassdraget (Moelva)	F1						
	Årgårdsvassdraget-Øyensåa		K					
	Namsen	F3	(M/K)				H	
	Stjørdalselva						F/H	
	Verdalselva		K				H	
NO	Storelva (Nærøy)	F3						
	Vefsna	F3	(M)					
	Drevja	F3						
	Fusta	F3						
	Ranavassdraget	F3			(F)			
	Lakselva (Misvær)		K ¹					
	Saltdalsvassdraget				F			
	Sagelvassdraget		K					
	Foråsvassdraget	F3						
	Lakselva (Beisfjord)	F3	(K)					
	Åelva (Roksdalsvassdraget)				F			
	TR	Lakselva (Laukhellvassdraget)				F		
		Vardneselva	F3					
Målselvassdraget		F3	K		F			
FI	Skipsfjordvassdraget				F			
	Halselva	F2				X		
	Altavassdraget						F/H	
	Kongsfjordvassdraget		K					
	Neidenvassdraget	F3	(M)/K	V				

1 settes i drift i 1995

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0546-7

331

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**